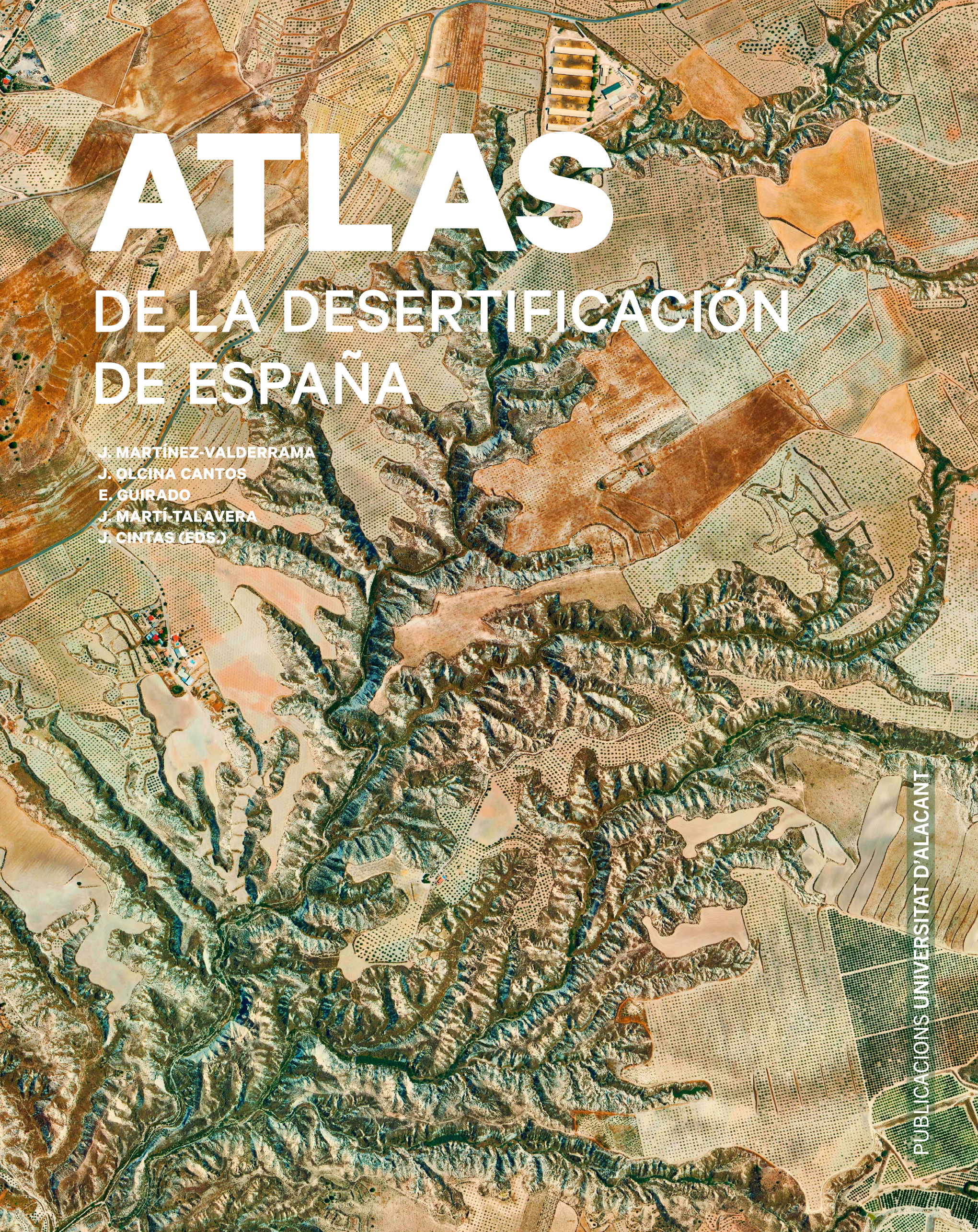




ATLAS

DE LA DESERTIFICACIÓN DE ESPAÑA

J. MARTÍNEZ-VALDERRAMA
J. OLCINA CANTOS
E. GUIRADO
J. MARTÍ-TALavera
J. CINTAS (EDS.)

Atlas
de la desertificación de España

Coordinadores

Jaime Martínez Valderrama. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Jorge Olcina Cantos. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Alicante. Alicante, España.

Investigadores

Jaime Martínez Valderrama. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Jorge Olcina Cantos. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Alicante. Alicante, España.

Emilio Guirado Hernández. Environmental Sciences and Engineering, Biological and Environmental Science and Engineering Division, King Abdullah University of Science and Technology, Thuwal, Kingdom of Saudi Arabia.

Javier Martí Talavera. Instituto Multidisciplinar para Estudio del Medio, Universidad de Alicante. Alicante, España.

Juanma Cintas. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Manuel Esteban Lucas-Borja. Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética, Universidad de Castilla La Mancha. Albacete, España.

Julia Martínez Fernández. Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España.

Elsa Varela Redondo. Instituto de Políticas Públicas (IPP), CSIC. Madrid, España.

Colaboradores (por orden alfabético)

Adolfo Calvo-Cases. Departamento de Geografía, Universitat de València. Valencia, España.

Víctor Castillo Sánchez. Departamento de Conservación de Suelos y Aguas, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC, Murcia, España.

Artemi Cerdà. Soil Erosion and Degradation Research Group. Universitat de València. Valencia, España.

Gabriel del Barrio. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Fundación Global Nature

José Alfonso Gómez Calero. Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC. Córdoba, España.

Fernando Gallardo Olmedo. Departamento de Financiación e Investigación Comercial, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España.

Paul Ginoux. NOAA/OAR Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, Princeton, NJ, Estados Unidos.

Gonzalo González Barberá. Departamento de Conservación de Suelos y Aguas, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC, Murcia, España.

Pablo González-Moreno. Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba. Córdoba, España.

Joaquín Francisco Lavado-Contador. Instituto de Investigación INTERRA, Universidad de Extremadura. Cáceres, España.

Teodoro Lasanta. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), CSIC. Zaragoza. España.

Jessica López-Darias. Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA), CSIC. San Cristóbal de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España.

Pablo Manzano. BC3 – Basque Centre for Climate Change. Leioa, Vizcaya, España.

Fernando T. Maestre. Environmental Sciences and Engineering, Biological and Environmental Science and Engineering Division, King Abdullah University of Science and Technology, Thuwal, Kingdom of Saudi Arabia.

Estela Nadal-Romero. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), CSIC. Zaragoza. España.

Rafael M.^a Navarro Cerrillo. Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba. Córdoba, España.

Ana Novoa Pérez. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Manuel Pulido Fernández. Instituto de Investigación INTERRA, Universidad de Extremadura. Cáceres, España.

Jesús Rodrigo-Comino. Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada.

Sergio Rodríguez. Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA), CSIC. San Cristóbal de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España.

Helios Sainz Ollero. Departamento de Biología. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España

Rut Sánchez de Dios. Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España.

María E. Sanjuán. Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC. Almería, España.

Susanne Schnabel. Instituto de Investigación INTERRA, Universidad de Extremadura. Cáceres, España.

Rubén Serrano-Zulueta. BC3 – Basque Centre for Climate Change. Leioa, Vizcaya, España.

Santiago Soliveres Codina. Departamento de Ecología, Universidad de Alicante. Alicante, España.

J. Martínez-Valderrama, J. Olcina Cantos,
E. Guirado, J. Martí-Talavera, J. Cintas (eds.)

Atlas de la desertificación de España

PUBLICACIONS DE LA UNIVERSITAT D'ALACANT

Citar como:
MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., OLCINA CANTOS, J., GUIRADO, E., MARTÍ-TALAVERA, J., CINTAS, J. (eds.) (2025). *Atlas de la desertificación de España*. Publicaciones de la Universidad de Alicante.

El proyecto ATLAS cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU.



GOBIERNO DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia



Financiado por la Unión Europea

NextGenerationEU

Publicacions de la Universitat d'Alacant
03690 Sant Vicent del Raspeig
publicaciones@ua.es
<https://publicaciones.ua.es>
Teléfono: 965 903 480

© los autores, 2025

ISBN: 978-84-9717-924-9
Depósito legal: A 709-2025

Imagen de cubierta: Imagen de satélite de Mula (Murcia). PNOA 2022 CC-BY 4.0 Instituto Geográfico Nacional
Diseño de cubierta: candela ink
Composición: Marten Kwinkelenberg
Ilustraciones: Isabel Sáez Martínez
Impresión y encuadernación:
Quinta Impresión



Esta editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización nacional e internacional de sus publicaciones.

Reservados todos los derechos. 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, www.cedro.org) si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra.

En los desiertos del oeste
perduran despedazadas ruinas del mapa.

«Del rigor en la ciencia», *El hacedor*

Jorge Luis Borges

Índice

Glosario	11
Prólogo.....	13
Resumen ejecutivo.....	15
I. INTRODUCCIÓN	23
II. MAPAS PARA ENTENDER LA DESERTIFICACIÓN	
II.1. La aridez, el telón de fondo de la desertificación	35
II.2. La brecha hídrica no solo responde a la aridez.....	55
II.3. El suelo, la materia prima vital	71
II.4. Las perturbaciones en la foresta: Entre el esplendor y la desertificación	89
II.5. La pérdida de biodiversidad es desertificación.....	105
II.6. Una sociedad ajena a la aridez y la desertificación	113
III. MAPA DE LA DESERTIFICACIÓN DE ESPAÑA	
III.1. Una propuesta innovadora para cartografiar la desertificación	135
III.2. Mapa de desertificación de España.....	139

IV. EL LABERINTO DE LA DESERTIFICACIÓN: 16 CASOS DE ESTUDIO PARA ENTENDER QUÉ ES Y QUÉ NO ES LA DESERTIFICACIÓN	
IV.1. Introducción	161
IV.2. Caso de estudio 1. Sequías, aridez y desertificación: El factor climático <i>Jorge Olcina Cantos y Javier Martí Talavera</i>	167
IV.3. Caso de estudio 2. Geoformas, lo que no es desertificación <i>Estela Nadal-Romero y Adolfo Calvo-Cases</i>	173
IV.4. Caso de estudio 3. Los perjuicios y beneficios de las emisiones de polvo a la atmósfera <i>Sergio Rodríguez, Jessica López-Darias y Paul Ginoux</i>	177
IV.5. Caso de estudio 4. La matorralización de las zonas áridas <i>Santiago Soliveres Codina</i>	185
IV.6. Caso de estudio 5. Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego <i>Manuel Esteban Lucas-Borja</i>	189
IV.7. Caso de estudio 6. Las plantas invasoras como síntoma y vehículo de degradación <i>Ana Novoa y Pablo González-Moreno</i>	195
IV.8. Caso de estudio 7. Los procesos de mortalidad: Cómo la muerte de los árboles puede acelerar la desertificación <i>Rafael M.^a Navarro Cerrillo</i>	199
IV.9. Caso de estudio 8. Movilizar el ganado para revertir la desertificación <i>Pablo Manzano</i>	203
IV.10. Caso de estudio 9. La dehesa: Un paisaje cultural que afronta los desafíos del futuro <i>Susanne Schnabel, Manuel Pulido-Fernández y Joaquín Francisco Lavado-Contador</i>	209
IV.11. Caso de estudio 10. Desertificación por abandono de tierras agrícolas <i>Estela Nadal-Romero y Teodoro Lasanta</i>	215
IV.12. Caso de estudio 11. Turismo y estrés hídrico: Una preocupante convergencia en tiempo y espacio <i>Fernando Gallardo Olmedo</i>	221
IV.13. Caso de estudio 12. Desertificación heredada: Minería, deforestación y abandono en la sierra de Gádor (Almería) <i>María E. Sanjuán y Gabriel del Barrio</i>	227
IV.14. Caso de estudio 13. El regadío como fuente de desarrollo y degradación <i>Julia Martínez Fernández</i>	233
IV.15. Caso de estudio 14. La desertificación del olivar: Un desafío complejo para un sistema agrícola diverso <i>José Alfonso Gómez</i>	239
IV.16. Caso de estudio 15. Encubriendo la desertificación con tecnología: Regadío y desequilibrio hídrico en el sur de España <i>Gonzalo G. Barberá y Víctor Castillo</i>	243
IV.17. Caso de estudio 16. El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación <i>Jaime Martínez Valderrama, Juanma Cintas y Elsa Varela Redondo</i>	249
V. CONCLUSIONES	253
Agradecimientos	257

Glosario

AEMET	Agencia Estatal de Meteorología	LPD	Dinámica productiva del territorio
AMD	Atlas Mundial de la Desertificación	LSU	Livestock Standard Units
AOVE	Aceite de oliva virgen extra	MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
CCAA	Comunidad autónoma	MAPA	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
CE	Convergencia de evidencias	MEDALUS	Mediterranean Desertification and Land Use
CEEEI	Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras	MITECO	Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
CENEAM	Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM)	MODIS	Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer
COAG	Coordinadora de Organizaciones de Agricultores y Ganaderos	NASA	National Aeronautics and Space Administration
CORINE	Coordination of Information on the Environment	NAO	Oscilación del Atlántico Norte
COS	Carbono orgánico del suelo	NDT	Neutralidad de la degradación de la tierra
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas	NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
CNULD	Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación	ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
DANA	Depresión aislada en niveles altos	PAC	Política Agraria Común
DH	Demarcación hidrográfica	PAND	Programa de Acción Nacional contra la Desertificación
ENLD	Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación	PEH	Pequeña Edad del Hielo
ENSO	El Niño-Oscilación del sur	PIB	Producto interior bruto
ESDAC	European Soil Data Center	PN	Parque nacional
EUSO	Euopean Soil Observatory	PPN	Productividad Primaria Neta
ETP	Evapotranspiración potencial	REDIAM	Red de Información Ambiental de Andalucía
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura	RUE	Rain Use Efficiency (Eficiencia en el uso de la lluvia)
FEGA	Fondo Español de Garantía Agraria	RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
FNCA	Fundación Nueva Cultura del Agua	SIGPAC	Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas
GIF	Gran incendio forestal	SPEI	Índice estandarizado de precipitación y evapotranspiración
GLASOD	Global Assessment of Soil Degradation	SSP	Shared Socioeconomic Pathways
GCI	Global Change Issues (Procesos asociados al cambio global)	SURMODES	Surveillance and Monitoring Desertification
IA	Índice de aridez	UE	Unión Europea
INE	Instituto Nacional de Estadística	UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
INES	Inventario Nacional de Erosión de Suelos	UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IPCC	Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático	VUT	Vivienda de uso turístico
ISRIC	International Soil Reference and Information Centre	WEMO	Oscilación del Mediterráneo Occidental

Prólogo

La desertificación no es un problema del futuro ni una amenaza lejana confinada a regiones áridas de continentes remotos. Es una realidad que ya está moldeando los paisajes, economías y comunidades de nuestro país. En España, uno de los países europeos más vulnerables a la degradación de la tierra, la desertificación avanza en silencio, pero con consecuencias palpables: pérdida de fertilidad del suelo, retroceso de la vegetación natural, incremento de incendios forestales, disminución de recursos hídricos y abandono de usos tradicionales del territorio. Frente a este escenario, el *Atlas de la desertificación de España* (ADE) nace con un propósito doble: documentar con rigor científico la complejidad del fenómeno y ofrecer una herramienta accesible, visual y actualizada para comprenderlo, anticiparlo y actuar.

España no puede permitirse ignorar la desertificación. Más del 70 % de su territorio se encuentra en riesgo de sufrir procesos de degradación del suelo, y una parte significativa de su territorio ya muestra síntomas preocupantes. Sin embargo, más allá de los titulares alarmantes, lo que este *Atlas* pretende es invitar a una mirada profunda, informada y matizada de la desertificación. Porque desertificación no es solo pérdida de suelo, ni solo aridez climática. Es un proceso multifactorial, vinculado tanto a variables biofísicas como a dinámicas socioeconómicas, históricas y políticas.

El fenómeno se manifiesta de formas diversas: desde la erosión visible en laderas desprovistas de cobertura vegetal hasta la degradación paulatina de la funcionalidad ecológica de un ecosistema; desde la sobreexplotación de acuíferos hasta el abandono agrícola o la banalización paisajística por ciertos modelos de desarrollo urbano o turístico. Este *Atlas* muestra que la desertificación en España no es uniforme ni inevitable, y que hay tanto degradación en curso como oportunidades de restauración y resiliencia.

El *Atlas de la desertificación de España* representa una contribución novedosa por varias razones. En primer lugar, ofrece una lectura integradora del territorio español desde la perspectiva de los procesos de desertificación. No se limita a cartografiar zonas en riesgo, sino que explora los múltiples factores que confluyen en este proceso: el clima y su creciente variabilidad, la brecha hídrica, la calidad y usos del suelo, la pérdida de biodiversidad, las presiones humanas, la gestión forestal, los cambios de uso del territorio y las tendencias socioeconómicas. Cada uno de estos factores se analiza mediante mapas, gráficos y explicaciones que combinan la mejor ciencia disponible con una voluntad divulgativa clara. En segundo lugar, este *Atlas* presenta el nuevo mapa de desertificación de España, una herramienta de diagnóstico que sintetiza décadas de investigación, datos territoriales y evaluación ambiental. Este mapa no pretende ser un juicio definitivo ni una sentencia sobre el destino de un territorio, sino una representación dinámica de la vulnerabilidad y exposición de diferentes regiones a los procesos de desertificación. En él se integran datos climáticos, edáficos, biológicos y socioeconómicos, así como indicadores de actividad humana que degradan el territorio.

Pero el *Atlas* no se detiene en los mapas. Una de sus secciones más originales es «El laberinto de la desertificación», que presenta dieciséis estudios de caso concretos. Estos casos no solo muestran ejemplos clásicos de degradación, sino también situaciones complejas, ambivalentes o incluso contradictorias: lugares donde la desertificación convive con prácticas sostenibles; paisajes aparentemente naturales que esconden procesos de

deterioro lento, o, por el contrario, zonas donde las dinámicas ecológicas y humanas han permitido cierta adaptación o reversión. Este enfoque basado en casos concretos permite ilustrar la diversidad de realidades y evitar generalizaciones simplistas.

Más que un documento técnico, este *Atlas* es una invitación al pensamiento crítico y a la acción informada. Ha sido concebido desde el principio como una herramienta útil para distintos públicos: desde gestores del territorio y responsables políticos hasta docentes, estudiantes, medios de comunicación y ciudadanos interesados. En un momento en que los discursos sobre el cambio climático, la transición ecológica o la sostenibilidad ganan peso, este *Atlas* ofrece un anclaje territorial, concreto y documentado para comprender cómo se expresan esas dinámicas globales en el contexto español. Y, sobre todo, para guiar decisiones más justas, eficaces y sostenibles. La desertificación no tiene una única solución, pero sí múltiples puntos de entrada para la prevención, mitigación y adaptación. Este *Atlas* señala algunos de esos caminos: desde la restauración ecológica hasta la gestión sostenible del agua, desde el manejo forestal adaptativo hasta las políticas de ordenación territorial que eviten usos abusivos o desequilibrados del medio. Y también, desde el reconocimiento de los saberes locales hasta el impulso de modelos económicos más compatibles con la salud del suelo y de los ecosistemas.

La desertificación no es un problema de una sola disciplina ni de una sola escala de análisis. Al respecto, y de manera muy acertada, la elaboración de este *Atlas* ha contado con la participación de un equipo multidisciplinar de expertos y expertas en climatología, edafología, ecología, geografía, hidrología, silvicultura y ciencias sociales, entre otras disciplinas. La integración de estos saberes ha sido esencial para reflejar la complejidad del fenómeno de la desertificación y ofrecer una visión plural. Por eso, la suma de perspectivas –científicas, técnicas y sociales– no solo enriquece el diagnóstico, sino que legitima las recomendaciones que se derivan.

Este *Atlas* se presenta también como una obra abierta. La desertificación es un proceso dinámico, sujeto a cambios que dependen tanto del clima como de las decisiones humanas. Por ello, este documento no pretende cerrar el debate, sino alimentarlo. A lo largo del tiempo, sus datos y mapas deberán actualizarse, y sus interpretaciones, contrastarse con la evolución real del territorio. Esperamos que esta obra sirva como base para nuevas investigaciones, para el diseño de políticas públicas más informadas, y para una mayor sensibilización social.

Aunque centrado en el territorio español, este *Atlas* se inscribe en una problemática global. La desertificación afecta a más de cien países y es reconocida por las Naciones Unidas como una de las grandes amenazas ambientales del siglo XXI. En este contexto, España tiene una doble responsabilidad: como país vulnerable que necesita actuar con urgencia y como país con experiencia científica y técnica que puede aportar conocimiento útil a otras regiones. En particular, la experiencia española es clave en el contexto mediterráneo, donde confluyen factores climáticos, históricos y culturales similares. El conocimiento acumulado en la lucha contra la erosión, la gestión del agua, la restauración forestal o los sistemas agroecológicos puede servir de guía para estrategias más amplias de adaptación y resiliencia. Por eso, este *Atlas* también proyecta una mirada hacia fuera, conectando los desafíos locales con los marcos internacionales como la Convención de las

Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) o la Agenda 2030. La desertificación no es solo un problema ambiental, sino también un obstáculo al desarrollo sostenible, a la equidad territorial y a la calidad de vida de las generaciones presentes y futuras.

En resumen, el *Atlas de la desertificación de España* no es un punto final, sino un punto de partida. Un instrumento para conocer mejor nuestro territorio, para reconocer sus signos de alerta, pero también sus capacidades de recuperación. En tiempos marcados por la crisis climática, la presión sobre los recursos naturales y la necesidad de una transición ecológica justa,

comprender la desertificación en toda su complejidad es más urgente que nunca. Esperamos que estas páginas ayuden a construir ese conocimiento colectivo. Que sirvan de guía, de advertencia y también de inspiración. Porque solo cuidando la tierra que habitamos podremos asegurar un futuro habitable para todos en un mundo cada vez más árido y complejo.

Fernando Tomás Maestre Gil
Profesor de Ciencia e Ingeniería Ambiental
Universidad de Ciencia y Tecnología Rey Abdullah
Thuwal (Arabia Saudí), junio de 2025

Resumen ejecutivo

Uno de los primeros retos a los que se enfrenta la recién aprobada Estrategia Nacional de Lucha Contra la Desertificación (ENLD) es la confección de un mapa de desertificación de España. La desertificación se define por la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) como la «degradación de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedo-secas como consecuencia de variaciones climáticas y actividades humanas», entendiendo por degradación «la pérdida de productividad biológica, económica y de biodiversidad». Lastrado por sus orígenes coloniales, el propio concepto de desertificación se ha asentado en el imaginario popular como el proceso de avance del desierto, y en muchos ámbitos se equipara, casi en exclusiva, con sequías o erosión. En España, sin embargo, hay procesos de degradación del territorio sumamente graves, como el deterioro de las masas de agua subterránea, que deben tomarse en consideración. La desertificación no es el avance del desierto ni los desiertos son la etapa final de un proceso de desertificación. Es más, los desiertos se pueden desertificar.

El proyecto ATLAS, financiado por la Fundación Biodiversidad, aborda esta compleja tarea con un enfoque innovador. Aunque resulte paradójico y a pesar de toda la información geoespacial disponible, en pleno siglo XXI aún no existen mapas fiables de desertificación. Aunque hay antecedentes, el *Atlas mundial de la desertificación* (2018) concluyó que los existentes carecen de validez por su subjetividad y falta de rigor, al unificar procesos diversos bajo un único concepto. La complejidad y confusión en su definición dificultan su cartografía. Esta ausencia representa un desafío científico y una necesidad urgente para la acción política.

Este *Atlas* busca contribuir a la comprensión y localización geográfica de la desertificación mediante la selección de diversos mapas vinculados a sus procesos (sección II), la presentación de dieciséis casos de estudio que ilustran situaciones relacionadas –en mayor o menor medida– con este fenómeno, incluyendo aquellas que no lo son (sección IV), y la elaboración de un mapa de desertificación para España a partir de un método innovador (sección III).

Para abordar la tarea principal de este proyecto y la más innovadora, que es la elaboración de un mapa de probabilidad de desertificación, se ha recurrido a procedimientos de inteligencia artificial que «aprenden» de diversas evidencias de degradación para vincularlas a una serie de predictores. Con ello se genera un mapa de probabilidad de degradación que, limitado a las zonas áridas del territorio, resulta un mapa de desertificación de España. Antes, reunimos una amplia cartografía organizada en seis bloques temáticos –clima, agua, suelo, foresta, biodiversidad y sociedad– que contextualiza los mapas seleccionados bajo el paradigma de la desertificación. La mayor parte de estos mapas son de dominio público y de carácter oficial y su valor en este *Atlas* responde a su relevancia en los procesos de desertificación. Además, se han consultado multitud de informes oficiales y trabajos científicos para sustanciar las diversas magnitudes relacionadas con el problema de la desertificación. Por último, se presentan 16 casos de estudio, desarrollados por más de 20 expertos en diversas materias relacionadas con la desertificación, que ilustran la diversidad de situaciones e interpretaciones en torno a la desertificación y subrayan la necesidad de comprenderla para aplicar medidas eficaces.

Mapas para entender la desertificación

El clima

El clima es un elemento del medio físico principal para el desarrollo de procesos de desertificación. En efecto, como se aprecia en la definición del problema, la desertificación transcurre en las zonas áridas, concretamente en aquellas donde el índice de aridez (IA) está comprendido entre 0,05 y 0,65. En España, el mapa de aridez más reciente, referido al periodo 1991-2020, indica que prácticamente el 67 % del territorio cumple esta condición. De los 338.971 km² de zonas áridas, el 39,3 % son zonas subhúmedo-secas (IA entre 0,50 y 0,65), el 59,3 % son semiáridas (IA entre 0,20 y 0,50), un 1,2 % son zonas estrictamente áridas (IA entre 0,05 y 0,20), y un casi imperceptible 0,05 % del territorio, unos 200 km², son hiperáridos (IA inferior a 0,05). Nótese la posible confusión entre la categoría de aridez y el nombre genérico que en español damos a las *drylands*. Especialmente confuso es el caso de la Región de Murcia: todo su territorio encaja en la definición de zonas áridas (IA inferior a 0,65), pero ni un solo kilómetro cuadrado entra en la categoría de «árido».

Hay dos hechos relevantes si lo comparamos con el periodo de análisis anterior (1961-1990). El primero es que la extensión de zonas áridas ha aumentado más de cuatro puntos porcentuales. El segundo, que puede ser anecdótico, revela los terribles efectos del cambio climático, y es que por primera vez aparece la categoría «hiperárido» en España, si bien ello se sitúa en unas latitudes, la de las islas Canarias, frente al desierto del Sahara, donde ya existía. Lo cierto e innegable es que el clima se está aridificando y el contexto actual de cambio climático contribuye a intensificar este proceso.

El agua

Aridez, sin embargo, no es desertificación. Para desencadenar procesos de degradación se requiere una actividad humana inadecuada, es decir, aquella que utiliza los recursos naturales por encima de su tasa de regeneración de manera permanente; la mencionada definición de desertificación es muy clara en este aspecto. Si analizamos el uso de los recursos naturales en España, veremos que no solo no hemos corregido nuestra deriva insostenible, sino que la tendencia es hacia la intensificación en un escenario de escasez.

El estrés hídrico, que es la relación entre la demanda total de agua y la disponibilidad de agua renovable en una región específica, es uno de los indicadores que mejor muestra esta presión, en concreto sobre los recursos hídricos. Nuestro país tiene extensas áreas con un estrés extremo o alto. España ocupa el puesto 29 a nivel mundial (de 169 países, siendo el primero el que tiene más estrés hídrico), con un valor agregado de estrés hídrico de 3,94 (sobre un máximo de 5). En más de un 42 % del territorio este estrés es extremadamente alto (es decir, consumimos más del 80 % de los recursos de agua dulce disponibles) y en otro cuarto de España el estrés es alto (consumimos más del 40 %).

Buena parte del agua la consume el sector agrario (22.500 hm³ año⁻¹), seguido del urbano (4236 hm³ año⁻¹) y el industrial (1264 hm³ año⁻¹). Entre ellos compiten al alza, ampliando la brecha hídrica, es decir, la diferencia entre oferta y demanda de agua. No hemos sido capaces de cerrar esa

herida. No fueron suficientes los embalses que cerraron cañones y tacharon los ríos de obstáculos. Tampoco lo fue el uso de las aguas subterráneas, que hemos sobreexplotado y con ello derribado una de las últimas defensas contra el cambio climático. El 40 % de las masas de agua subterráneas están degradadas. Si nos centramos exclusivamente en las zonas áridas, se observa que el porcentaje de masas de agua desertificadas es el 44 %. En algunas demarcaciones hidrográficas la situación es aún más preocupante. En la del Guadiana el 86 % de los acuíferos están desertificados. Últimamente hemos recurrido a la desalación del agua (y a su reciclado, lo cual es una excelente solución) creyendo una vez más, con fervor, que la tecnología nos salvará y que el mar infinito calmará nuestra sed. Somos sociedades adictas al agua y las soluciones, en lugar de cerrar la brecha, crean nuevas demandas que la abren aún más.

Destaca la agricultura de regadío como principal usuario del agua, lo que en buena medida explica el éxito económico de este sector. La superficie en regadío no cesa de aumentar (en 2022 ya hay 3,78 millones de hectáreas), a lo que contribuye no solo su rentabilidad, sino también el propio proceso de cambio climático, que, en lugar de sugerir cautela por la evolución de las precipitaciones –irregularidad y descenso– y las temperaturas –evaporación–, está favoreciendo el crecimiento desenfrenado del regadío con el argumento de asegurar rendimientos. El agua, en esa fase expansiva de la sociedad que tuvo lugar en el último cuarto del siglo pasado, dio lugar a milagros económicos, como el inmenso mar de plástico almeriense, pero amenaza con convertirse en una pesadilla. La cara B de esos milagros son el empleo precario, la desintegración de la pequeña y mediana agricultura y diversos desastres medioambientales, entre los que se incluye el deterioro irreversible de muchas masas de agua subterránea.

El aumento de la superficie regada en España no ha sido homogéneo territorialmente. La comunidad autónoma que mayor aumento de superficie regada ha registrado en el periodo 2004-2021 es Andalucía, con 183.240 hectáreas. Le siguen Castilla-La Mancha (119.132 ha), Extremadura (80.810 ha), Castilla y León (32.221 ha), Aragón (32.999 ha) y Cataluña (26.538 ha). En cuanto al tipo de cultivo, destaca el riego de especies leñosas tradicionalmente de secano (en 2022, había 1,8 millones en riego). El olivar, que era una quimera regarlo hace algunas décadas, tiene ahora mucha sed. Lo mismo ocurre con el viñedo y el almendro. El cultivo de especies tropicales y de frutas y hortalizas en los lugares más secos de España también resulta llamativo. El agua, como decíamos, hace milagros en las zonas más propicias a la actividad fotosintética. Pero a medida que se van agotando los recursos naturales sus sustitutos aumentan el coste de producción, favoreciendo a los actores con más músculo financiero. La deriva ambiental y social es preocupante.

El suelo

El suelo tiene una importancia crucial en nuestra supervivencia. No es solo donde ponemos los pies, o un lugar en el que anclar los cultivos. Los suelos tienen un papel fundamental en el almacenamiento de agua y carbono. Para ello deben albergar una variada fauna, que resulta sorprendente y muy numerosa cuando se mira con cierto detalle un suelo sano. Se estima que el suelo contiene 2011 Gt de carbono, unas cinco veces más que la vegetación que soporta. No debe extrañarnos, por tanto, que haya más carbono en la atmósfera proveniente del suelo al roturar el terreno que de la quema de combustibles fósiles (456 por 270 Gt). Por tanto, cuidar el suelo no solo atañe a la desertificación, sino también al cambio climático.

La pérdida de suelo, fundamentalmente por procesos de erosión, se ha ligado históricamente, sobre todo en el ámbito mediterráneo, con la desertificación. Estimar la erosión no es una tarea sencilla, pero la relevancia de la pérdida de suelo fértil ha fomentado la investigación. España, pionera en muchas de esas iniciativas ha elaborado y actualizado un Inventario

Nacional de Erosión de Suelos (INES). El uso de modelos es la principal herramienta para estimar tasas de erosión en función de diversos factores, donde los más relevantes son la cubierta vegetal y la pendiente. Los datos del INES indican que en el 42 % del territorio las pérdidas de suelo superan las 5 t ha⁻¹ año⁻¹, un valor que excede el umbral máximo tolerable en España, estimado en torno a 2-3 t ha⁻¹ año⁻¹. Predominan las tasas inferiores a 10 t ha⁻¹ año⁻¹, pero en algunos casos, como Cataluña, Cantabria o Andalucía, se observan tramos relevantes por encima de las 25 t ha⁻¹ año⁻¹. La superficie en la que se están produciendo procesos erosivos muy graves (más de 100 t ha⁻¹ año⁻¹) es de casi un millón de hectáreas, lo que supone el 2 % de la superficie nacional. El valor es muy diferente según el uso de ese suelo. En suelos agrícolas está en torno a las 30 t ha⁻¹ año⁻¹, y el de los suelos forestales, algo por debajo de las 10 t ha⁻¹ año⁻¹, menos de una tercera parte. Para dar una idea de la magnitud del problema, y de por qué una señal de identidad de la desertificación es su irreversibilidad, los tiempos de recuperación del suelo son una buena medida. Si la tasa de formación de suelo en ambiente áridos es de 0,3 t ha⁻¹ año⁻¹, esas 100 t tardarían en recuperarse más de 300 años. Pensemos en que una tormenta, si coincide con suelos recién arados, desprovistos de vegetación y con cierta pendiente, pueden suponer pérdidas de suelo fértil que tardarán en recuperarse varios siglos.

Un método más empírico y holístico es el paradigma de la eficiencia en el uso de la lluvia (RUE son las siglas en inglés). Su fundamento es explorar como aprovecha un terreno la lluvia que recibe, considerando que está degradado en la medida en la que se aleja de lo que le correspondería si estuviese en buen estado. El mapa de España elaborado mediante el método 2dRUE ha sido la base fundamental de las cifras de desertificación que se manejan en nuestro país. Así, que el 20 % del territorio esté degradado y un 1 % sufra una degradación activa, es decir, pérdida de biomasa en los últimos diez años, son cifras que proceden, respectivamente, del mapa de estados y el de tendencias, los cuales, combinados, dan lugar al mapa de condición de la tierra.

Además de la erosión, el suelo puede sufrir otros procesos de degradación, como la salinización, la compactación o la contaminación química. En este sentido, el tipo de agricultura que se practique es fundamental, tanto por las sustancias y dosis que se manejen como por el riego efectuado, que debe ser muy cuidadoso donde predominan determinados sustratos litológicos como el yeso.

Lo que a la naturaleza le llevó siglos o milenios construir, podemos destruirlo en cuestión de minutos cuando maltratamos el terreno y lo dejamos expuesto a los agentes erosivos. Reponer este desastre con fertilizantes no es más que una tirita que no puede contener la hemorragia producida. Puede que a corto plazo podamos engañarnos, pero las consecuencias son muy duraderas. Es necesario cuidar el suelo, nuestro gran aliado en la lucha contra el cambio climático y un verdadero seguro alimentario

La foresta

El avance de la superficie forestal en las últimas décadas es innegable y actualmente ocupa 28 millones de hectáreas, el 55 % del territorio. La razón principal es el progresivo abandono del campo, lo cual ha ido silenciando la frenética actividad rural de antaño. Hasta no hace mucho, vivíamos en pueblos, rodeados de campos de cultivo, bosquetes y praderas. La población, dispersa, ejercía una presión continua sobre los recursos forestales. Los animales pastaban, se recolectaba leña, las praderas se segaban y los campos se araban con frucción. La naturaleza toleraba esta presencia en algunos casos, en otros lo agradecía, y había situaciones en las que se requerían tiempos de descanso.

A tenor del avance de la superficie boscosa parecemos estar más cerca de esa quimérica idea que teníamos de la península ibérica en su cénit

ecológico: una continua masa de árboles que permitía a una ardilla ir sin tocar el suelo del Cantábrico hasta Cádiz. Esa utopía encierra varias imperfecciones. En las zonas áridas tienen más sentido ecológico los espacios abiertos. Además de crear un paisaje en mosaico menos propenso al fuego disparan la biodiversidad y son más coherentes con la disponibilidad hídrica. Por otra parte, ese supuesto Edén no es estático, y de hecho ciertas perturbaciones lo mejoran. La herbivoría y el fuego descargan el paisaje de material inflamable, pero el exceso de estos elementos, o su completa ausencia, pueden dar lugar a graves episodios de degradación. Con el abandono del territorio, desapareció el pastoreo y la recolección de leña. El paisaje se volvió más verde, pero también más vulnerable (arde una media de 100.000 hectáreas anuales), puesto que ha cambiado el régimen de incendios. Cada vez hay menos siniestros, pero más grandes incendios forestales, aquellos que superan las 500 hectáreas. Ello, unido al cambio climático ha ido sofisticando los incendios, llegando a los de sexta generación, capaces de modificar las condiciones meteorológicas de la zona, que producen pirocúmulos que pueden derivar en tormentas de fuego y que tienen un comportamiento tan impredecible que imposibilitan su extinción. La desertificación es consecuencia directa de estos incendios. En algunos casos les siguen episodios de erosión y en otros resulta improbable recuperar determinadas especies. Además, causan pérdidas económicas muy cuantiosas.

La imagen idílica de un esplendor forestal perdido ha sido idealizada desde el mundo urbano, cada vez más desconectado del entorno rural del que provienen los alimentos y materias primas que nos sustentan. La desertificación a veces es consecuencia del subuso del territorio, y el rápido abandono del campo y del monte tiene tan malas consecuencias como la sobreexplotación del territorio.

La biodiversidad

La pérdida de biodiversidad es desertificación, como explicita la definición de la CNLUD. Cuantificar la variación en el número de especies y ejemplares en un periodo dado con una referencia geográfica es un reto pendiente para nutrir de evidencias de degradación futuros mapas de desertificación. A pesar de la recuperación de especies que estaban al borde de la extinción, la fragmentación de hábitats, debido fundamentalmente al elevado número de infraestructuras de comunicación que cruzan el país, limita la comunicación entre poblaciones de diversas especies, penalizando su viabilidad. Además, las especies invasoras desplazan a las autóctonas y crean nuevas amenazas a las que no están adaptadas. La creación de espacios protegidos puede ser una vía para salvar versiones de la naturaleza más o menos prístinas, pero esta política tiene una serie de inconvenientes. En primer lugar, no se trata de espacios completamente aislados de la actividad humana y carecen de zonas de transición que vayan diluyendo el impacto humano. En segundo lugar, no basta con aislar determinadas zonas si no se logra reequilibrar el ecosistema con presencia de todos sus integrantes. La recuperación de los depredadores es esencial, entonces, para equilibrar la densidad de herbívoros, lo cual resulta en conflicto con otros actores. Así, la presencia del lobo amenaza los intereses ganaderos, y resulta imposible mantener a estos animales dentro de los límites de determinado espacio protegido. En tercer lugar, las zonas protegidas no dejan de ser excepciones en un territorio altamente modificado. La creación de corredores es esencial para lograr la continuidad necesaria que quiebre el aislamiento. Por último, no podemos pensar que estos territorios más naturales aseguren la sostenibilidad de las especies que albergan, puesto que también pueden ser objeto de degradación, fundamentalmente por incendios forestales. De hecho, durante la transición hacia un ecosistema equilibrado y menos proclive a los incendios (recordemos que los incendios son naturales y siempre han estado presentes) las zonas protegidas pueden ser más propensas al fuego que otros territorios debido a la acumulación de material inflamable.

La sociedad

La palabra desertificación se asocia, irremediablemente, con los desiertos, con el norte de África y con países y regiones en vías de desarrollo. Es decir, se toma como una cuestión completamente ajena a nuestras sofisticadas sociedades occidentales. España es un país eminentemente árido por propia condición natural, donde han ocurrido, ocurren y ocurrirán procesos de desertificación. De hecho, cada vez más gente vive en las zonas áridas, aumentando la presión sobre sus recursos. Más de la mitad de la población española vive en zonas semiáridas y un cuarto en zonas de clima subhúmedo seco. Además, otro 3 % vive en zonas propiamente áridas. Resulta muy llamativo que casi 100.000 personas vivan en las zonas hiperáridas de nuestro país. En total, cuatro de cada cinco habitantes viven en lugares donde el índice de aridez es menor a 0,65. Entre 1990 y 2020 la población de las zonas áridas ha aumentado un 26,2 %. La población se ha ido litoralizando desde la segunda mitad del siglo XX, aunque persisten en el interior grandes núcleos de población como Madrid, Valladolid o Zaragoza, como más destacados. Somos una sociedad eminentemente urbana, y prueba de ello es que más del 80 % de la población reside en zonas urbanas.

Son varias las barreras que impiden a la sociedad española, y a otras muchas, ser conscientes de la existencia de la desertificación y las graves implicaciones para nuestra seguridad alimentaria e hídrica. A la de una imagen confusa, que a veces raya en lo pintoresco y circunscribe el problema a unas llamativas geoformas, se une la desconexión emocional de gran parte de la población hacia la naturaleza y la fe ciega de la sociedad contemporánea en las soluciones tecnológicas.

Se ha abandonado el medio rural de forma precipitada tras miles de años en él. El territorio está dominado por usos agroforestales y naturales, que representan alrededor del 90 % de la superficie. Los bosques y áreas arboladas ocupan cerca del 38 %, especialmente en el norte y zonas montañosas, mientras que el matorral y la vegetación natural cubren aproximadamente un 20 %, sobre todo en regiones secas y de montaña. La agricultura supone casi un tercio del territorio, con un 22 % dedicado a cultivos herbáceos de secano, cerca de un 10 % a cultivos leñosos como olivares y viñedos y alrededor de un 8 % a pastos y praderas. El tejido urbano no ocupa mucho espacio. España presenta una paradoja demográfica: es, a la vez, un país «vacío» y muy «lleno». Aunque gran parte del territorio está despoblado, la densidad media nacional supera a la de países como Finlandia o Suecia gracias a la extrema concentración urbana. El 66 % de la población vive en pisos (frente al 47 % en la UE) y 37 de las 50 manzanas más densas de Europa están en ciudades españolas. Sin embargo, las mayores tasas de crecimiento en el uso del suelo se han dado en el suelo urbano. Si comparamos datos de 2018 con los del año 1990 vemos la consolidación de tres dinámicas: más espacios forestales, menos tierras agrícolas y, claramente, más terreno urbanizado: se ha duplicado. En relación a las zonas áridas destaca el poblamiento del litoral mediterráneo y los cambios acontecidos en las islas Canarias. En el arco mediterráneo la tendencia a concentrarse en las localidades situadas en los diez primeros kilómetros adyacentes a la línea de costa se ha acentuado. El 70 % de la población vive en este exiguo tramo del territorio, que concentra la mayor parte de los usos urbanos y turísticos. La presión sobre estos territorios, cada vez más áridos y con menos disponibilidad hídrica, aumenta, además, por la enorme afluencia de turistas.

Como suele ocurrir, este tránsito tiene sus peajes. Lo que se observa en la actualidad es un paisaje propenso a los incendios forestales, donde el cambio climático favorece el establecimiento de especies que nunca antes habitaron ese territorio y en el que, a pesar de todo, el impacto humano es aún relevante. La instalación de campos eólicos o solares, la proliferación de vías de comunicación y otras infraestructuras hablan de territorios poco ocupados o despoblados, pero con un interés humano sobre dichos espacios.

La desertificación, la contaminación por plásticos, el cambio climático y la variada colección de problemas ambientales que nos rodean son el rastro que deja nuestra forma de vida. Usamos sin mucho criterio recursos cada vez más escasos, guiados por criterios económicos cortoplacistas que sustituyen al sentido común. Confiamos en que alguna nueva propuesta tecnológica arregle el desaguado, y mientras caemos en patrones que vistos desde fuera resultan tragicómicos: entre 2018 y 2024, los registros oficiales indican que se desecharon 483.624 toneladas de frutas y hortalizas, lo que representa una huella hídrica de casi 36 hm³ y una huella de carbono de 36.694 t CO₂-eq. La principal razón es el bajo precio, consecuencia de producir más de lo que necesitamos. A pesar de que los precios parecen estar por los suelos, la tierra en regadío se sigue revalorizando. El valor de la tierra en regadío que supera los 5000 € ha⁻¹ es muy abundante, valores de más de 50.000 € ha⁻¹. El récord lo ostentan las parcelas con invernaderos, que llegan a 241.418 € ha⁻¹. Para explotar la tierra, debido a su degradación, cada vez son necesarios más insumos, con las consecuentes inversiones. El negocio agroalimentario empieza a concentrarse en aquellos agentes capaces de afrontar grandes inversiones. La agricultura y la ganadería ocupan cada vez menos espacio —macrogranjas e invernaderos— y se va alejando de otra de las imágenes que aún perduran en los espacios urbanos, esas granjas bucólicas en las que se vive en armonía con el entorno. Asociado a este tipo de producción y al abandono del campo y el aumento de la población urbana está el fenómeno de la globalización, que ha supuesto el desacoplamiento de los procesos de producción y consumo. Ya no resulta tan sencillo asignar la huella ambiental de un consumidor a un territorio. Así, las materias primas y los alimentos se mueven miles de kilómetros hasta llegar a su destino final, y con ello la desertificación se desdibuja.

El ritmo de transformación intensa que ha impuesto la economía en el territorio no puede compensarse, lamentablemente, con unas acciones de recuperación ambiental activadas por el ser humano que transcurren a una velocidad inferior a la de los cambios. La naturaleza, nuestra casa común, precisa de soluciones colectivas que devuelvan a sus territorios una faz menos deteriorada. Los cambios en nuestro estilo de vida, en nuestras preferencias, son esenciales para ello.

El mapa de desertificación de España

Para cartografiar la desertificación este *Atlas* propone procedimientos de inteligencia artificial que «aprenden» de diversas evidencias de degradación para vincularlas a una colección de predictores. Con ello se genera un mapa de probabilidad de degradación que, limitado a las zonas áridas del territorio, resulta un mapa de desertificación de España.

Concretamente, mediante la implementación de un modelo *Random Forest* se ha elaborado un mapa de la probabilidad de degradación de la tierra de España. Aplicando dos tipos de umbrales o máscaras se obtiene el mapa de desertificación de España. El primer umbral tiene que ver con la probabilidad por encima de la cual consideramos que el territorio se puede considerar degradado, y el segundo, con el mapa de aridez, que permite «convertir» la degradación en desertificación.

Es habitual en esta metodología utilizar la probabilidad del 50 % como umbral de corte. Con ello, para el conjunto de España la extensión de degradación abarca el 43,35 % de su territorio, es decir, una superficie de 218.783 km². Si aplicamos la definición de desertificación estrictamente, hemos de restringir la degradación exclusivamente a las zonas áridas. El porcentaje de zonas áridas degradadas, esto es, desertificadas es el 60,94 %. Ello indica que la degradación se concentra en las zonas áridas. En efecto, hasta un 94,25 % de la degradación es desertificación.

Adicionalmente, y para ser más conservadores, se pueden aplicar otros umbrales. En este *Atlas* hemos considerado, además del 50 %, los umbrales del

70 % y 90 %. Para el umbral del 70 % la degradación de España alcanza el 19,67 % de su territorio, que supone 99.283 km². Para el umbral del 90 % estas cifras son, respectivamente, el 1 % del territorio y 4830 km². Considerando únicamente las zonas áridas, la desertificación (la degradación de las zonas áridas) es el 29,12 % (98.545 km²) para el umbral del 70 %, y el 37,6 % (4830 km²) para el umbral del 90 %. Ello implica que, para el umbral del 70 % el 99,2 % de la degradación es desertificación y para el del 90 % la desertificación es el 100 % de la degradación, es decir, toda la degradación tiene lugar en zonas áridas.

El análisis de *Random Forest* permite evaluar la importancia relativa de cada variable en la predicción de áreas desertificadas. La batería de predictores que se ha utilizado parte de los procesos asociados al cambio global (GCI). Se han considerado ocho de estos predictores: cinco de ellos son biofísicos, los cinco GCI que presenta el *Atlas mundial de la desertificación* (aridez, estrés hídrico, incendios, productividad del territorio y pérdida de masa forestal), y el resto, socioeconómicos (densidad de población, regadío, densidad de ganadería). Además, se han considerado otros dos, uno de cada tipo: el índice de influencia humana y las sequías extremas.

Entre los predictores más destacados se encuentra el índice de aridez, el valor medio anual del NDVI (un indicador ampliamente usado de la productividad de la vegetación que representa el «verdor» del territorio), la densidad de población humana, la cantidad total de ganado y las sequías extremas. Estos predictores tienen sentido en la metodología implementada, al servir como elementos que sirven para discernir si la verosimilitud estadística de la probabilidad de degradación calculada es más o menos robusta. Pero, como señalábamos anteriormente, los predictores de la degradación o desertificación deben de analizarse con sumo cuidado, entendiendo el contexto en el que se interpretan.

Otro de los resultados que produce un modelo *Random Forest* son las curvas de respuesta de los predictores. Se trata de representaciones gráficas que permiten visualizar cómo varía la predicción del modelo en función de un único predictor, manteniendo el resto constante. Identifican relaciones no lineales y valores críticos que ayudan a comprender mejor el fenómeno estudiado. Por ejemplo, el índice de aridez presenta una relación claramente decreciente: a mayor aridez, menor probabilidad de degradación. De nuevo hay que ser cautos en la relación de estas variables con la desertificación. Para determinar los mecanismos de desertificación del territorio es necesario profundizar en diversos matices e implementar otras aproximaciones.

Casos de estudio

Se presentan dieciséis casos de estudio para ahondar en los diversos matices de los paisajes o situaciones que se relacionan con la desertificación. El objetivo es explorar, de forma gradual, aquellas situaciones que no son desertificación, las que pueden o no derivar en desertificación y los casos que claramente encajan en la definición del problema.

Tres situaciones suelen confundirse con la desertificación sin serlo propiamente. La primera es la aridez y la sequía (caso 1): constituyen el marco climático que favorece los procesos de desertificación, pero por sí solas no generan degradación. La segunda son las geoformas de origen natural (caso 2), como el malpaís, que aunque áridas y poco transitables, no derivan de la acción humana ni implican pérdida de suelo. El tercer caso son las emisiones de polvo atmosférico (caso 3): mientras las calimas saharianas no representan desertificación, sí lo hacen las emisiones vinculadas a prácticas agrícolas que ocasionan erosión y pérdida de suelo.

La segunda tipología de casos aborda una amplia gama de situaciones ambiguas que pueden, o no, considerarse desertificación. Entre ellas, ocupan un lugar central la matorralización de zonas áridas (caso 4), vinculada a

incendios forestales (caso 5), la invasión de pastizales o el abandono rural (caso 10). También se incluye la expansión de especies invasoras (caso 6) y la mortalidad acelerada del arbolado (caso 7), fenómenos cada vez más reconocidos como desertificación por su relación con la pérdida de biodiversidad, incendios y costes económicos. Otro elemento transversal a muchas situaciones es la ganadería (caso 8): mientras la movilidad del ganado y una gestión adecuada mejoran el territorio, un exceso de presión lo degrada; las dehesas (caso 9) muestran cómo la gestión actual e histórica puede hacer de la ganadería un elemento de sostenibilidad o degradación. Finalmente, el turismo (caso 11), con su elevada demanda de agua en regiones áridas, emerge como un factor relevante que, aunque no siempre se ha asociado a la desertificación, debe ser considerado por su fuerte impacto territorial.

Algunos de los paisajes más verdes son, paradójicamente, los más vinculados a la desertificación. Tal es el caso de la agricultura de regadío (caso 13), cuya aparente prosperidad puede agotar los recursos hídricos (especialmente vulnerables son las masas de agua subterránea; caso 15), y comprometer el futuro del suelo y del agua. El olivar (caso 14), uno de los paisajes más emblemáticos según el PAND 2008 y la ENLD, ilustra bien esta ambivalencia: puede provocar erosión y estar ligado a la sobreexplotación hídrica, pero también actuar como motor de cohesión territorial y ejemplo de gestión sostenible.

Para cerrar los casos de estudio se abordan dos situaciones en las que la desertificación resulta difícil de identificar por su desplazamiento en el espacio o en el tiempo. La desertificación heredada (caso 12) refleja los efectos a largo plazo de procesos severos de degradación, hasta el punto de que paisajes hoy percibidos como áridos eran, hace apenas décadas o siglos, ecosistemas productivos y maduros. El último caso (caso 16) evidencia cómo el comercio global de materias primas desvincula producción y consumo, trasladando la huella ambiental de los países y ciudades consumidores a territorios lejanos, lo que distorsiona la percepción real de la desertificación.

Conclusiones

En 2027 se cumplirá un siglo desde que se empleó por primera vez el término «desertificación». En todo este tiempo se ha avanzado mucho en la comprensión del fenómeno, pero las soluciones no han sido todo lo efectivas que se necesita. Uno de los retos aún pendientes es cartografiar el problema, de modo que sepamos dónde ocurre y cuál es su severidad. Tras las conclusiones del último AMD, parecía que esta era una tarea irrealizable.

Este proyecto, que se ha materializado en el documento que el lector tiene entre manos, es la prueba de que *es posible plantear metodologías alternativas para hacer mapas de desertificación*. En concreto, nuestro enfoque considera algunas de las recomendaciones del AMD, como es el uso de evidencias de degradación. Esta idea, en combinación con técnicas de inteligencia artificial, nos ha permitido localizar las zonas con mayor probabilidad de que el territorio esté degradado, o desertificado (cuando referimos la degradación a las zonas áridas).

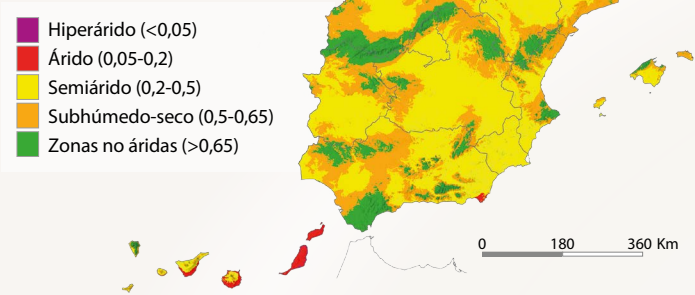
Nuestros resultados arrojan cifras muy por encima de los datos que habitualmente se han manejado, que suelen fluctuar alrededor del 20 %. Hay dos razones que explican una desertificación del 60 %. Por un lado, *se ha explicitado la degradación de los recursos hídricos*, específicamente la de las aguas subterráneas, lo que en nuestro país implica incluir mucha superficie degradada (aunque sea invisible por estar bajo tierra); por otro lado, se ha considerado únicamente las zonas áridas, cuando en otros estudios se habla de desertificación considerando el conjunto de un país o región, mezclando las zonas áridas con las no áridas.

Los mapas presentados, aunque imperfectos y sujetos a debate en la comunidad científica a partir de ahora, buscan ofrecer una referencia útil ante el vacío cartográfico existente en esta cuestión. *El proceso ha revelado limitaciones conceptuales y operativas*, especialmente en torno a la definición de degradación, su escala y la referencia temporal para evaluar su severidad y alcance temporal. Estas decisiones implican inevitablemente cierta subjetividad, que se han hecho explícitas siguiendo un método científico. *El resultado no es una verdad absoluta, sino una propuesta robusta, siempre mejorable* con nueva información e investigación.

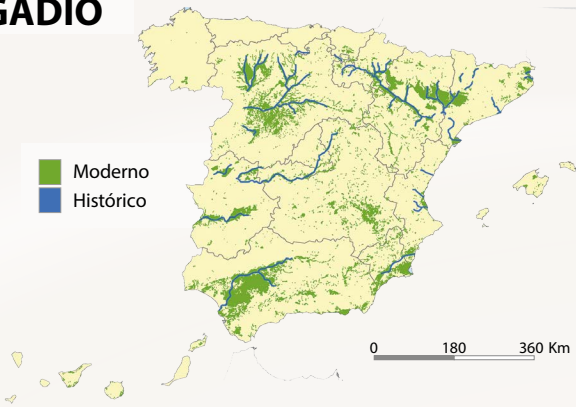
La función de este mapa de desertificación, y de toda la cartografía que le acompaña, es entender el problema en toda su complejidad y valorar su alcance para afrontar el diseño de soluciones efectivas. En este sentido, los principios de la neutralidad en la degradación de tierras (NDT) ofrecen un marco orientador: estabilizar los niveles de degradación ambiental en los valores de 2015. Ello implica, primero, reconocer que *nuestro modelo de vida contribuye a la degradación*, y, segundo, compensar ese daño a través de cambios profundos en la producción y el consumo. Más allá de la restauración ecológica (cuyo papel ha sido y será esencial), y de los aportes técnicos, a todas luces necesarios, se trata de un reto ético y cultural.

En este *Atlas* hemos intentado sentar las bases para comprender que *la desertificación tiene que ver con nuestra relación con el medio natural*, con nuestra supervivencia y bienestar, y que señalar en un mapa dónde ocurre es esencial para abordarla.

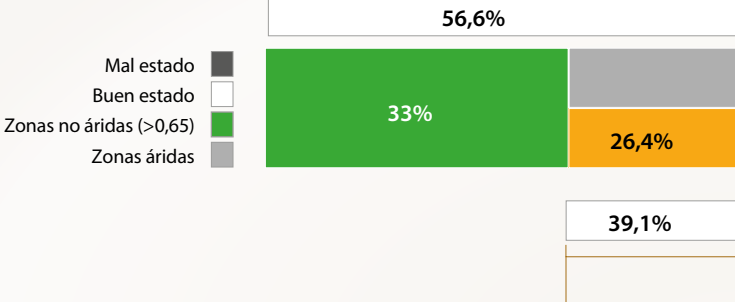
ARIDEZ



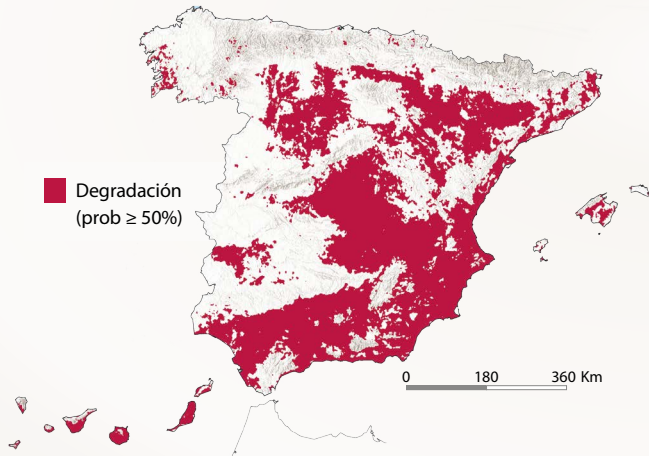
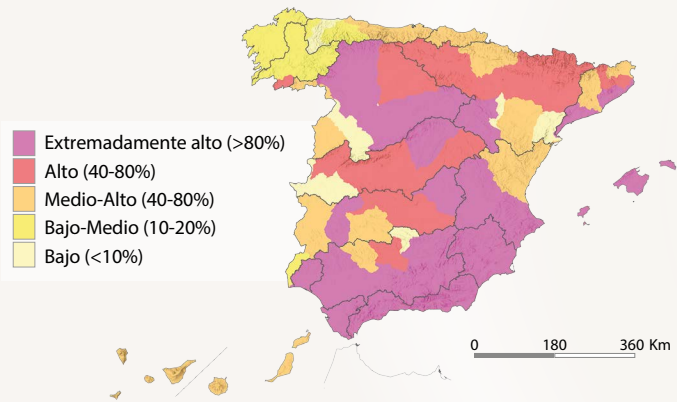
REGADÍO



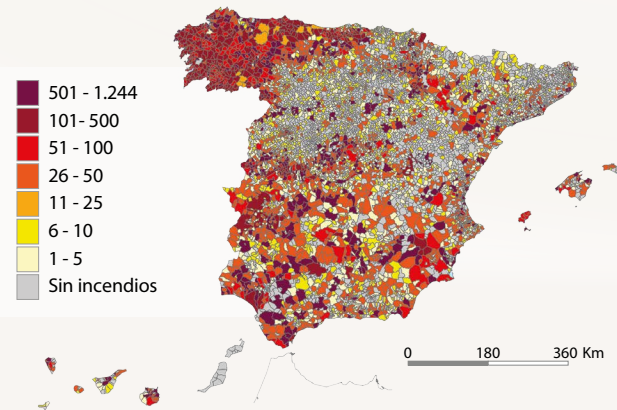
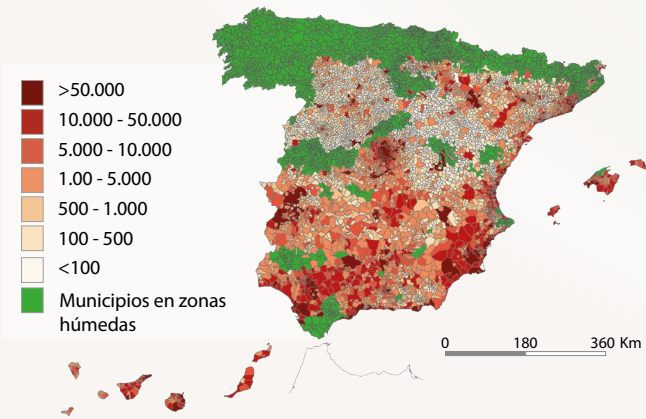
DEGRADACIÓN



ESTRÉS HÍDRICO

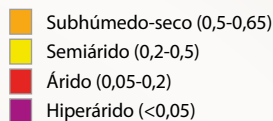
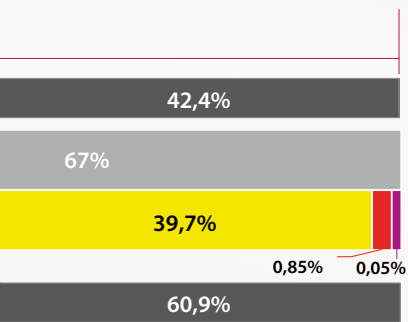
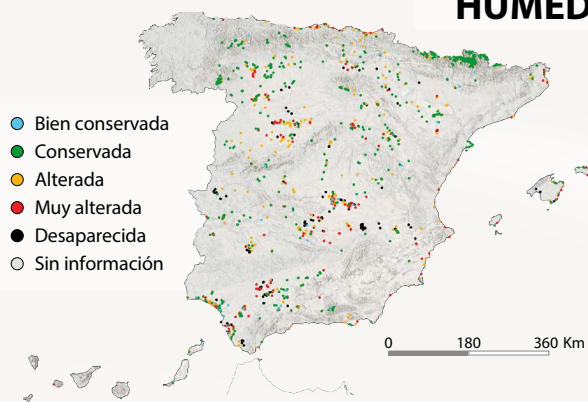


POBLACIÓN

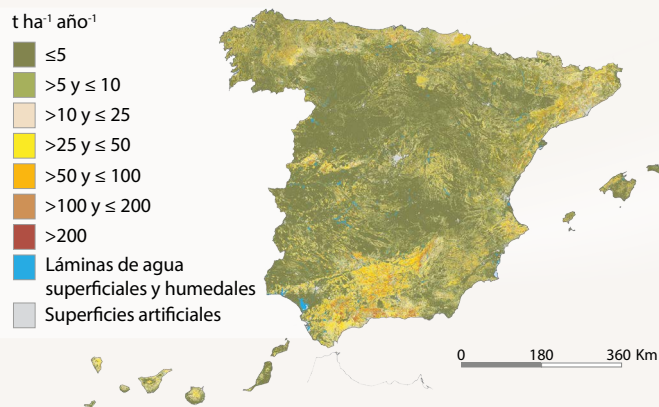


FRECUENCIA INCENDIOS

HUMEDALES

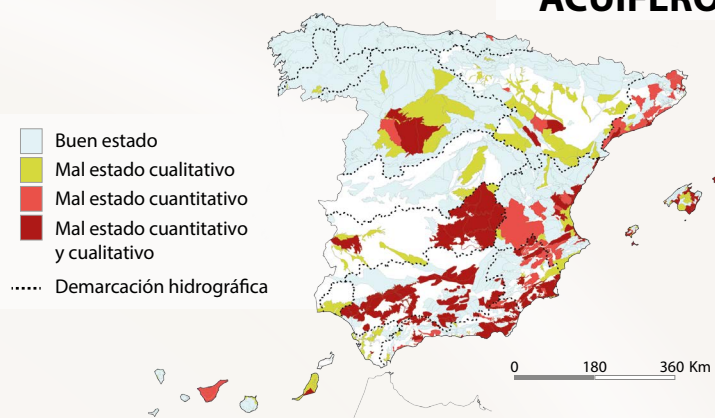


DESERTIFICACIÓN



EROSIÓN LAMINAR

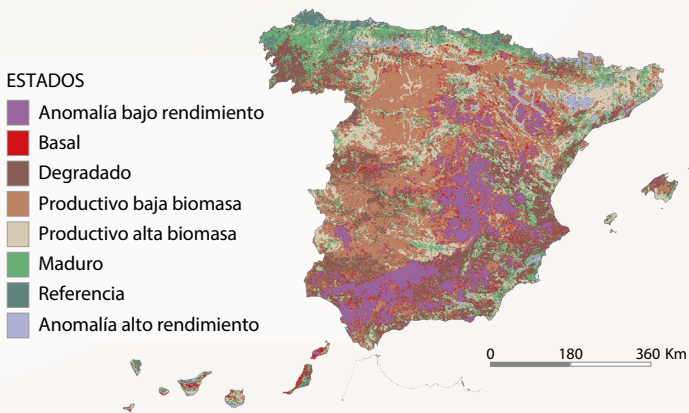
ACUÍFEROS



CONDICIÓN DE LA TIERRA TENDENCIA



CONDICIÓN DE LA TIERRA ESTADO



I. INTRODUCCIÓN

The more you explain it, the more I don't understand it

Mark Twain



La realización de este *Atlas* de desertificación da respuesta a un reto científico y una necesidad política: saber dónde ocurre la desertificación en nuestro país. En esta sección se abordan las razones de este vacío y se repasa la historia cartográfica de la desertificación.

Introducción

Uno de los primeros retos a los que se enfrenta la recién aprobada Estrategia Nacional de Lucha Contra la Desertificación (ENLD, 2020) es la confección de un mapa de desertificación de España. El proyecto ATLAS, financiado por la Fundación Biodiversidad, aborda esta compleja tarea con un enfoque innovador.

Puede resultar paradójico que en pleno siglo XXI no haya mapas de desertificación. Lo cierto es que hay importantes antecedentes, pero el reciente *Atlas mundial de la desertificación* (AMD, 2018), elaborado por algunos de los mayores expertos en la materia, justificó que todos esos mapas no eran válidos. Tanto es así, que el propio AMD no presenta ni un solo mapa de desertificación y presenta una alternativa, la convergencia de evidencias, para detectar zonas o regiones proclives a este problema medioambiental y socioeconómico.

La crítica a la cartografía existente se fundamenta en el alto grado de subjetividad en la caracterización y clasificación de lo que es y no es desertificación y la falta de rigor científico que supone agrupar en una única magnitud los diversos procesos de degradación que concurren en la desertificación. En efecto, es enorme la complejidad del problema, cuya conceptualización aún no parece resuelta a tenor de la confusión reinante tanto en ámbitos populares como, incluso, académicos,

La ausencia de mapas de desertificación se presenta, por tanto, como un reto científico y una necesidad de acción política. El problema de las cartografías en blanco es que pueden admitir cualquier cosa, y se corre el riesgo de que, por ejemplo, se utilice un mapa de aridez para plasmar la desertificación. Aunque nos enfrentamos a una tarea que hasta el momento no se ha resuelto, este *Atlas* busca contribuir a la comprensión y localización geográfica de la desertificación mediante la selección de diversos mapas vinculados a sus procesos, la presentación de dieciséis casos de estudio que ilustran situaciones relacionadas –en mayor o menor medida– con este fenómeno, incluyendo aquellas que no lo son, y la elaboración de un mapa de desertificación para España a partir de un método innovador.

La respuesta a preguntas básicas como ¿dónde ocurre la desertificación en España? o ¿cuáles son sus principales causas? es esencial para abordar con garantías de éxito este importante problema ambiental, económico y social.

La complejidad de la desertificación

La desertificación se define por la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNUCLD, 1994) como la «degradación de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedo-secas como consecuencia de variaciones climáticas y actividades humanas», entendiéndose por degradación «la pérdida de productividad biológica, económica y de biodiversidad». Llegar a la definición de la CNUCLD supuso un continuo esfuerzo de conceptualización y discusión que dejó un reguero nada despreciable de más de cien definiciones por el camino. Ello evidencia que ninguna de ellas aprehende todos los matices de un problema complejo y que la discusión sigue abierta. Buena parte de ello se debe a las distintas percepciones del término «degradación», cuyo significado depende de los valores e idiosincrasia de cada sociedad, y a lo que se entiende, propiamente, por tierra (*land* en el inglés original de la definición). Así, por ejemplo, los pastizales en los que medran los matorrales (por sobrepastoreo o abandono) son tildados de «desiertos verdes» desde el punto de vista ganadero (y ciertamente es una pérdida de productividad económica), que crean paisajes más propensos al fuego, como recogía en uno de sus paisajes de desertificación el Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación de 2008. Una concepción más ecológica de estos espacios arroja conclusiones opuestas, ya que la presencia de matorrales supone una mejora de la condición de la tierra, al aumentar su biomasa, y con ello una larga serie de servicios ecosistémicos como el contenido de nutrientes del suelo, la fijación de carbono o la protección frente a los procesos erosivos, cuestión ratificada por los principales indicadores que se utilizan actualmente para evaluar la desertificación.

Lastrado por sus orígenes coloniales, el propio concepto de desertificación se ha asentado en el imaginario popular como el proceso de avance del

desierto, y en muchos ámbitos se equipara, casi en exclusiva, con sequías o erosión. La confusión se extiende incluso a círculos académicos, donde se producen afirmaciones francamente desconcertantes sobre la cuestión del tipo: «En Ucrania, la degradación del suelo es un 38 % de compactación y un 4 % de salinización, y también un 0,2 % de desertificación» (cuando la salinización es una forma de degradación del suelo, que a su vez es un síntoma o proceso de desertificación), o «en el norte de China, la desertificación es la principal forma de degradación del suelo, ya que provoca la degradación del suelo», lo que recuerda a un trabalenguas.

Este frágil sustrato conceptual ha conducido al fracaso a muchas de las soluciones que se han ido proponiendo para abordar este grave problema, desde la construcción de «murallas verdes», diseñadas para contener el avance de las dunas y que suelen secarse y restringir aún más el exiguo balance hídrico de esas zonas, hasta la implantación de regadíos en tierras marginales y naturalmente dispuestas para el pastoreo a modo de barreras contra la desertificación, que han generado una riqueza efímera a sus habitantes a costa de agotar acuíferos esenciales para la región. Sin embargo, como evidencia el sobrepastoreo de las estepas de esparto en el norte de África, que ha dado lugar a campos de dunas donde antes había una tupida cubierta vegetal, la cuestión no es frenar el avance del desierto, sino establecer políticas de uso del suelo que no den lugar a paisajes que adquieran rasgos desérticos debido a que se esquilma su productividad natural. De hecho, la confusión entre desierto y desertificación tiene como punto común la baja productividad. Sin embargo, en los desiertos, el origen de esta exigua productividad se debe exclusivamente al contexto climático (es decir, es un hecho natural), mientras que en los procesos de desertificación se debe al deterioro de un ecosistema que era productivo (es decir, es una condición adquirida). Así, la desertificación no es el avance del desierto, ni



Figura I.1.1. En medio de la inmensa extensión arenosa del desierto de Wadi As-Sirhan, en Arabia Saudí, destacan unas manchas circulares verdes. Se trata de cultivos de regadío mantenidos con aguas subterráneas. Fuente: MODIS Land Rapid Response Team, NASA GSFC.

los desiertos son la etapa final de un proceso de desertificación. Es más, los desiertos se pueden desertificar.

Las «pobres» zonas áridas

El contexto climático en el que se puede desarrollar la desertificación nos da una idea de la magnitud del problema. Genéricamente, nos referimos a las zonas áridas¹, aunque la definición de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) excluye las hiperáridas, como hemos visto en su propia definición, por considerar que allí no puede haber actividad humana, más allá de un ligero pastoreo nómada. Es otra

de las cuestiones aún abiertas y en debate, puesto que la explotación de las aguas subterráneas en muchos desiertos del mundo anula esta hipótesis. Si, por ejemplo, echamos un vistazo al desierto arábigo o al del Sahara, unos círculos verdes casi diminutos atraerán nuestra atención (figura I.1.1). Se trata de cultivos regados con pivots —estructuras móviles en forma de pivote para distribuir el agua de manera uniforme sobre los cultivos en un patrón circular— con las aguas subterráneas fósiles que albergan los desiertos. El término fósil hace referencia a que no es un recurso renovable, puesto que esas reservas hídricas se formaron con condiciones climáticas muy distintas de las actuales hace miles de años. Por tanto, como puede adivinarse, su explotación lleva, irremediabilmente, a su agotamiento.

La condición de aridez viene determinada por el índice de aridez (IA) —cuya solvencia para determinar lo que es o no árido en el actual contexto del cambio climático también está en duda—, que es la ratio entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial (ETP). Es decir, da una medida del agua que se puede evaporar en un territorio respecto a la

1. En rigor, hay cuatro categorías de aridez (subhúmedo-seca, semiárida, árida e hiperárida), pero en castellano solemos hablar de zonas áridas para referirnos a todas ellas, ya que la traducción literal de *drylands* (tierras secas) puede resultar (más) confusa.

que recibe de forma natural. Para ser precisos, la definición de la CNULD se refiere a aquellas zonas áridas en las que el IA está comprendido entre 0,05 y 0,65 (podemos añadir aún más fuentes de distorsión si decimos que, en ocasiones, el límite inferior es 0,03).

A pesar de la simplicidad del IA (el índice más extendido para medir la aridez, aunque existen otros) su cálculo difiere en la medida que lo hagan los datos de entrada y el método elegido para determinar la ETP. Por ello, las cifras sobre la extensión de las zonas áridas son variables y, por tanto, también la población que vive en ellas. A ello debemos añadir la progresiva aridificación del planeta –nótese que el IA disminuye a medida que lo hace la precipitación y aumenta la temperatura, lo que conlleva el incremento de la ETP. El consenso actual nos dice que ocupan el 45 % de la superficie terrestre, siendo el bioma más extenso del planeta. No es de extrañar, por tanto, que den cobijo a uno de cada tres habitantes de la Tierra, al 65 % de los pastizales y al 35 % de las tierras de cultivo. Además de su enorme importancia socioeconómica, desde el punto de vista ecológico resultan fundamentales, ya que, por ejemplo, albergan el 36 % del carbono orgánico del suelo y sus bosques ocupan 1283 millones de hectáreas.

Los ecosistemas áridos son también muy diversos –albergan, por ejemplo, alrededor del 20 % de los principales centros de diversidad vegetal del mundo– e incluyen verdaderos «puntos calientes» de biodiversidad vegetal como el *fynbos* sudafricano. Un reciente estudio muestra cómo la diversidad de estrategias adoptadas por las plantas en las zonas áridas aumenta

bajo condiciones más estresantes. Así, por ejemplo, la diversidad de atributos aumenta el 88 % al pasar, aproximadamente, de zonas semiáridas a áridas (concretamente cuando el IA = 0,3). En contra de lo esperado, la vida se abre paso de maneras muy diversas donde escasea el suelo y el déficit hídrico debería ahogar la vida.

Por todo ello, las zonas áridas, además de ofrecer servicios ecosistémicos esenciales para el mantenimiento a un tercio de la población mundial, constituyen un fascinante laboratorio natural para estudiar la evolución y la adaptación de las especies a condiciones extremas.

Mapas de desertificación

Para abordar la desertificación es necesario, en primer lugar, responder a tres preguntas fundamentales, tanto a escala regional y global: ¿Qué se degrada? ¿Dónde ocurre? ¿Cuál es la gravedad de la degradación? Los primeros intentos por cartografiar la desertificación se remontan a los años setenta del siglo pasado (figura I.1.3). El primer mapa global se realizó en 1977, con motivo de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desertificación, y se denominó «Mapa general del estado de la desertificación en las zonas áridas». En 1992, con motivo de la Cumbre de la Tierra, se presenta el que se conoce como primer *Atlas mundial de la desertificación*. El segundo, que aparece cinco años después, y se basa en el Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD).

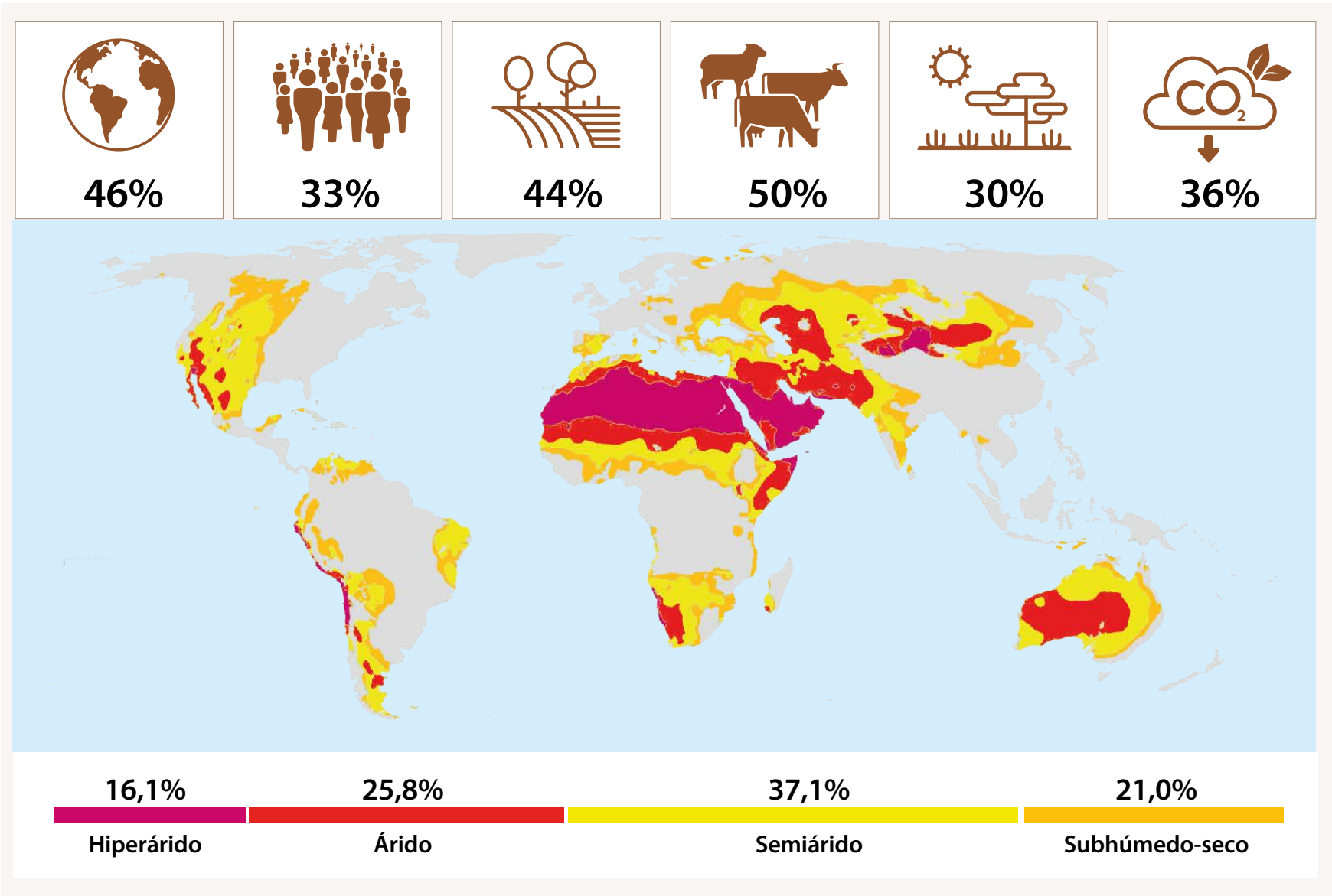


Figura I.1.2. Algunas magnitudes importantes de las zonas áridas del mundo. Mapa global de zonas áridas y proporción según categoría de aridez.

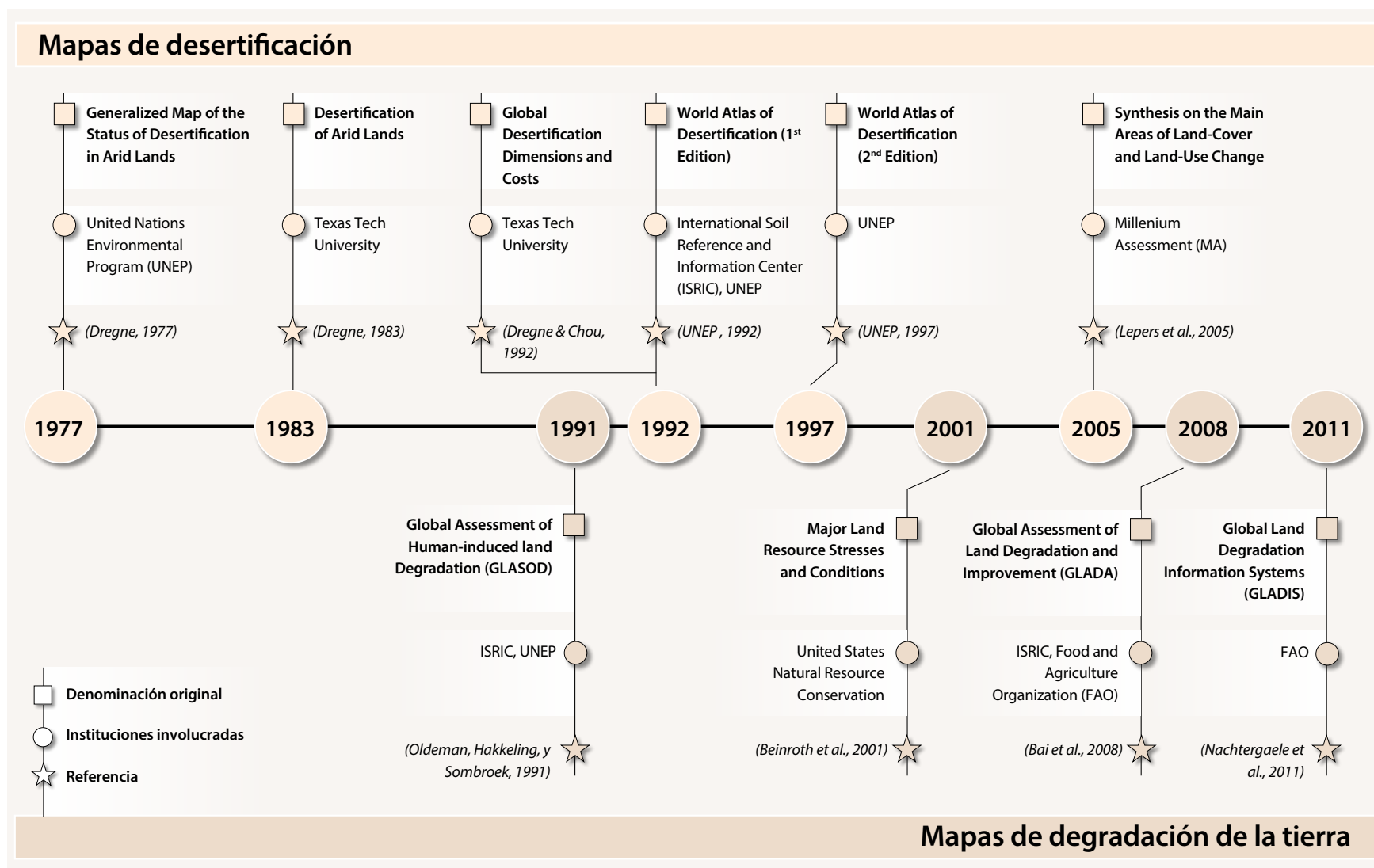


Figura I.1.3. Evolución histórica de la cartografía de la desertificación y la degradación de la tierra.

Como podemos ver en la figura I.1.3, los mapas más recientes no son de desertificación, sino de degradación de la tierra, es decir, más genéricos. Ello refleja una tendencia hacia la consideración de cualquier ámbito climático. Se trata de un aspecto importante, ya que trasciende el papel de la aridez en la degradación. Sin embargo, la desertificación, exclusiva de las zonas áridas, se diferencia de otros procesos de degradación por su irreversibilidad a escala humana, dada la lentitud de los procesos biofísicos en estas zonas. Así, por ejemplo, la recuperación del suelo fértil perdido por erosión,

o la recarga de los acuíferos sobreexplotados, tiende a reducirse a medida que aumenta la aridez.

El último *Atlas mundial de desertificación* (AMD) data de 2018 y fue elaborado por la Comisión Europea. Como consecuencia de las dificultades metodológicas y los pobres resultados alcanzados con anterioridad, el AMD presenta una alternativa a los mapas de desertificación, la denominada «convergencia de evidencias» (CE). Sin ser algo estrictamente novedoso, como luego veremos, consiste en identificar aquellos lugares más proclives a la degradación al coincidir en ellos una serie de factores (biofísicos, climáticos y socioeconómicos) que amenazan el equilibrio entre el uso de recursos y su regeneración.

La fiabilidad de los mapas de desertificación nunca fue muy alta. Los propios autores han cuestionado su validez. Por ejemplo, Dregne y Chou, refiriéndose a su *Atlas* de 1992, afirmaron que «la base de información sobre la que se hicieron las estimaciones es deficiente: los relatos anecdóticos, los informes de investigación, las descripciones de viajeros, las opiniones personales y la experiencia local proporcionaron la mayor parte de las evidencias utilizadas». Al contrastarlos con otros datos suelen ofrecer resultados desconcertantes. En el caso de Argelia se estimó, en ese mismo mapa de Dregne y Chou, que el 93 % de sus tierras de cultivo estaban desertificadas, mientras que la FAO mostraba datos de incremento de los rendimientos agrícolas de 400-600 kg ha⁻¹. Este dato, sin embargo, tampoco aclara la cuestión, puesto que ese aumento de la productividad bien puede deberse a un mayor uso de fertilizantes y a la conversión de secano en regadío.

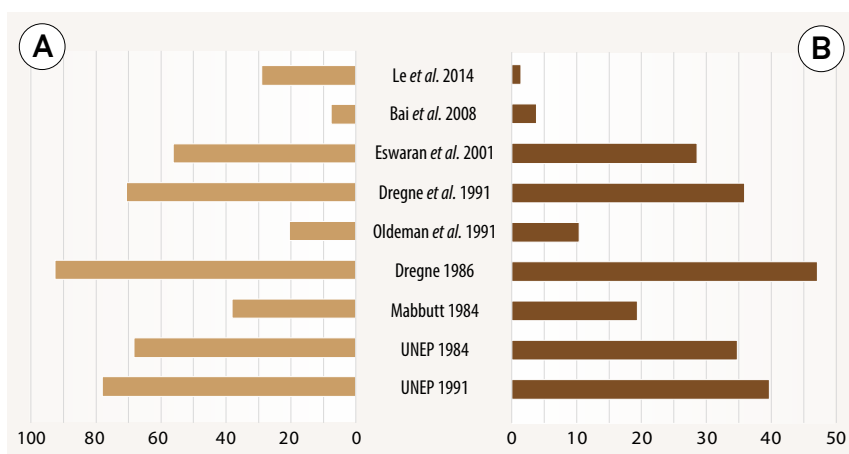


Figura I.1.4. Evaluaciones del alcance de la desertificación en las zonas áridas del planeta. A) Porcentaje de superficie de zonas áridas desertificadas; B) Superficie en millones de km². Adaptado de Sterk y Stoorvogel (2020).

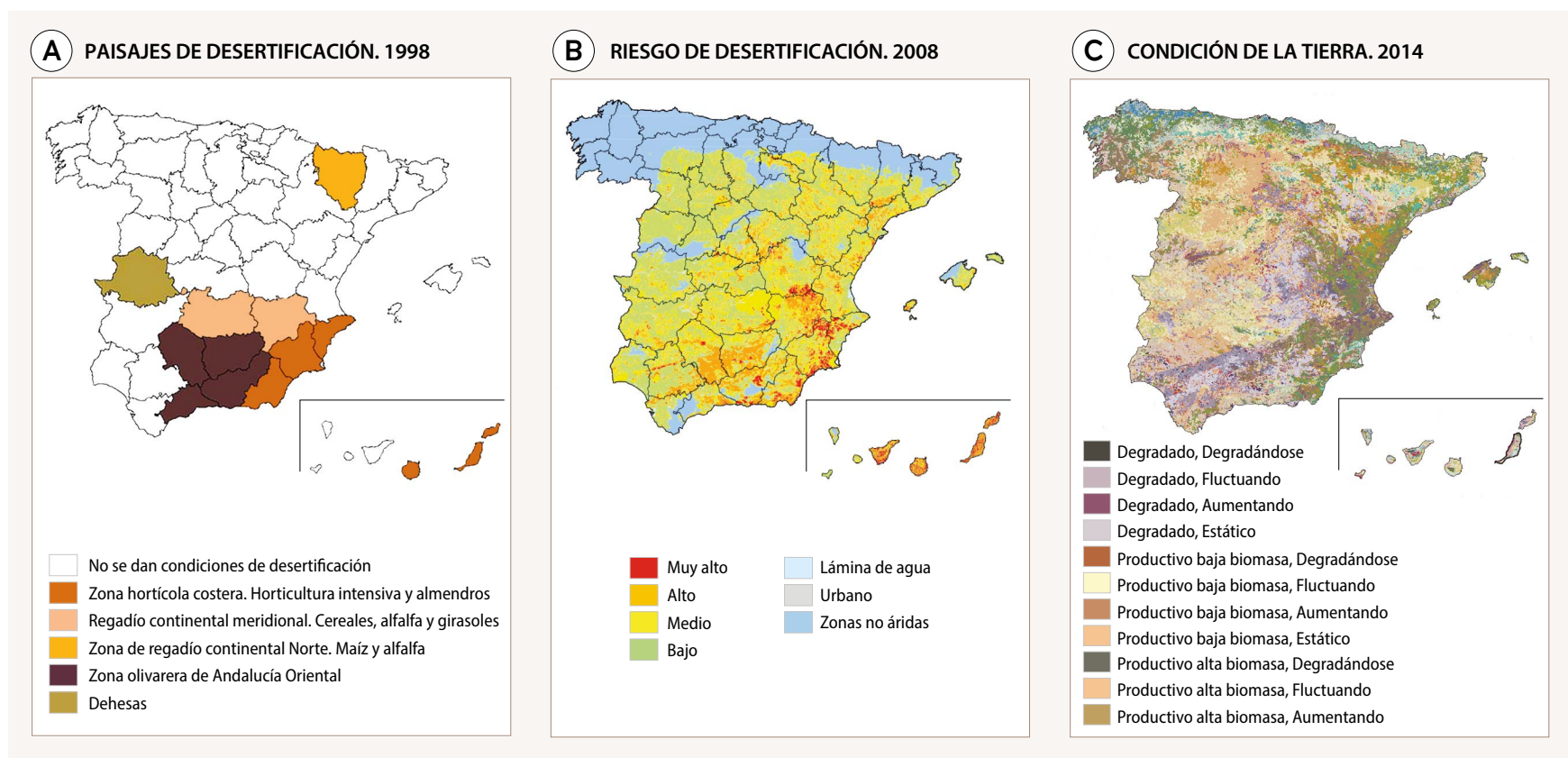


Figura 1.1.5. Mapas relacionados con la desertificación para el caso español. (A) Paisajes de desertificación identificados en el proyecto SURMODES (1998); (B) Mapa del riesgo de desertificación del PAND (MAGRAMA, 2008); (C) Mapa de condición de la tierra incorporado al PAND en 2014 (nótese que la leyenda solo incluye una parte de las 30 categorías).

Como se puede ver en la figura 1.1.4, el área que se estima desertificada fluctúa entre los 1,47 y los 47,1 millones de km² según el trabajo que se consulte. Igualmente, se han dado cifras muy variables de la población que sufre las consecuencias de la desertificación, que van desde los 2700 millones de personas a los 500, pasando por los 1300 millones que muestra uno de los informes de la CNUCLD. La crítica no solo se restringe a la falta de consenso entre las distintas aproximaciones, sino también a su incapacidad para ser aplicados para prevenir y controlar la degradación del territorio.

¿Por qué es tan difícil cartografiar la desertificación?

Las limitaciones para elaborar este tipo de mapas se centran fundamentalmente en dos cuestiones. La primera tiene que ver con el grado de subjetividad de los autores a la hora de decidir qué es desertificación. Liberarse completamente de este juicio previo parece imposible. El segundo punto, que sí resulta superable, es que las metodologías empleadas hasta la fecha han tratado de agregar en un único indicador la variable «desertificación», que no tiene una cuantificación real, es decir, no es medible. Para ello se han sumado o agregado, sin una base estadística solvente, procesos tan diferentes como la erosión del suelo y la sobreexplotación de las masas de agua subterráneas. Dicho de forma coloquial, se han tratado de sumar peras con manzanas, y el resultado es una cifra que carece de sentido.

En efecto, el problema recurrente con el que se encuentra la confección de mapas de la desertificación es la falta de reconocimiento de que la desertificación no es un único fenómeno, y que por tanto no se concreta en una única variable que se pueda medir. Es aquí donde la CNUCLD muestra sus fisuras respecto a sus convenciones hermanas, la de Cambio Climático y la de Biodiversidad. En la primera, el problema se puede monitorizar mediante un indicador muy simple, las partes por millón de CO₂ en la atmósfera. Además, las diferencias regionales son innecesarias, puesto que el cambio climático se refiere a la condición media de esta variable en la atmósfera.

En la segunda, pueden manejarse diversos indicadores, que pueden tener más o menos sentido según el lugar al que se refiera. Pero todos apuntan a la misma dirección, que es medir la biodiversidad y el grado de conservación de hábitats.

Los intentos por sintetizar los diversos procesos de desertificación en un solo indicador han sido, hasta el momento, un obstáculo insalvable, que se ha tratado de superar mediante diferentes aproximaciones. Todas ellas tratan de agregar una colección de variables muy diversas entre sí. Por ejemplo, el mapa de riesgo de desertificación de España (figura 1.1.5B), que presentó el PAND de 2008, aplica la metodología MEDALUS. En concreto, este mapa refleja una simple operación de álgebra para sumar el efecto de cuatro factores (aridez, erosión, uso de acuíferos y superficie quemada por incendios forestales), excluyendo la posibilidad de una sinergia entre ellos. Por ejemplo, en un territorio con mayor aridez, y por tanto con menores tasas de productividad, la pérdida de suelo tiene un mayor impacto que en zonas menos áridas, puesto que las tasas de formación de suelo son menores. Este tipo de interacciones no son consideradas con la metodología utilizada en el PAND, que también ignora las causas del problema.

El mapa de riesgo de desertificación no incluye ninguna variable que represente la evolución de la superficie de regadío, que explica la degradación de las masas de agua subterránea, ni se considera ningún otro uso del suelo o variable que pueda explicar los motivos de la desertificación. Las cuatro variables utilizadas se baremaron según criterios subjetivos. Por ejemplo, cuando la erosión del suelo estimada por el modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) está comprendida entre 12 y 25 t ha⁻¹ año⁻¹, el peso del factor erosión es 2. Si en ese píxel, además, hay una masa de agua subterránea sobreexplotada, se añade un punto, y si el porcentaje de superficie acumulada recorrida por el fuego durante 10 años (variable un tanto intrincada) supera el 10 %, tenemos otro punto. Por último, el grado de aridez añade un punto más si es semiárido y dos si es árido (el

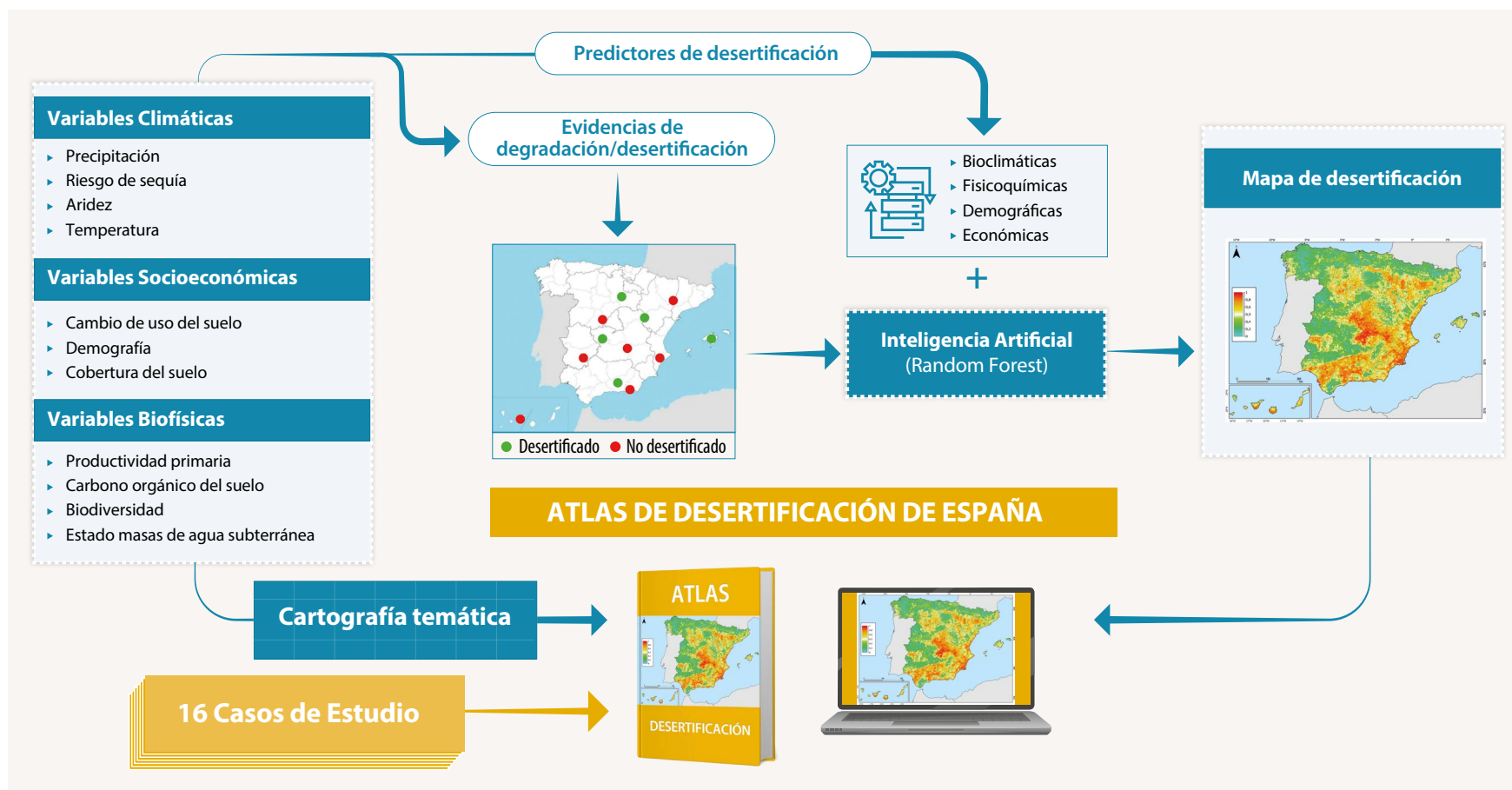


Figura I.1.6. Esquema metodológico del proyecto ATLAS para la elaboración del *Atlas de desertificación de España*.

subhúmedo-seco no penaliza). Como se puede deducir, a más puntos, más riesgo de desertificación. El mayor mérito de este tipo de aproximaciones es que consiguen dar una cifra para cada píxel del territorio.

se toma como el grado de desertificación en España, alrededor de un 20 % del total de todo el territorio, es decir, que no se restringe a las zonas áridas.

Mapas de desertificación en España

España, con cerca del 70 % de su territorio catalogado como zonas áridas, es uno de los países europeos con iniciativas más antiguas para abordar la desertificación. El primer mapa que refleja los problemas potenciales de desertificación responde al paradigma de la CE planteado recientemente. En efecto, el proyecto SURMODES desarrollado en la Estación Experimental de Zonas Áridas del CSIC ya vislumbró la idea de solapar variables económicas y climáticas para esbozar «paisajes de desertificación» o zonas que albergaban, en un estado latente o incipiente, actividades con un enorme potencial de deterioro de los recursos naturales. Inicialmente designados por su ubicación geográfica y el tipo de cultivos dominantes (figura I.1.5A), los paisajes fueron descritos con carácter más genérico con el fin de señalar que se trataba de usos del suelo presentes en diversas regiones. La designación que aparece en el PAND es la siguiente (figura IV.1.1): (1) sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación; (2) sistemas agrosilvopastorales afectados por sobrepastoreo; (3) matorrales degradados y eriales; (4) cultivos leñosos afectados por la erosión; (5) cultivos extensivos de secano con riesgo de erosión.

El PAND, además incluyó un mapa del riesgo de desertificación de España (figura I.1.5B), presentado anteriormente. Más reciente es el mapa de condición de la tierra (figura I.1.5C), construido bajo el paradigma de la eficiencia en el uso de la lluvia (RUE, en inglés) y referido al periodo 2000–2010. Sucintamente, el RUE representa la productividad primaria de un lugar en relación a su productividad potencial de acuerdo a las precipitaciones que recibe. De este mapa se obtiene la cifra que actualmente

Una oportunidad científica y una necesidad política

Tras más de cuatro décadas intentando cartografiar la desertificación, el veredicto del AMD ha dejado en blanco estos mapas. Uno de los principales problemas de esta situación es que se pueden rellenar con información indirectamente relacionada con el problema y que, en lugar de contribuir a resolverlo, añadan más confusión. Así, cuando las administraciones se ven exigidas a dar una respuesta al problema de la desertificación, lo más intuitivo es que utilicen, si no hay otra cosa, el mapa de aridez. Es, conceptualmente, un error notable, puesto que las zonas áridas son solo las zonas *potencialmente* desertificables. Por otra parte, un mapa en blanco es un reto para un investigador, una oportunidad de establecer una metodología que sirva para cartografiar la desertificación no solo en España, sino en todo el mundo.

La declaración de Emergencia Climática del Gobierno Español en 2020 implicó, entre otros compromisos, desarrollar una Estrategia Nacional contra la Desertificación (ENLD), aprobada por el Consejo de Ministros el 21 de junio de 2022. Este documento puede interpretarse como una llamada a la acción, debido a que, lejos de desaparecer, los paisajes de desertificación anunciados en el PAND se han asentado y expandido. La ENLD proporciona un diagnóstico de la situación actual –que debe ser matizado y adecuadamente cuantificado– y propone numerosas acciones y medidas a llevar a cabo hasta 2030. Entre ellas, destaca la realización de un plan de restauración de territorios afectados por la desertificación (para lo cual es necesario cartografiarlos), el desarrollo de una red de proyectos piloto y demostrativos de lucha contra la desertificación, la

aplicación de buenas prácticas de gestión sostenible de la tierra en el sector agrario, forestal y de los recursos hídricos, y la elaboración de un ADE. Como vemos, la ENLD es un cúmulo de propuestas que es necesario desarrollar. En el ámbito de este proyecto subrayamos la ausencia de mapas de desertificación en la ENLD, lo que hace de los antiguos mapas del PAND (2008) y el mapa de Condición de la Tierra de 2014 los más actuales disponibles a fecha de hoy, a pesar de utilizar información de hace más de 15 años.

Este *Atlas* se divide en tres secciones principales (figura I.1.6). En primer lugar, se recoge una amplia cartografía dividida en seis secciones temáticas que abordan los factores que contribuyen a los procesos de desertificación en sentido amplio: el clima, el agua, el suelo, la foresta, la biodiversidad y la sociedad. La pretensión de esta sección es contextualizar los mapas escogidos bajo el paradigma de la desertificación mediante una narrativa que permita recorrer sus múltiples facetas. La segunda sección presenta el mapa de desertificación elaborado con una aproximación innovadora. Para ello utilizamos modelos de inteligencia artificial entrenados con diversas evidencias de degradación y obtenemos los predictores estadísticamente más significativos. Por último, más de una veintena de expertos en diversas materias detallan 16 casos de estudios relacionados, en distinto modo, con la desertificación. Esta parte del *Atlas* muestra la variedad de matices e interpretaciones alrededor de la desertificación, mostrando la necesidad de comprender bien el problema para implementar medidas efectivas.

Lecturas recomendadas

- CASTILLO SÁNCHEZ VM (2022) Ciencia y política contra la desertificación: La respuesta de las instituciones ante un reto global. *Mètode Rev Difusió la Investig* 67-73. <https://doi.org/10.7203/metode.13.21901>
- DE STEFANO L, LOPEZ-GUNN E (2012) Unauthorized groundwater use: Institutional, social and ethical considerations. *Water Policy* 14:147-160. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.101>

- GROSS N, MAESTRE FT, LIANCOURT P, *et al* (2024) Unforeseen plant phenotypic diversity in a dry and grazed world. *Nature* 37:. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07731-3>
- MAGRAMA (2008) Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Madrid. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid, Spain
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J (2024) Desertificación, cuando el territorio hace aguas [Desertification: lands in troubled waters]. Tirant lo Blanch, Valencia, España
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE FT (2022a) Life adapted to precariousness. The ecology of drylands. *Mètode Sci Stud J* 13:. <https://doi.org/10.7203/metode.13.22006>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE FT (2021) ¿Se puede cartografiar la desertificación? Luces y sombras de una tarea desafiante. *Ecosistemas* 30:. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2211>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE FT (2022b) Entender la desertificación para frenarla. *Investig Cienc* 30-38
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE FT (2020) Desertifying deserts. *Nat Sustain* 3:572-575. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0561-2>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, OLCINA J, *et al* (2025) Atlas de la desertificación de España. *Rev la Real Acad Ciencias Ser Gen* 113:5-21
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, IBÁÑEZ J, DEL BARRIO G, *et al* (2016) Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Sci Total Environ* 563-564:169-178. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.065>
- MITERD (2022) Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España. Madrid, Spain
- PRINCE SD (2016) Where Does Desertification Occur? Mapping Dryland Degradation at Regional to Global Scales. In: Behnke R, Mortimore M (eds) *The End of Desertification? Disputing Environmental Change in the Drylands*. Springer, pp 225-263
- REYNOLDS JF (2021) Desertification is a prisoner of history: An essay on why young scientists should care. *Ecosistemas* 30:2302. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2302>
- STERK G, STOORVOGEL JJ (2020) Desertification—Scientific Versus Political Realities. *Land* 9:156. <https://doi.org/10.3390/land9060156>

II. MAPAS PARA ENTENDER LA DESERTIFICACIÓN

El mapa no es el territorio

Alfred Korzybski

El mapa es más interesante que el territorio

El mapa y el territorio. Michel Houellebecq



La desertificación es una combinación de procesos de degradación que operan a diferentes escalas espaciales y temporales. En esta sección del *Atlas de la desertificación de España* se abordan las principales temáticas relacionadas con este importante problema: clima, agua, suelo, cubierta vegetal, biodiversidad y, finalmente, la percepción social que se tiene tanto de las zonas áridas como de su degradación.

II.1. La aridez, el telón de fondo de la desertificación

El clima es un elemento del medio físico principal para el desarrollo de procesos de desertificación. Y aunque procesos tendentes a la desertificación de un espacio geográfico pueden ocurrir en cualquier tipo climático de nuestro planeta a causa de acciones humanas que rebasan los límites de regeneración del suelo, es cierto que algunas variedades de clima son más proclives para el desarrollo de condiciones de aridez. Cuando se contemplan los mapas de zonas áridas del mundo o las cartografías de riesgo de desertificación de España se comprueba una relación entre estos territorios y áreas con climas secos. En efecto, en las zonas con precipitaciones poco abundantes y temperaturas cálidas, en los que los procesos de evaporación real y evapotranspiración potencial son muy activos a lo largo del año y especialmente en los meses de verano, se dan condiciones propicias para que los procesos «naturales» de desertificación, de por sí, actúen transformando el medio en paisajes áridos. Si a ello se añaden factores humanos, estos procesos se aceleran generando degradaciones aceleradas y normalmente irreversibles del suelo.

Condicionantes geográficos y orográficos

España tiene variedades climáticas diversas y contrastadas, debido a su propia configuración geográfica. La existencia de una península extensa, rodeada de mares de comportamiento térmico diferente; con disposición de relieves organizados entorno a un potente macizo meseteño central que encierra sistemas montañosos internos (S. Central, Montes de Toledo) y periféricos (macizo Galaico, montes de León, Sierra Morena). Todos ellos impulsados por los movimientos alpinos que dieron lugar a formaciones exteriores enérgicas, con pendientes elevadas (C. Cantábrica, Montes Vascos, Pirineos, Sistema Ibérico, Sistemas Béticos). La presencia de estas cadenas montañosas y la propia altitud media del macizo meseteño condiciona los valores que registran los elementos climáticos principales (temperaturas y precipitaciones). A ello se unen los dos archipiélagos (balear y canario), con configuración geológica y formas geomorfológicas distintas, situados en entornos marinos también diferentes (mediterráneo y atlántico) y con una posición latitudinal muy distinta que determina sus rasgos climáticos.

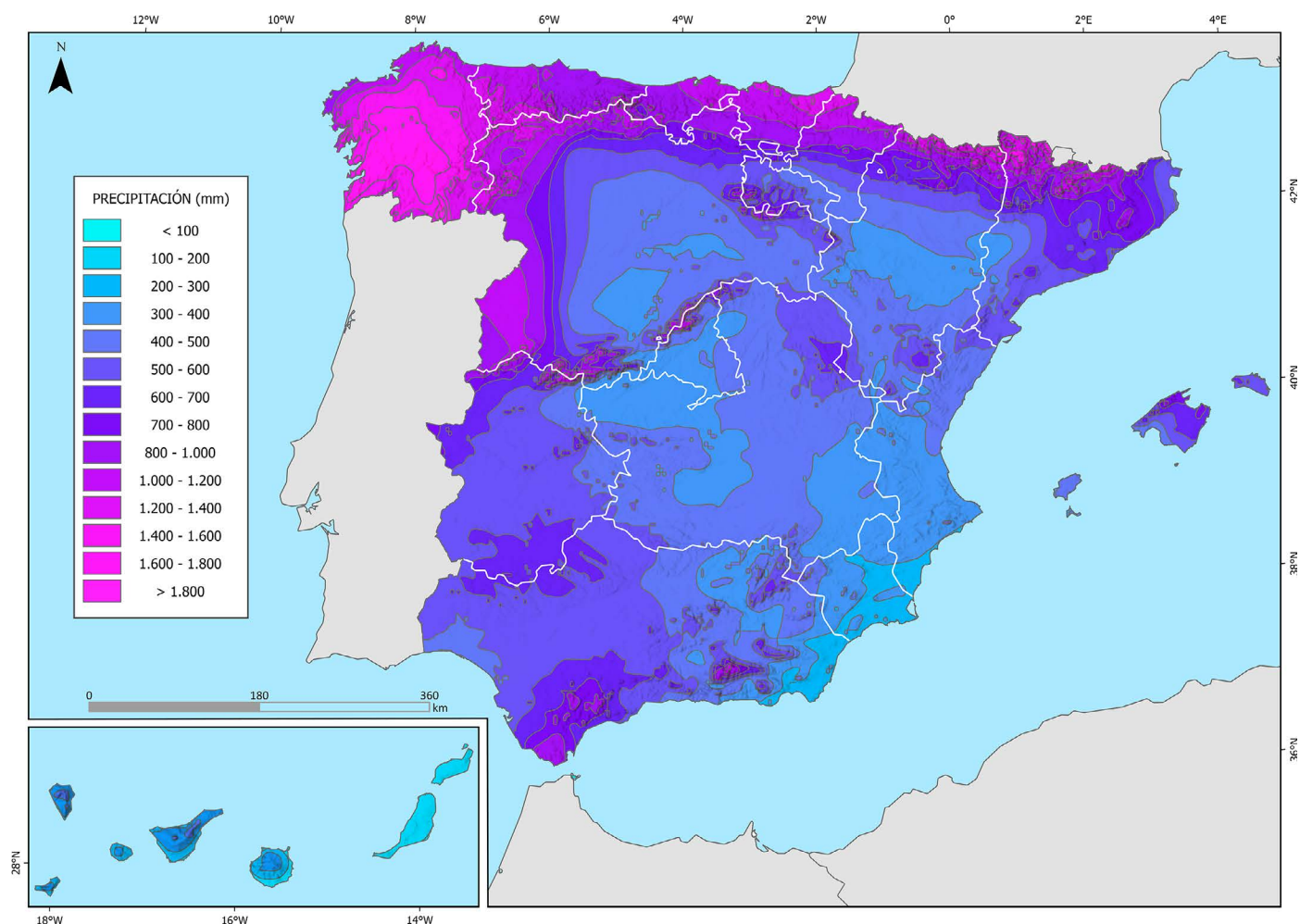
Sobre esta estructura geológica y geomorfológica inciden los rasgos de la circulación atmosférica general que, en las latitudes ibéricas, por su propia ubicación latitudinal, viene marcada, como norma general, por la circulación de flujos del oeste y por la presencia, durante muchas jornadas del año, de condiciones de subsidencia anticiclónica, más notable incluso en el archipiélago canario. La entrada de borrascas atlánticas, en su desplazamiento hacia Europa, supone el desarrollo de precipitaciones a lo largo del territorio peninsular que van perdiendo efectividad conforme avanzan los frentes nubosos hacia el este; de manera que las cantidades de lluvia que alcanzan el centro peninsular y, sobre todo, el área mediterránea española son progresivamente reducidas en relación con las cantidades que se acumulan en el norte y oeste de la península ibérica. Este hecho es determinante para el reparto de los tipos climáticos en España, puesto que la precipitación es el elemento atmosférico principal en la diferenciación de las variedades que se presentan.

La precipitación media anual sirve para distinguir tres grandes áreas pluviométricas, que establecen, asimismo, una división territorial de disponibilidad de recursos de agua naturales. Se trata de una división clásica que recoge el geógrafo alemán H. Lautensach en su libro sobre la *Geografía de España y Portugal* que maneja dos isoyetas –línea que une los puntos (observatorios) con igual precipitación–, la de 800 mm año⁻¹ y la de 300 mm año⁻¹, que siguen siendo válidas para establecer la clasificación básica entre una *España lluviosa*, una *España seca* y una *España semidesértica*. La divisoria entre la España lluviosa y la seca se establece por la isoyeta (línea

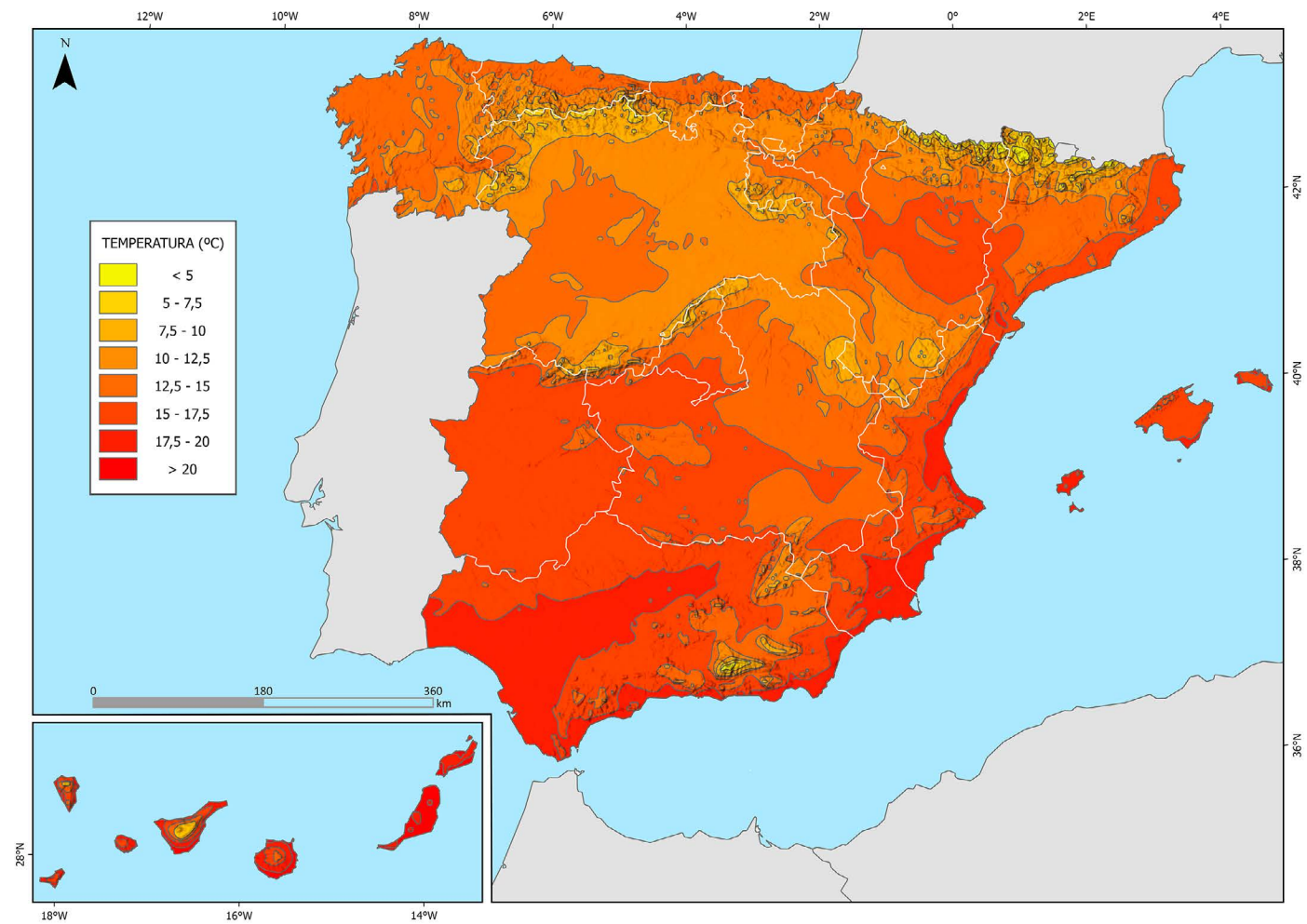
de igual precipitación media anual) de 800 mm (mm = l m⁻²). La divisoria entre la España seca y la semidesértica se establece por el umbral de los 300 mm. Hay que indicar que estas tres categorías no tienen una representación espacial perfectamente separada, sino que, como buena muestra de la extraordinaria variedad climática del territorio, se presentan en muchos lugares intercaladas y yuxtapuestas.

La España lluviosa ocupa fundamentalmente, y con continuidad, casi todo el norte y noroeste del país, desde el norte de Castilla y León y la cordillera Cantábrica al mar homónimo en su sector central, con su extremo occidental ensanchado hasta englobar toda Galicia y los montes de León y el oriental prolongado, a través de las provincias vascas litorales, por el Prepirineo y Pirineo hasta cerca del extremo oriental de este. Los valores medios superan los 800 mm, en la mayoría de los casos los 1000 mm, y se llegan a rebasar los 2000 mm en los sectores mejor expuestos a los flujos húmedos marítimos. Los temporales de procedencia atlántica son los principales responsables de esta amplia área de abundante pluviometría, aunque en el Pirineo central y oriental la influencia mediterránea y las tormentas de verano tienen mayor peso. Al margen de ella, son numerosos los sectores peninsulares, e incluso insulares, que rebasan el umbral citado, casi siempre cordilleras o sierras. Así, se superan los 800 mm en las cimas y las vertientes meridionales de gran parte de la cordillera Central; en los macizos más elevados de la cordillera Ibérica; en las principales elevaciones de la cordillera Prelitoral catalana, así como su nexo de unión –cordillera Transversal– con el Pirineo; en la cacereña sierra de Guadalupe; en la sierra de Aracena y algún otro lugar de Sierra Morena; en la gaditana sierra de Grazalema, prolongándose hacia el sur hasta Algeciras; en la serranía de Ronda y alguna otra sierra malagueña; en las mayores elevaciones de las alineaciones subbéticas, como las sierras de Cazorla y Segura, así como en el extremo nororiental del macizo de Alcoy; y en sierra Nevada y sus proximidades. También, se rebasan los 800 mm en los niveles elevados y mejor expuestos de la sierra de Tramuntana, en Mallorca, y en las medianías orientadas al norte y nordeste de las islas Canarias más elevadas.

La España seca, la más extensa de las tres áreas distinguidas, ocupa un amplísimo espacio central en la península ibérica, que abarca las tierras llanas de las dos mesetas, las bajas de la cuenca del Ebro, la depresión del Guadalquivir, así como, en una posición periférica, buena parte de la fachada oriental ibérica, excepto el sureste, y los litorales surmediterráneo y suratlántico. También pertenecen a la España seca el centro y este de Mallorca, Menorca, Ibiza, algunas de las tierras más altas y otras de las medianías del archipiélago canario, Ceuta y Melilla. En general, en la



Mapa II.1.1 Distribución de la precipitación media anual para el periodo 1991-2020. Fuente: Terraclimate.



Mapa II.1.2. Distribución de la temperatura media anual para el periodo 1991-2020. Fuente: Terraclimate.

Meseta la lejanía del mar, acrecentada por los relieves periféricos, impide que los flujos húmedos marítimos lleguen con claridad, salvo en el caso de situaciones muy definidas de poniente y del suroeste. Valores cercanos a los 500 mm año⁻¹ son bastante frecuentes en la España seca.

La España semidesértica (o región Alicante-Adra, en la clasificación original de H. Lautensach) tiene su principal representación en el sureste peninsular, esto es, buena parte de la provincia de Almería y sectores de las vecinas Murcia (extremo norte y parte del litoral), Granada (las hoyas de Guadix y Baza) y Alicante (el extremo meridional). Al margen, quedan algunos enclaves, superficialmente reducidos, en las cuencas del Ebro (puntos de los Monegros) y del Duero (al sureste de Zamora), así como Lanzarote, Fuerteventura y las tierras bajas de las restantes islas Canarias, excepto la Palma. En el litoral almeriense la precipitación media anual no alcanza ni los 200 mm, mientras que en sectores de Lanzarote, Fuerteventura y en el sur de las otras islas Canarias, excepto la Palma, hay observatorios con registros de menos de 100 mm.

A una escala de conjunto, la precipitación anual en la España peninsular disminuye de norte a sur y de oeste a este, por lo que en la diagonal imaginaria que une Galicia y Almería se produce el contraste pluviométrico extremo. En Canarias la precipitación también disminuye de norte a sur, en cada isla, y de poniente a levante en el conjunto del archipiélago. En Baleares la precipitación aumenta, en general, de suroeste a noreste.

Esta división tripartita, de base pluviométrica, tiene un claro aval en el cromatismo del paisaje: la España lluviosa, al menos su área septentrional de mayor superficie, es la verde, mientras que las otras muestran, en general, tonos pardos o pajizos. Manejando estos conceptos biogeográficos, algunas clasificaciones climáticas de España hablan de la Iberia verde y la Iberia parda o de las Españas verde, morena y cenicienta, en referencia a las tres Españas lluviosa, seca y semidesértica, señaladas.

Junto al reparto anual de precipitaciones, analizado con anterioridad, y cuya distribución territorial ha dado lugar a la clasificación de las «tres Españas pluviométricas», la temperatura tiene un mapa menos uniforme en su distribución espacial debido a los factores geográficos que la condicionan (mapa II.1.2). En efecto, la distribución de las isotermas medias anuales reproduce bastante bien el mapa hipsométrico, las diferencias de latitud entre el norte y el sur de España, aun sin tener en cuenta el archipiélago canario, y las diferentes características del océano Atlántico y del mar Mediterráneo introducen algunos matices importantes. Los valores más representativos y las pautas espaciales principales de la temperatura media anual en la España peninsular y Baleares son los siguientes:

1. El valor al nivel del mar varía entre poco menos de 14 °C en puntos de la costa cantábrica hasta algo más de 18 °C en la surmediterránea y en la suratlántica;
2. A lo largo del litoral mediterráneo oriental la temperatura media anual varía entre 15 °C en algunos sectores de la costa catalana a 18 °C en la almeriense, mientras que en Baleares los valores junto al mar quedan comprendidos entre 16 y 18 °C;
3. La temperatura media anual puede ser negativa por encima de unos 2800 m de altitud en la mitad norte peninsular (Pirineos) y en umbrías a partir de unos 3100 m en la sur (Sierra Nevada);
4. La meseta septentrional presenta valores entre 10 y 12,5 °C y la meridional, entre 12,5 y 15 °C, en general;
5. Las tierras bajas de la cuenca del Ebro tienen temperaturas medias anuales algo superiores a los 14 °C, las del valle del Guadalquivir, entre 17 y 18 °C y las extremeñas superan ligeramente los 16 °C;
6. Los valores disminuyen desde los litorales hacia el interior;
7. Los valores aumentan de norte a sur, a igualdad de altitud;
8. En el interior los valores disminuyen de poniente a levante.

No solo la mayor altitud de la Meseta norte, con respecto a la meridional, sino también la mayor latitud, explican sus temperaturas medias anuales de unos 2 °C más bajas. Así queda de relieve con los dos pares de observatorios siguientes localizados a parecida altitud: Soria (10,5 °C) y Cuenca (12,2 °C); Zamora (12,5 °C) y Ciudad Real (14,3 °C).

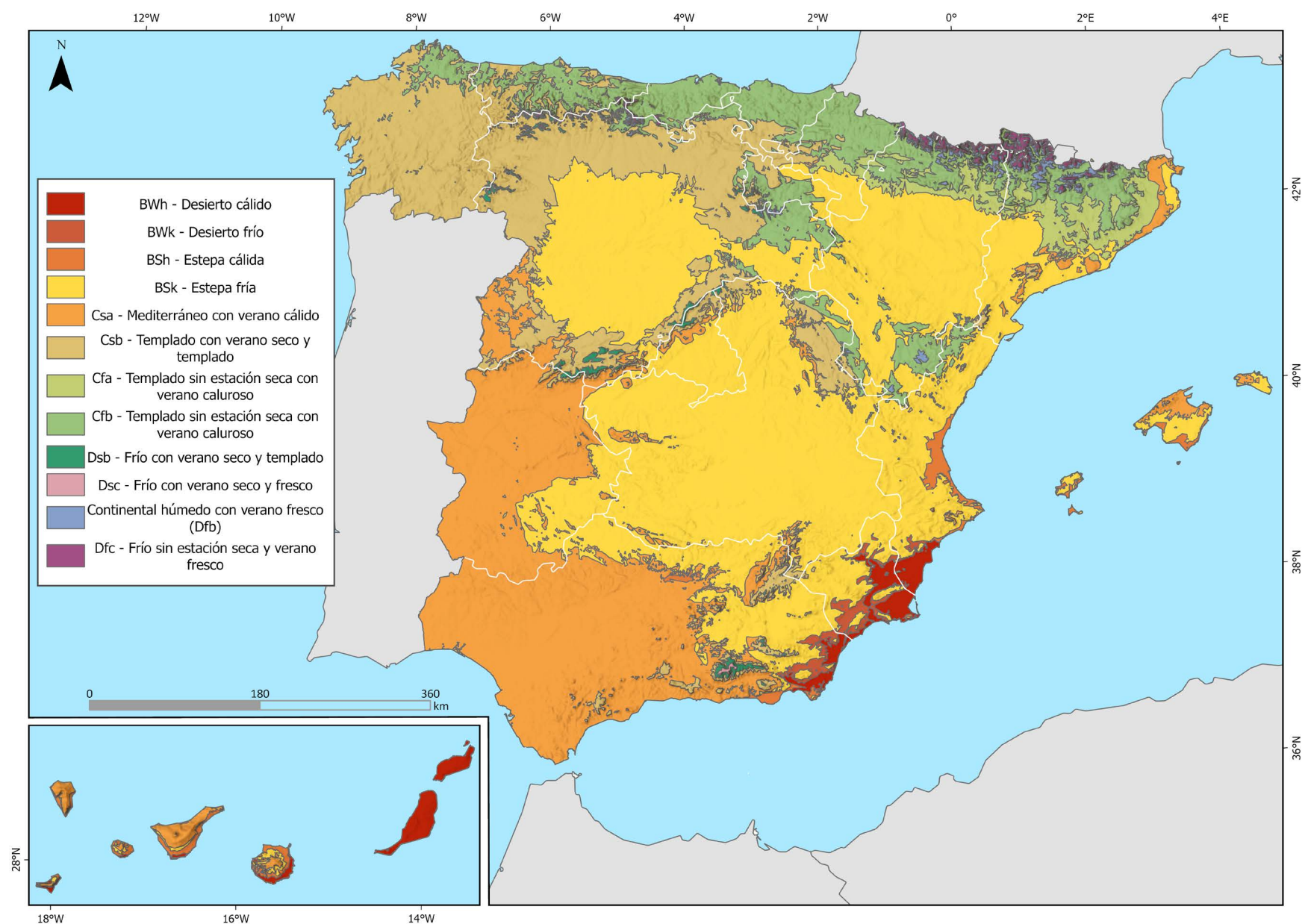
En las grandes depresiones del Ebro y del Guadalquivir las tierras bajas presentan, evidentemente, los valores térmicos medios anuales más altos, mientras que los mínimos se registran en los relieves más elevados que las enmarcan. Por su menor latitud, en la cuenca del Guadalquivir unos dos tercios de su extensión goza de una temperatura media anual por encima de los 16 °C (Jaén, 16,9 °C; aeropuerto de Córdoba, 17,5 °C; aeropuerto de Sevilla, 18,2 °C; base aérea de Jerez de la Frontera, 17,6 °C). Por debajo de unos 500 metros, la temperatura media rebasa los 17 °C. Igualmente, gran parte de la vecina provincia de Huelva presenta valores similares (Huelva, 18,3 °C). En el centro de la cuenca del Ebro, Zaragoza rebasa los 14 °C, y al sureste de la capital aragonesa pueden superarse los 15 °C.

Las Baleares presentan unas temperaturas medias anuales iguales o ligeramente superiores a las de las comarcas valencianas situadas a similar latitud y altitud. En cambio, en Canarias, en una zona latitudinal diferente, los valores térmicos son apreciablemente superiores a los de la España peninsular y las Baleares, por lo que desde estas partes del país se tiene la imagen de un archipiélago de temperaturas siempre benignas. Si bien es cierto que en la misma costa los promedios anuales no tienen parangón con los de las tierras peninsulares o de Baleares, superándose los 20 °C e incluso llegándose a los 21 °C en las dos capitales canarias, en el aeropuerto tinerfeño de los Rodeos, a poco más de 600 m, aunque sometido a unas condiciones de nubosidad abundante, la temperatura media anual ya se ha reducido a 16,1 °C, y en la misma isla, Izaña, a 2367 m de altitud, tiene 9,7 °C.

Los climas de España

Existen diversas clasificaciones de los climas de España, que ponen el énfasis en uno u otro elemento climático principal (temperaturas y precipitaciones, básicamente) y proponen fórmulas de relación entre ellos. Entre las más recientes, la clasificación de las variedades climáticas se realiza en virtud de los efectos, mayores o menores, de las lluvias procedentes del Atlántico a lo largo del territorio peninsular y en los archipiélagos. La Agencia Estatal de Meteorología en el *Atlas climático ibérico* maneja la clasificación climática de Köppen, porque sigue siendo una de las clasificaciones más utilizadas en estudios climáticos a nivel mundial, con la revisión de la misma del año 1936, conocida como clasificación de Köppen-Geiger, que propuso el manejo del umbral de los 0 °C como límite entre los climas templados (C) y fríos (D); aunque esta última modalidad climática tiene una presencia menor en España limitada a las altas cumbres de los sistemas montañosos.

El sistema de Köppen-Geiger parte de una división primera en grandes conjuntos térmicos, que son matizados a continuación por el reparto estacional de las precipitaciones. Tan solo los climas secos (Climas B) están caracterizados mediante índices termopluviométricos. Con la adición de una segunda mayúscula (S= *steppe*; W= *wüste*, desierto), distingue climas de estepa (BS) y climas de desierto (BW). En los climas secos la evaporación excede la precipitación anual recogida, de manera que no existe excedente hídrico y no se originan cursos de agua permanentes, salvo que medie otro origen de dichas corrientes (alimentación con aguas subterráneas). En España la mayor extensión territorial viene representada por los climas C y B, específicamente por las variedades Cs (que es la genuinamente «mediterránea») y BS (clima estepario). Por su especificidad, es necesario indicar los criterios termopluviométricos empleados para distinguir los climas B que se recogen en la tabla II.1.1.



Mapa II.1.3. Clasificación climática de Köppen (1991-2020). Fuente: Beck *et al.* (2023) <https://www.gloh2o.org/koppen/>.

Estas fórmulas muestran la mayor o menor eficacia de la precipitación, en función del periodo del año en que se producen las lluvias. A efectos de aplicación práctica de estas fórmulas ha de tenerse en cuenta que los climas desérticos cumplen los requisitos exigidos a los esteparios; de manera que si al calcular las fórmulas para los climas BS se cumplen las condiciones exigidas, es necesario verificar si el observatorio en cuestión tiene solo clima «estepario» o resulta «desértico» porque cumple la fórmula de estos.

	BS	BW
Precipitaciones de invierno	$P \leq 2T$	$P \leq T$
Sin estación seca caracterizada	$P \leq 2(T+7)$	$P \leq T+7$
Precipitaciones de verano	$P \leq 2(T+14)$	$P \leq T+14$

h	k	k'
$T > 18$	$T < 18$ $tm > 18$	$T < 18$ $tm < 18$

P: Precipitación media anual (cm)
 T: Temperatura media anual (°C)
 tm: Temperatura media del mes más cálido (°C)

Tabla II.1.1 Criterios y letras utilizados para la caracterización climática de Köppen.

Para precisar el régimen térmico de los climas B se emplean unas minúsculas específicas para este tipo climático (tabla II.1.1)

De entrada, se desarrollan condiciones favorables de falta de humedad en el suelo, de aridez, de forma natural, en las variedades climáticas BS, BW y Cs, que son las que ocupan el 80 % del territorio español. Incluso en las modalidades Cf o D, representadas básicamente en zonas de montaña y en las regiones más septentrionales de la península ibérica pueden desarrollarse áreas áridas a favor de litologías blandas y pendientes elevadas que favorecen los arrastres de suelo en caso de lluvias abundantes. En sentido contrario, áreas con clima Cs, pero bien regadas por precipitaciones atlánticas (p. ej. suroeste peninsular), presentan estadios muy incipientes de aridez y un riesgo de desertificación bajo, si no median procesos antrópicos incentivadores del mismo.

Las áreas de clima estepario y desértico en España

España tiene una singularidad climática a escala europea, y es la existencia de extensas áreas de clima estepario e, incluso, desértico que favorecen condiciones de aridez, al coincidir con áreas de relieves jóvenes y áreas de acumulación sedimentaria de materiales blandos. Entre estas áreas, el espacio peninsular con un clima más favorecedor de los procesos de aridez.

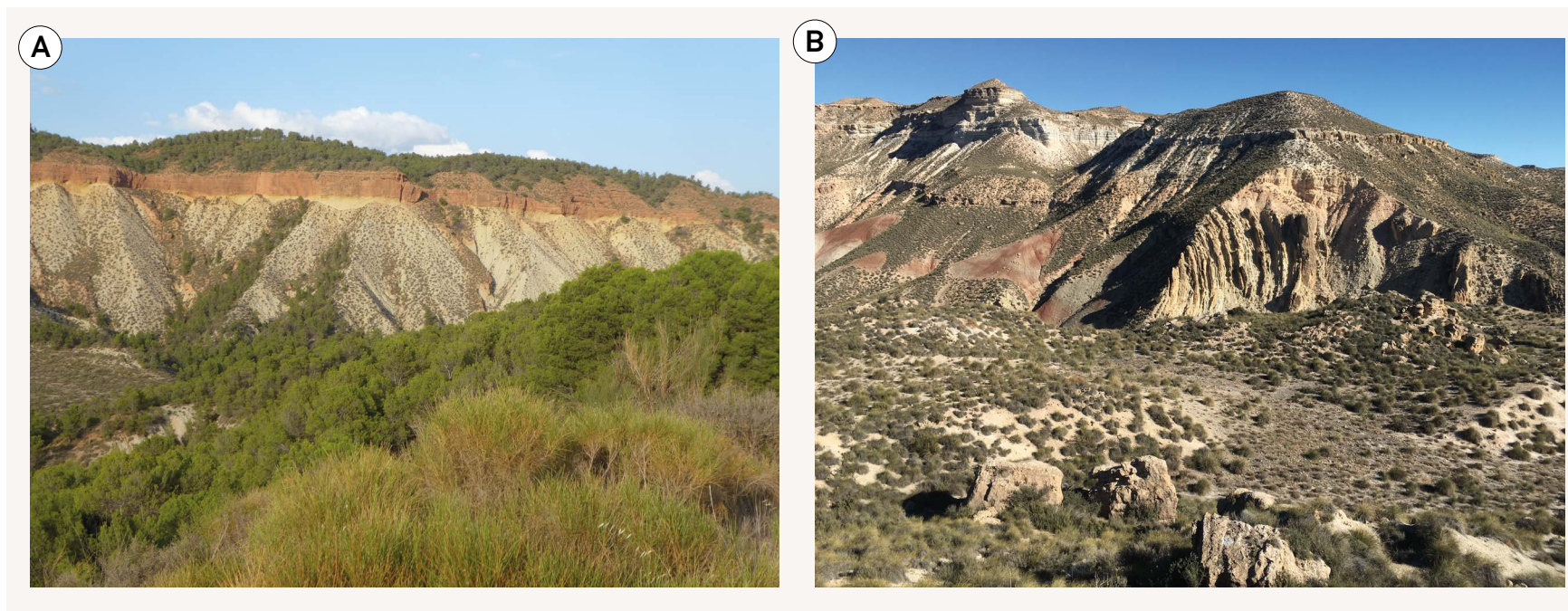


Figura II.1.1. Típicos paisajes áridos en el sureste peninsular. A. Cárcavas y pinar de repoblación rodeado de vegetación arbustiva. La Peza, Granada. B. Sierra de Baza. Fotografías de Jaime Martínez Valderrama.

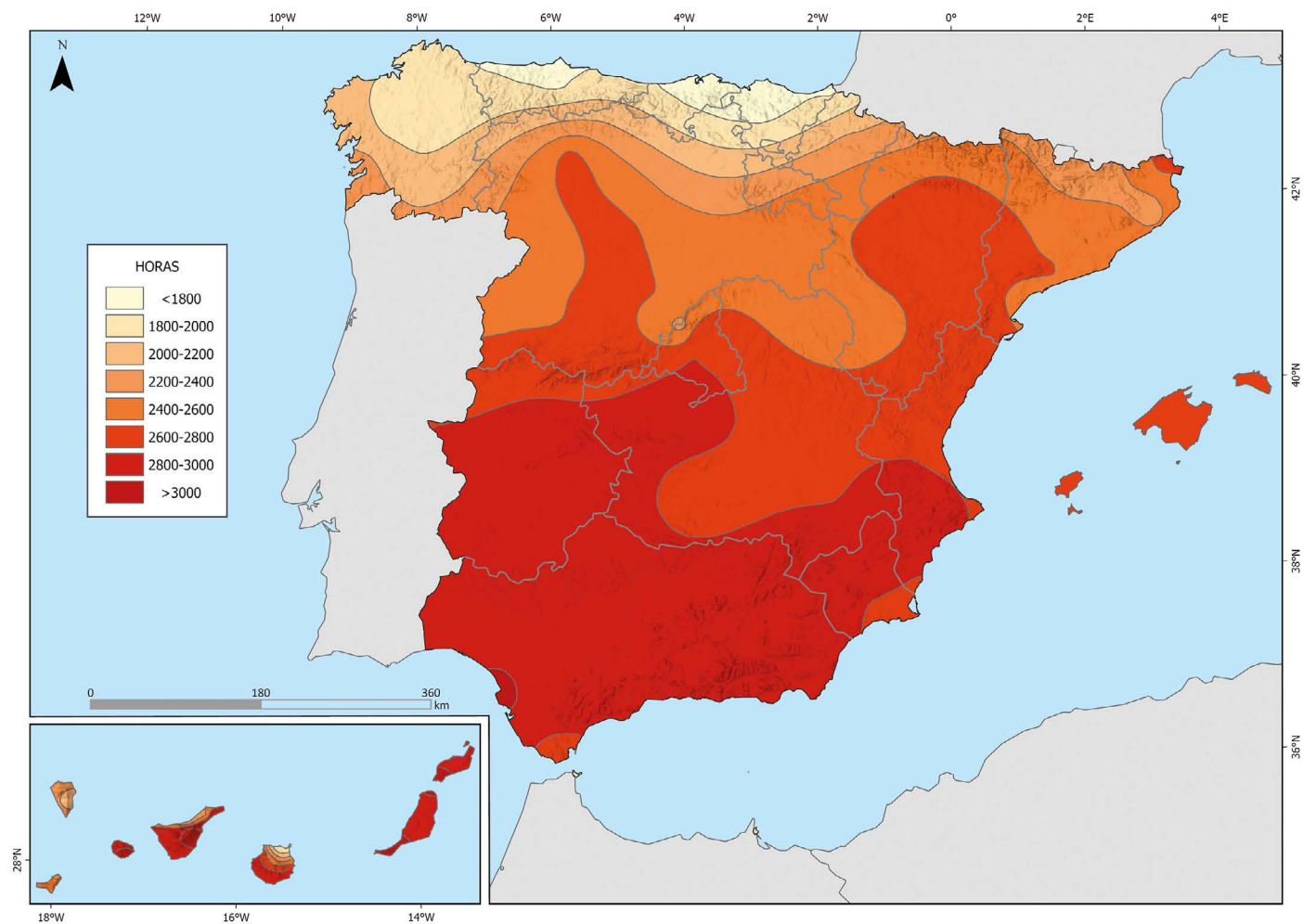
Aquí conviven dos tipos de paisajes, las geoformas con aspecto «desértico» (sección IV.2, caso de estudio «Geoformas, lo que no es desertificación») y aquellos propiamente de desertificación, donde a la aridez se le unen, en el sureste ibérico, acciones humanas que desencadenan procesos de desertificación (secciones IV. 14 y IV.16, casos de estudio «El regadío como fuente de desarrollo y degradación» y «Ocultando la desertificación con tecnología: Riego y desequilibrio hídrico en el sur de España»). La denominada región climática del Sureste peninsular es la más seca de la península ibérica y de Europa. En este territorio la característica que define su clima es la escasez anual de precipitaciones. El clima «estepario» (BSs) es la nota característica en este espacio geográfico, que alcanza la calidad de «desértico» (BW) entre los cabos Tiñoso y de Gata, que registran un clima desértico cálido, con verano muy seco y picos pluviométricos de otoño y primavera. En estos parajes las lluvias bajan de 200 mm año⁻¹ que, en años de sequía, pueden no alcanzar ni los 100 mm de precipitación anual. Por su parte, las isoterma medias anuales se sitúan entre los 16 y 19 °C.

Hay tres condicionamientos geográfico-atmosféricos que convergen en la escasa acumulación anual de precipitaciones: la proximidad a la subsidencia subtropical, cuya posición media se sitúa en 35–30° N; la gran distancia respecto a la puerta de entrada más frecuente de las borrascas atlánticas (NO peninsular), cuya efectividad pluviométrica va reduciéndose en su trayecto al litoral mediterráneo, y la disposición de la línea de costa (NE-SO) poco propicia a los flujos mediterráneos más húmedos del primer cuadrante. Todo ello propicia lluvias anuales escasas y muy pocos días de precipitación al año que, en el mejor de los casos, exceden poco de medio centenar y en algunos puntos no pasan de treinta al año. La nubosidad es escasa, lo que propicia una insolación elevada y unos valores de evapotranspiración real que exceden claramente el aporte de las precipitaciones. La abundancia de horas de sol ha permitido la implantación de dos actividades económicas, consumidoras de volúmenes importantes de agua: la agricultura de regadío intensiva, que en algunos sectores alcanza la modalidad de agricultura de ciclo manipulado (invernadero), y el turismo residencial (sección IV.12, caso de estudio «Turismo y estrés hídrico: una preocupante convergencia en tiempo y espacio»). Ambos han transformado radicalmente el territorio animando, junto a la natural aridez, procesos de desertificación con pérdida, en ocasiones irreversible, de suelo fértil.

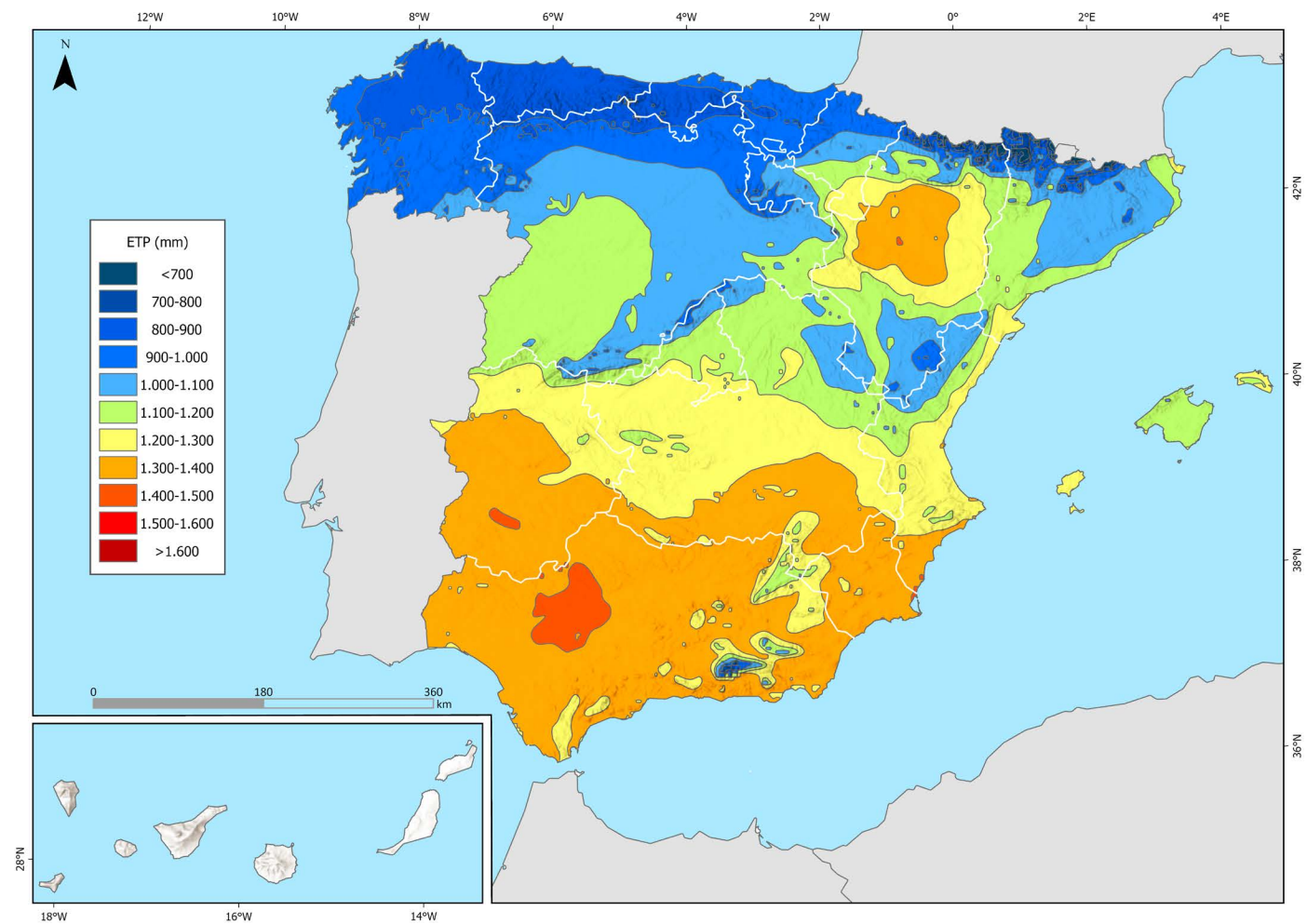
El archipiélago canario, especialmente sus islas más orientales (Lanzarote, Fuerteventura), son otro espacio español con condiciones climáticas

marcadas por la escasez anual de precipitaciones. Dentro del reparto altitudinal de las variedades climáticas en Canarias, las franjas litorales son las que menos lluvias reciben al año, frente a las medianías orientadas al norte y noreste, que reciben volúmenes notables por las precipitaciones asociadas al flujo de los vientos alisios. Esta parvedad de lluvias es muy notable en la vertiente meridional de las islas centrales (Tenerife y Gran Canaria) y orientales. En esta variedad climática «de costa» se registran una temperatura media anual entre 18 y 21 °C, las amplitudes anuales más reducidas de España (5°–8°) y precipitaciones que nunca superan 350 mm. Algunos totales anuales de los observatorios canarios de las islas de Tenerife, Gran Canaria, Lanzarote y Fuerteventura, sobre todo los de ubicación meridional, escasamente superan los 100 mm año⁻¹ (Puerto de la Luz, 112; Gando, 171; aeropuerto de Arrecife, 112; Los Estancos, 108; aeropuerto Reina Sofía, 87; Aeropuerto de Fuerteventura, 91). Con estos registros exigüos contrastan valores anuales en torno a 500 mm año⁻¹, y más en observatorios de medianías orientados al norte y noreste de las islas más occidentales o de Tenerife.

Otras áreas con clima estepario en España son el sector central del valle del Ebro y al área de La Mancha, en el sector centro-oriental de la submeseta sur. En el primer caso, su condición de valle entre montañas es el que le otorga personalidad climática, al alterar los valores de temperatura y precipitación en virtud de la continentalidad. El régimen térmico muestra frío invernal prolongado, pero no tan acusado como el de Castilla, y veranos cortos pero muy cálidos. Para el conjunto de la depresión del Ebro las medias anuales van de 13 a 15 °C, con valores de enero entre 4 y 7 °C (5,8 °C en Logroño; 6,2 °C en Zaragoza) y 22 a 25 °C en julio, con las más altas hacia el centro de la depresión (Logroño, 22,1 °C, Zaragoza, 24,3 °C). Las precipitaciones en el centro de la cuenca son inferiores a los 350 mm año⁻¹ (Zaragoza, 314 mm; Caspe, 325 mm; Escatrón, 309 mm). La primavera es la estación más lluviosa y le siguen otoño en el centro y sur de la depresión. Enero y febrero recogen muy poca lluvia en la parte aragonesa de la depresión por la preponderancia de altas presiones, acompañadas de nieblas de irradiación. Las precipitaciones procedentes de borrascas atlánticas disminuyen hacia el este, siendo escasas las cantidades recogidas con esta situación atmosférica en el sector comprendido entre Zaragoza y Caspe; aquí se sitúa la comarca natural de Los Monegros, uno de los denominados «desiertos» de España. Un elemento que confiere singularidad climática a estas tierras es el cierzo, viento del noroeste que sopla con elevada frecuencia y vigor a lo largo del año.



Mapa II.1.4. Insolación anual media en horas de sol para el periodo 1991-2020. Fuente: Atlas Nacional de España.



Mapa II.1.5. Evapotranspiración potencial media anual para el periodo 1991-2020. Fuente: Terraclimate.

Por su parte, el clima estepario del área manchega, en Castilla-La Mancha, que abraza asimismo el sur de la Comunidad de Madrid, es un clima de rasgos continentalizados con inviernos fríos y veranos muy cálidos. Este último aspecto, junto al elevado valor de la amplitud térmica anual, son las peculiaridades climáticas de la Meseta meridional. Por su parte, las lluvias no son abundantes entre 325 y 550 mm (Toledo, 337 mm; Albacete, 366 mm; Ciudad Real, 450 mm; Guadalajara, 463 mm; Cuenca, 561 mm). El reparto estacional muestra preferencia de las precipitaciones por invierno y primavera; el verano es muy seco, julio y agosto apenas alcanzan 10 mm en este territorio. Este hecho unido a las temperaturas elevadas del verano favorece unos valores muy elevados de evapotranspiración real y potencial, haciendo necesario el riego para obtener altos rendimientos en unos cultivos (viñedo) tradicionalmente de secano. A ello se ha unido la expansión de nuevos regadíos relacionados con la introducción del cultivo del pistacho. De manera que la presión por los recursos hídricos (superficiales y subterráneos) es elevada. Algunos acuíferos de este ámbito territorial están altamente explotados hasta el propio umbral de regeneración natural.

La aridez, donde transcurre la desertificación

La aridez es una condición propia de los espacios geográficos donde la humedad atmosférica y la disponibilidad de recursos de agua está caracterizada por la parvedad de precipitaciones que se registran de forma natural. En estas condiciones, el suelo no dispone de la cantidad de agua suficiente para poder desarrollar procesos conducentes a la génesis de suelos maduros, con una cobertura de vegetación densa. Los dos factores principales de aridez natural son la precipitación y la temperatura, y a ellos se suman otros como la insolación, la humedad atmosférica y el viento, porque algunas componentes arrastran aire cálido o bien experimentan procesos catabáticos (efecto foehn), que generan una reducción de la humedad relativa muy notable (p. ej. «sures» en el Cantábrico, «poniente» en el litoral mediterráneo, «mediodías» en el sur peninsular o «tiempo sur» en el archipiélago canario); a lo que se añaden las propias demandas de agua de la vegetación o los cultivos que condicionan la necesidad o no de aportes hídricos externos para garantizar su estado vegetativo.

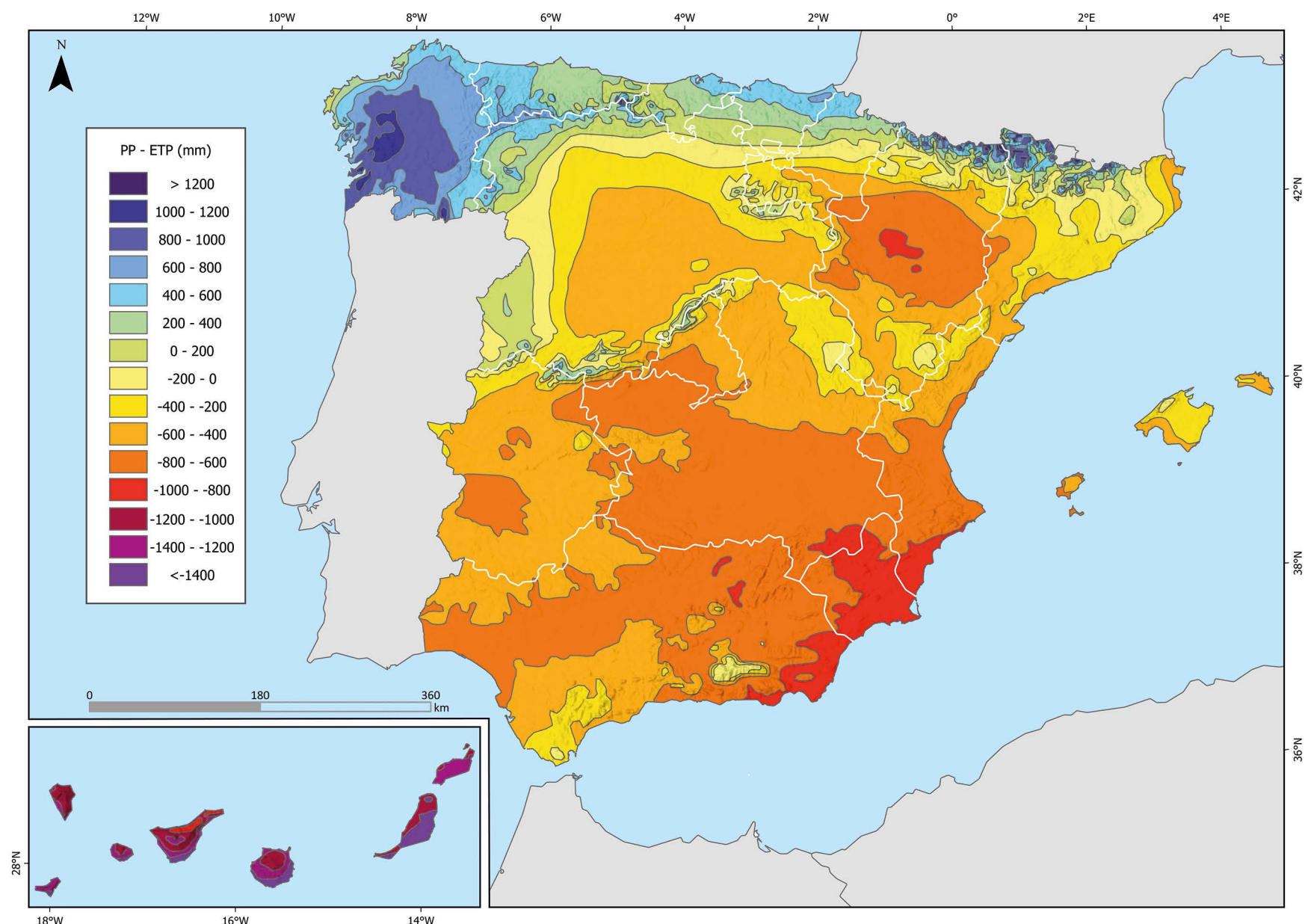
La insolación anual (mapa II.1.4) es otro factor de aridez porque sus valores elevados favorecen los procesos de evaporación y la pérdida de humedad en el suelo. La insolación anual es un trasunto de la radiación solar o, mejor, de la irradiancia que se recibe en un espacio geográfico. En España la insolación anual presenta un marcado gradiente latitudinal con valores máximos en Andalucía y Murcia, mínimos en la costa norte de Galicia, norte de la cordillera Cantábrica, País Vasco y la Rioja y valores intermedios en el centro peninsular. La Meseta norte recibe menos horas de sol y menor cantidad de radiación que la Meseta sur, con un importante gradiente en el Sistema Central. El valle del Ebro registra también valores de insolación anual y de irradiancia relativamente altos. Es importante el aumento de la insolación anual y de la irradiancia observado hacia el sur de Sierra Morena y Sistemas Béticos, con los valores máximos peninsulares registrados en las zonas costeras del golfo de Cádiz, valle del Guadalquivir y las provincias orientales andaluzas. La cantidad de radiación disminuye únicamente en los sistemas montañosos de Cádiz, oeste de la provincia de Málaga, Sierra Nevada y sierra de Cazorla, en relación con la mayor nubosidad orográfica que se registran en estas áreas. En general, la cantidad de horas de sol y de radiación está modulada por los sistemas montañosos debido a la existencia de nubes orográficas de cierta persistencia, siendo la radiación recibida menor en estas regiones con la excepción de las altas cumbres en las islas de La Palma y Tenerife, en donde la radiación recibida es mayor por ser la altitud superior a la altura de la inversión del alisio y de su «mar de nubes». En las islas Baleares, aunque las horas de sol vienen a ser similares en todas las islas, es cierto que se registra un aumento radiativo en dirección nordeste-suroeste, con valores de irradiancia media mayores en Ibiza que van descendiendo en la isla de Mallorca y registran menor valor en Menorca.

Temperatura e insolación, radiación solar incidente y emisividad de la superficie afectada, unidos a otros factores climáticos locales —básicamente la circulación de vientos desecantes— determinan el grado de evaporación del agua atmosférica que registra un territorio. El análisis de la evaporación real precisa del uso de datos procedentes de evaporímetros y este aspecto limita el estudio en el territorio español a los observatorios completos de la red de observación meteorológica estatal (AEMET). De ahí que no sean abundantes los datos y las cartografías de evaporación real existentes en España. Si se integra la necesidad y comportamiento hídrico del sustrato biogeográfico (suelo, vegetación) del espacio geográfico, se obtiene un indicador del ciclo hidrológico de utilización universal en los estudios de aridez: la evapotranspiración. Generalmente se maneja el dato de la evapotranspiración potencial, concepto introducido por el climatólogo estadounidense Charles Thornthwaite en 1948, como la máxima cantidad de agua que puede evaporarse desde un suelo completamente cubierto de vegetación, que se desarrolla en óptimas condiciones, y en el supuesto caso de no existir limitaciones en la disponibilidad de agua.

El mapa de evapotranspiración potencial anual (mapa II.1.5) presenta valores, en general, elevados en el conjunto del territorio peninsular. La isoyeta de evapotranspiración potencial de 800 mm año⁻¹ viene a coincidir, con algún matiz, con la frontera entre los climas D (oceánicos) y los climas Cs (mediterráneos) y B (secos). Los valores más elevados de evaporación real se registran en el sur peninsular, sureste y en el sector central del valle del Ebro. En Baleares aumentan de norte (Menorca) a sur (Pitiusas) y en Canarias son generalmente elevados con valores máximos (> 1500 mm) en el sur de las islas de Tenerife y Gran Canaria. Las áreas de montaña suponen «islas de humedad», especialmente significativas conforme se avanza hacia el sur peninsular (sistemas Central, Ibérico y Bético), al estar situadas en entornos donde los valores de evapotranspiración potencial son elevados. Los valores en el conjunto de España son muy elevados en los meses de verano, incluso en el sector de clima oceánico del norte peninsular. La cuestión es que estos valores se mantienen altos en meses invernales en amplios espacios del centro, sur y sureste peninsular, especialmente en este último territorio, lo que explica su alto potencial de génesis de condiciones de aridez climática.

Resulta interesante la relación entre la precipitación anual y el valor de evapotranspiración anual (mapa II.1.6) que se registra en el espacio geográfico ibérico y en ambos archipiélagos, porque refleja el superávit o déficit en la reserva de agua que existe en un territorio. Este dato es importante para entender la distribución de paisajes áridos, el reparto de la vegetación climática, para calibrar las necesidades de aporte adicional de agua (regadío) en la actividad agraria y, con criterio de planificación hidrológica, para calcular los balances entre recursos y demandas de agua, con vistas a la garantía de la seguridad hídrica en un espacio geográfico. La isoyeta de 0 mm año⁻¹ marca la diferencia entre territorios con agua excedentaria, por tanto, de los territorios con humedad en el suelo suficiente para permitir el desarrollo de suelo y vegetación en condiciones óptimas, con desarrollo de estadios de bosque maduro. La franja de climas oceánicos (cantábricos) y el sector pirenaico forman parte de esta región donde la condición de aridez climática es mínima, prácticamente nula. Algunas áreas de la montaña interior ibérica participan de esta condición también. El resto del territorio español, aproximadamente el 90 % tiene un balance entre entradas (precipitación) y salidas (evapotranspiración) de humedad atmosférica claramente negativo, que alcanza sus máximos valores en el centro de la depresión del Ebro, el suroeste de la Meseta norte, y toda la mitad sur peninsular (Meseta meridional, valle del Guadalquivir), alcanzando su pico máximo en el sureste (cuenca del Segura, sector litoral de Almería) y en las islas centrales (sur de Tenerife y Gran Canaria) y orientales (Lanzarote y Fuerteventura) de Canarias.

Por último, un factor climático que favorece el registro de bajos valores de humedad relativa y la pérdida de humedad en el suelo es el viento. Algunos



Mapa II.1.6. Balance entre precipitación y evapotranspiración medio anual para el periodo 1991-2020. Fuente: Terraclimate.

tipos de viento que soplan en el territorio español originan subida de temperatura y reducción notable de humedad atmosférica. En algunos casos son vientos que experimentan procesos catabáticos en su circulación; es el caso del viento «sur» en el litoral cantábrico, especialmente en su sector oriental que sopla generalmente desde el golfo de Cádiz, atraviesa de sur a norte el espacio de la Meseta central y alcanza la cordillera Cantábrica, que debe rebasar en su camino hacia el mar Cantábrico, registrando un incremento térmico muy significativo en la costa cantábrica (p. ej. Santander, Bilbao). Otro viento de estas características, con efecto catabático, es el poniente (ponent), que sopla con dirección noroeste a sureste desde el oeste y centro peninsular hacia la costa mediterránea. Para alcanzar el litoral mediterráneo el viento atraviesa el sector levantino de la cordillera Ibérica (Castellón y Valencia) y los relieves béticos (Alicante, Murcia, Almería). El resultado es un viento cálido y seco que favorece la evaporación y reduce a valores saharianos la humedad relativa del aire. Por último, el cierzo en el valle del Ebro, cuando no desplaza nubosidad y precipitaciones desde el Cantábrico, tiene un efecto desecante con evaporación de la humedad del suelo debido a su intensidad de sopro.

Los elementos climáticos analizados, unido al componente geológico y geomorfológico del espacio geográfico, explican la distribución de zonas de aridez en el territorio español. Para su estudio se han desarrollado índices que relacionan estas variables climáticas, con grado de complejidad

diferente en función del número de elementos climáticos que integren. La mayoría de los índices de aridez revisten carácter termopluviométrico, esto es, manejan datos –generalmente medias mensuales y anuales– de temperatura y precipitación, subrayando así la importancia capital de ambos elementos en la génesis de las regiones secas. Para Emberger, desde una perspectiva ecológica, la denominación de desierto debería reservarse a las áreas con periodos sin precipitaciones superiores al año y, en consecuencia, coeficiente interanual de irregularidad pluviométrica infinito. No obstante, se ha objetado a este criterio una excesiva rigidez, a causa de la sola y exclusiva consideración de la irregularidad, lo que excluye de esa categoría regiones extremadamente áridas que no cumplen dicha exigencia.

Una clasificación de las regiones secas que goza de considerable aceptación, adoptada por la Comisión de Regiones Áridas de la UNESCO, es la elaborada por Peveril Meigs, que, con base en el índice de humedad de C.W. Thornthwaite, diferencia desiertos extremos, regiones áridas y semiáridas, subdividiéndolas con referencia a la estación de precipitaciones y a las temperaturas medias mensuales. Se establece una división entre regiones hiperáridas o desierto, extremos cálidos (Sahara), templados (Namib, chileno-peruano) y fríos (Taklamakán). En cuando a regiones áridas, se distinguen las que no tienen precipitación estacional (cálidas, templadas de invierno fresco y frío), las que registran lluvias de verano (cálidas y templadas) y, por último, las que las reciben en invierno (cálidas, templadas,

de invierno fresco o frío). Mientras para Köppen serían secas el 26,3 % de las tierras emergidas y el 30,6 % manejando el criterio de Thornthwaite, Meigs tiene por tales el 33,6 %, con la distribución siguiente: regiones hiperáridas, 4 %; regiones áridas, 15 %; y semiáridas, 14,6 %.

El índice que se ha hecho más popular, y que actualmente es el más utilizado para caracterizar estas zonas, es el índice de aridez (IA), que se calcula como el cociente entre la precipitación media anual y la ETP media anual. Tras la creación de la CNUCLD y la adopción de este índice, la mayor parte de instituciones y organismos tanto nacionales como internacionales lo utilizan para designar qué territorios son áridos. Por ejemplo, el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC), la FAO o el Banco Mundial hacen uso de este indicador.

Hablamos de zonas áridas cuando el IA es inferior a 0,65. Las más severas son las hiperáridas ($IA < 0,05$). A continuación, tenemos las áridas ($0,05 < IA < 0,20$). Las primeras y las zonas áridas conforman los desiertos del mundo, aunque no todas las zonas áridas son desiertos. En nuestro país, por ejemplo, hay zonas áridas en el sureste peninsular y en las islas Canarias y, sin embargo, se emplea erróneamente el término «desierto» para la comarca de Tabernas, una zona semiárida situada en el interior de la provincia de Almería. Su aspecto acaravado y el innegable calor y sequedad durante buena parte del año (en el mapa climático de Köppen, mapa II.1.3, pertenece a la categoría «desierto»), justifica ese sobrenombre, pero que debe restringirse a los ámbitos más populares e incluso culturales, no a los científicos.

En un reciente estudio sobre la aridez en España, fruto de otro proyecto financiado por la Fundación Biodiversidad, se han elaborado los mapas de aridez para los periodos 1960-1990 y 1990-2020, que son, respectivamente, los mapas II.1.8 y II.1.7 de nuestro *Atlas*. La siguiente tabla/figura muestra la superficie y porcentaje de cada uno de ellos:

Como podemos observar, los territorios áridos en España, es decir, aquello bajo las categorías de árido, semiárido y subhúmedo-seco, ocupan 338.971 km², lo que representa prácticamente el 67 % del país. La categoría dominante de aridez es el semiárido; casi un 40 % de España tiene un IA comprendido entre 0,20 y 0,50. A continuación, le sigue el subhúmedo-seco (IA entre 0,50 y 0,65), con más de 133.000 km², y, a mucha distancia, el árido, con 4495 km², menos del 1 % del territorio. Un dato sumamente

llamativo es que, por primera vez, vemos un mapa con la categoría de «hiperárido» referido a España. Concretamente son 199 km² en la isla de Fuerteventura, donde el IA es inferior a 0,05 (concretamente un valor de 0,0425).

Las diferencias entre la Península y las islas Baleares y las Canarias son llamativas. Además de la presencia del hiperárido (que es el 2,67 % del territorio), destaca el hecho de que casi la mitad de las Canarias tiene la condición de «árido». El 90 % de esta categoría de aridez está en territorio canario. Por otra parte, las zonas no áridas apenas ocupan el 5 %, frente al 33 % que ocupan en la península.

Hay que ser muy cuidadoso cuando se comparan e interpretan distintos mapas de aridez. A pesar de la aparente sencillez del cálculo de este indicador, hay dos fuentes de variación importantes. El primero es el periodo de evaluación. Cuanto más largos sean estos, más estables son los valores. En climatología se manejan periodos de treinta años para el análisis de los elementos climáticos como recomienda la Organización Meteorológica Mundial. Cuanto más cortos sean los periodos de evaluación el pasado tiene menos peso, lo cual, en tiempos de calentamiento global puede suponer valores muy distintos en función del periodo de estudio escogido.

Uno de los principales antecedentes de este atlas es el mapa de condición de la tierra, que se detalla en la sección II.2 y forma parte de los datos utilizados en la elaboración del mapa de desertificación de la sección III. El 2dRUE, una metodología utilizada para el cálculo de la condición de la tierra, no es un producto climático, pero incorpora en su cálculo el índice de aridez. Este mapa de aridez utiliza periodos de 10 años, y para el periodo 2000-2010 resultaba que el 73,72 % de España era árido. Estos periodos, aunque resultan menos estables que los que recomienda la Organización Meteorológica Mundial para los estudios climáticos, resultan de interés para analizar cambios acelerados causados por procesos naturales o de causa antrópica que inciden en el medio. Así, al comparar mapas y resultados hay que ser cuidadoso. Podemos interpretar que España es menos árida que hace 10 años si miramos el mapa II.1.7 y el mencionado del 2dRUE. Sin embargo, si lo comparamos con el mapa II.1.8 y vemos las cifras de la figura II.1.3, resulta que el país se ha «aridificado». Por tanto, hay que ser cuidadoso en la interpretación y comparación de mapas de aridez y, por ende, lo mismo sucede con los mapas de desertificación, como veremos en la sección III.



Figura II.1.2. Panorámica del desierto de Tabernas, Almería. Foto de Leo Barco.

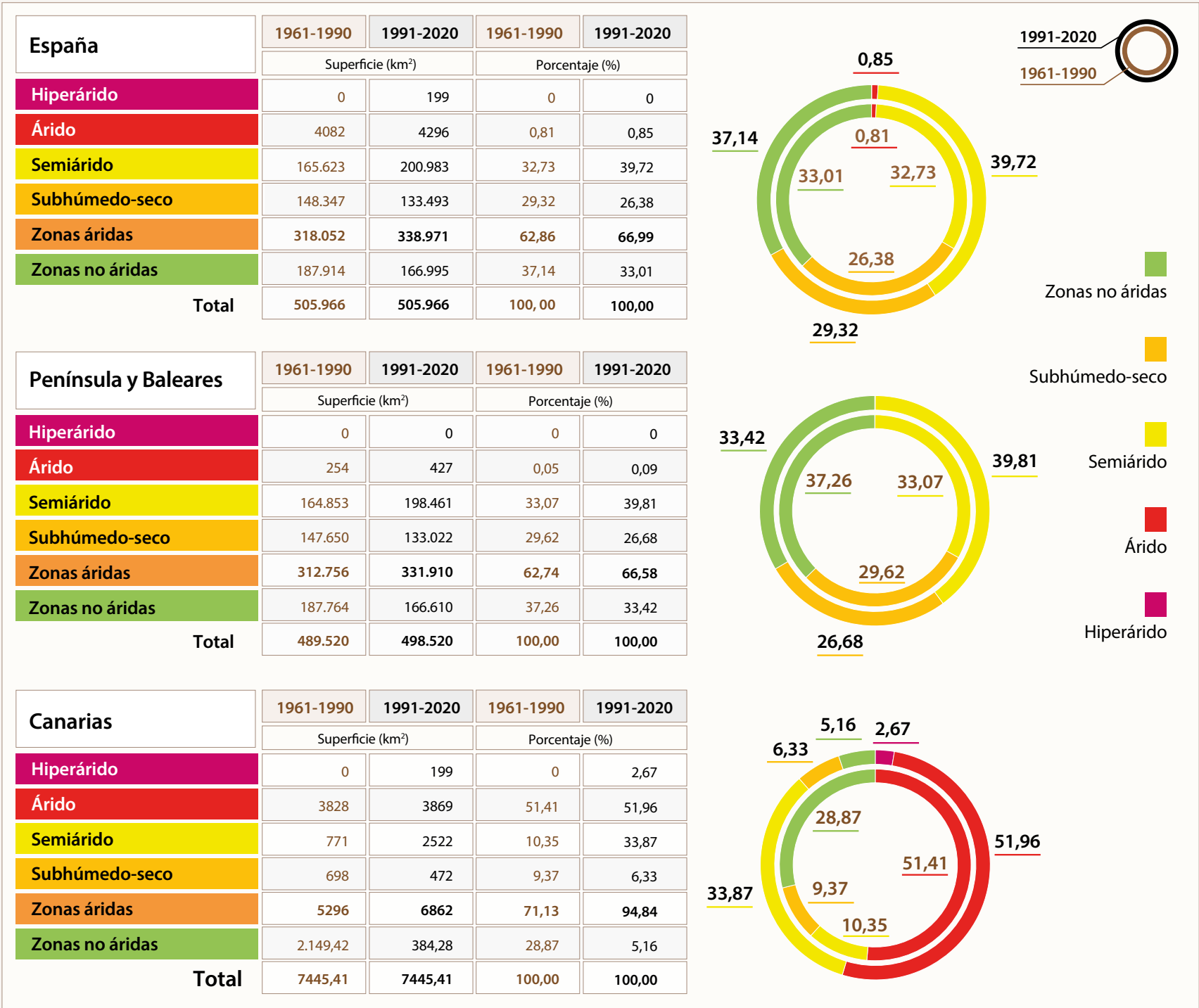


Figura II.1.3. Superficie y porcentaje según categoría de aridez en España, Península y Baleares y Canarias para los periodos 1960-1990 y 1990-2020. Fuente: elaboración propia a partir de Beguería *et al.* (2025). Véanse las tablas II.1.2 a II.1.5 para el detalle provincial y por comunidad autónoma para ambos periodos.

Por último, el criterio establecido para delimitar las categorías de aridez es decisivo. La principal diferencia radica en la transición del árido al hiperárido. Este *Atlas* utiliza el mismo criterio de la CNLUD, que lo marca en 0,05. Sin embargo, hay estudios, como el que citamos en los mapas de aridez adoptados, que lo sitúan en 0,03.

La comparación entre los dos periodos de referencia climatológica, 1961-1990 y 1991-2020, revela un desplazamiento hacia una climatología más árida según el índice de aridez (IA) en el segundo periodo. Esto se observa al comparar los valores medios anuales del IA: en la España peninsular pasaron de 0,74 a 0,71, y en las islas Canarias, de 0,30 a 0,25.

Más interesantes que los cambios en el índice cuantitativo son las transiciones entre categorías de aridez observadas entre los dos periodos normales. Los mapas de clases de aridez para ambos periodos muestran que las

transiciones hacia clases más húmedas fueron marginales, afectando solo al 0,6 % de la España peninsular y al 0,1 % de Canarias. En cambio, las transiciones hacia clases más áridas afectaron al 11,6 % y al 16,3 % de estos dos dominios espaciales, respectivamente.

Entre estas transiciones, las más relevantes fueron: de subhúmedo-seco a semiárido (6 %), de subhúmedo-húmedo a subhúmedo-seco (3 %) y de húmedo a subhúmedo-húmedo (2 %) del territorio peninsular. Solo algo más del 1 % del área pasó de semiárido a árido.

La distribución espacial de estos cambios revela un patrón interesante: las clases más áridas han ido ampliando su dominio en las zonas de contacto con clases menos áridas, prácticamente en todo el territorio. Geográficamente, la mayoría de estos cambios se concentraron en los márgenes de las depresiones y en los piedemontes de las principales áreas montañosas.

Las sequías, una seña de identidad de la desertificación en la región mediterránea

Hay una asociación indebida entre sequía y desertificación que se entienden como procesos simultáneos que tienen como efecto final la transformación de un espacio geográfico en un territorio sin vegetación, con el suelo degradado, sin humedad, en un proceso de deterioro paisajístico continuado. Se confunde lo coyuntural (sequía) con lo estructural (aridez) como estados que configuran o que modelan un paisaje.

Si un territorio con aridez sufre efectos continuados de falta de precipitaciones, en una secuencia temporal muy larga (décadas) las características de su suelo pueden experimentar un proceso de degradación de sus componentes físico-químicos y biogeográficos hasta alcanzar un periodo de no retorno que culminaría en un estadio de desertificación. Hay dos premisas importantes que se deben cumplir para alcanzar este último estadio: condición de aridez y eventos de sequía prolongados, continuados en una secuencia temporal larga. En definitiva, ello supone un cambio en las condiciones climáticas de partida de dicho territorio. Aridez, por tanto, no es sinónimo de desertificación, salvo que medie un proceso de cambio en los elementos del clima de un territorio (temperaturas y, sobre todo, precipitaciones).

La condición de aridez de un espacio geográfico no depende solo de los rasgos climáticos. Es cierto que la relación entre temperaturas altas, que favorecen la evaporación de la humedad del aire en condiciones de estabilidad atmosférica, y un registro de precipitaciones pequeño, favorecen un mayor grado de aridez de un territorio. Esto significa que la aridez es una condición que adquieren los territorios en periodos largos de tiempo (siglos) de funcionamiento de unas condiciones climáticas. Pero la aridez tiene que ver también con los rasgos geomorfológicos de un territorio (litología, formas, pendiente). La composición litológica de un espacio geográfico es fundamental para el establecimiento de vegetación y la conformación de un paisaje natural. Las litologías sedimentarias de fracción fina (arcillas, margas, arenas) dificultan el desarrollo de suelos maduros y originan paisajes con escasa cobertura vegetal. Esto no implica, más bien al contrario, que estos paisajes no tengan una riqueza biogeográfica y una biodiversidad elevada, adaptada a los rasgos del suelo donde se localizan.

Si convergen litologías blandas y condiciones climáticas de poca precipitación y elevada evaporación, el grado de aridez de un territorio aumenta. Esto es lo que ocurre en amplias zonas del sureste peninsular, pero también en áreas del sector central del valle del Ebro o de las depresiones de Duero, Tajo y Guadiana. Además, si dichas litologías se manifiestan en formas de relieve con pendiente elevada, los procesos erosivos suelen afectar estos espacios, impidiendo la formación de suelos maduros. Por ello, hay territorios de zonas de montaña, con clima de precipitaciones medias abundantes, que presentan una fisonomía de espacio árido, debido a los arrastres que tienen lugar en áreas de pendiente elevada. En Canarias las litologías volcánicas y las escasas precipitaciones que se registran en los sectores no expuestos a los vientos alisios (precipitación horizontal ligada al mar de nubes) favorecen el desarrollo de paisajes áridos, especialmente en las islas centrales (Tenerife, Gran Canaria) y orientales.

La asociación entre sequías y desertificación no resulta, por tanto, correcta. Hablamos de procesos de duración diferentes, de estado físico del territorio distinto (coyuntural y estructural) y con participación de agentes causales no directamente atmosféricos que son, asimismo, diversos.

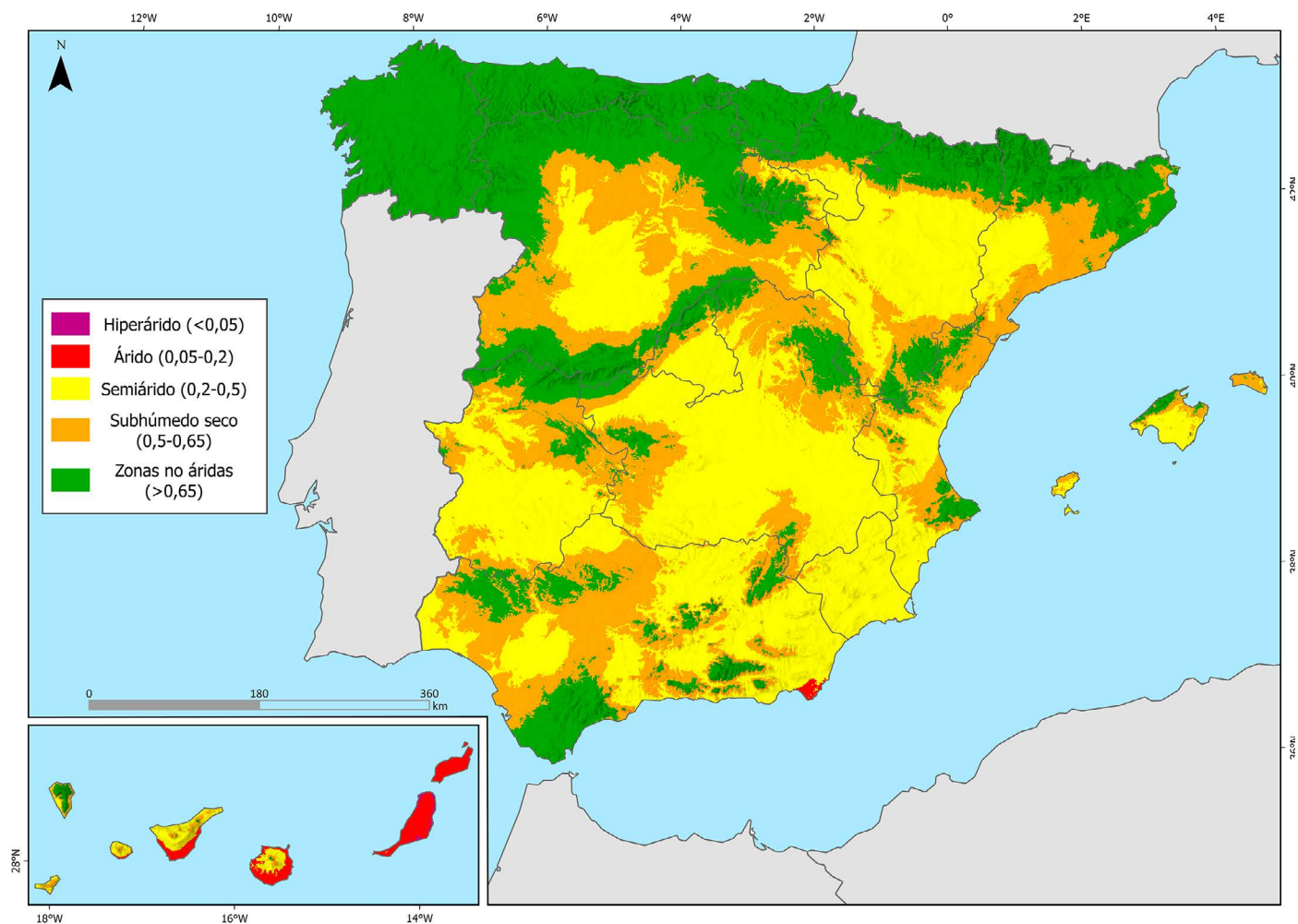
De entrada, en España no se puede hablar de «sequía» en singular. Hay diferentes modalidades de sequía, en función del territorio afectado y de las causas atmosféricas que originan estas secuencias de reducción de precipitaciones respecto a los valores medios anuales en cada uno de ellos. La severidad de las sequías en España está en función de la duración de una secuencia de precipitaciones inferiores a lo normal y del espacio geográfico

afectado. Desde la segunda mitad del siglo XX a la actualidad se puede afirmar que el desarrollo de secuencias atmosféricas de sequía no ha generado, por sí solo, condiciones de desertificación en España. Han tenido un peso mayor los factores humanos en la generación de condiciones de desertificación. El aumento de los consumos agrarios y urbanos por encima de los recursos naturales existentes en los territorios, la deficiente gestión del agua basada en principios de continuada oferta que no corresponde con la realidad climática existente, la pérdida de suelo fértil en las transformaciones urbanísticas de muchas áreas del este y sur peninsular, así como en el archipiélago canario, son las razones principales de generación de espacios «desertizados», que ha tenido una dinámica mayor que el propio desarrollo de secuencias de sequía en España.

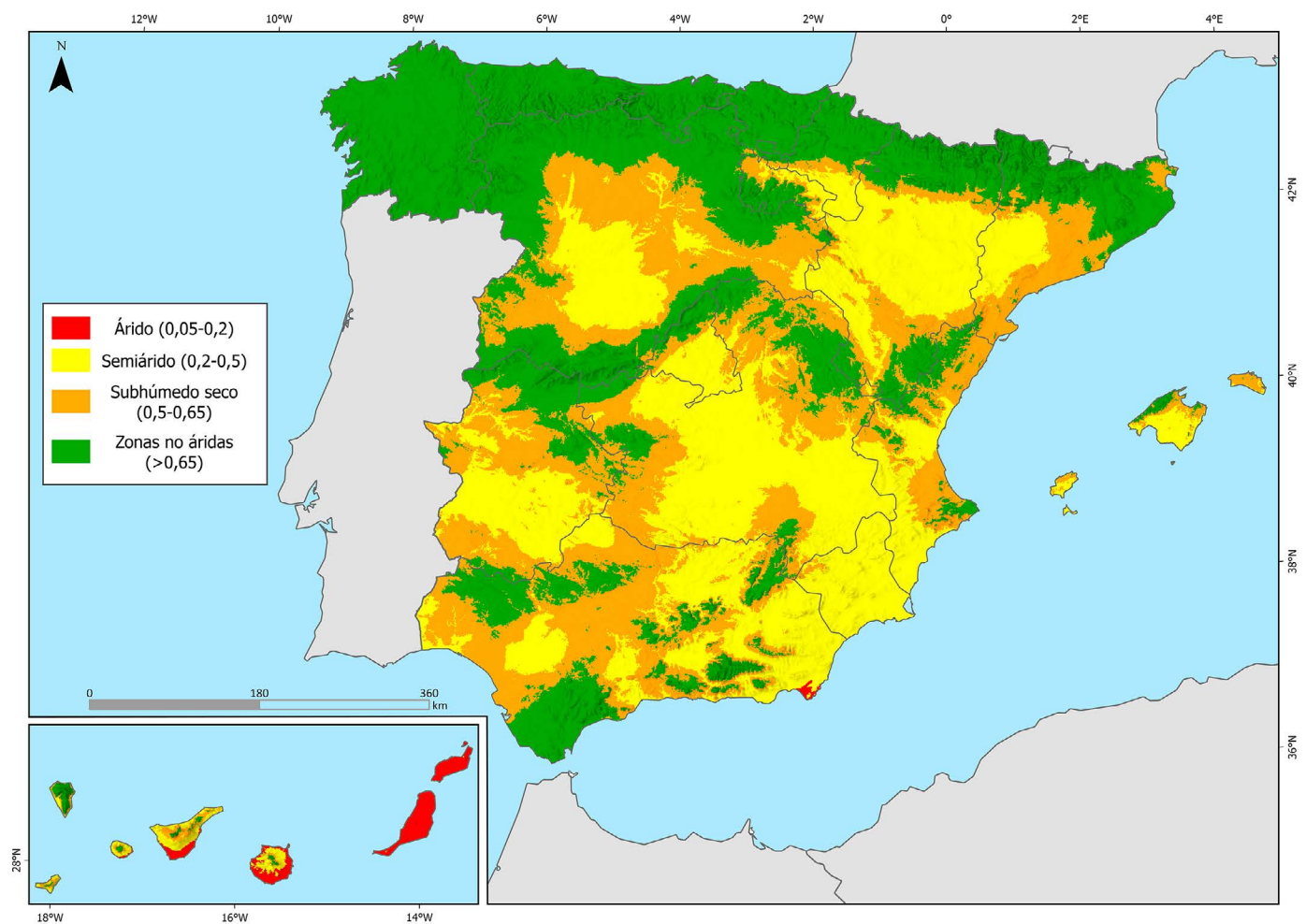
España afronta un futuro climáticamente complejo, con extremos hidrológicos más frecuentes e intensos, con una tendencia de fondo a la baja en las precipitaciones anuales que aumentará la condición de aridez de algunos territorios. Además, las prácticas del ser humano (agrícolas y urbanas) favoreciendo el incremento de las demandas hídricas aumentará la presión sobre unos recursos no abundantes, por razón geográfica, en diversas regiones españolas. Sequía, aridez y condición de desertificación, aunque comparten una causa atmosférica común –reducción de lluvias– y una causalidad humana que suele agravar los procesos naturales, son procesos de escala temporal diferentes que pueden presentar, incluso, dinámicas contrapuestas. La falta de agua atmosférica –precipitaciones– favorece la condición de aridez y la gestación de dinámicas de desertificación. Pero la acción del ser humano es fundamental para determinar el grado, la superación de umbrales de reversibilidad y para la puesta en marcha de acciones que permitan una reducción del impacto del cambio climático como proceso agravador de mecanismos de estrés hídrico.

El mapa II.1.10 muestra el incremento de las superficies afectadas por las secuencias secas en la España peninsular y Baleares de diferente duración mensual (SPEI 1, 3, 6 y 12 meses) a medio y largo plazo (2025 y 2100). Se puede comprobar cómo la extensión territorial de la mancha afectada por mayores duraciones de días al año con condiciones de sequía aumenta de forma notable para los diferentes intervalos mensuales. Es interesante destacar que las secuencias secas de notable duración (6 meses) son las que manifiestan un aumento más destacado en sus efectos territoriales (sur y sureste peninsular y cuadrante noreste); en el primer ámbito por la mayor intensidad en la reducción de precipitaciones, en el segundo por el mayor impacto que tiene una reducción de lluvias en ámbitos abundantemente lluviosos, por término medio, en la actualidad. Se manifiesta una disminución de la influencia de las precipitaciones regulares –no de intensidad– relacionadas con la dinámica atmosférica de tipo mediterráneo (flujos del este) y un empeoramiento en la relacionada con las dinámicas atlánticas (flujos del oeste). En general, las sequías en España tienden a aumentar su frecuencia de desarrollo y la intensidad del efecto de la reducción pluviométrica y la duración de las mismas.

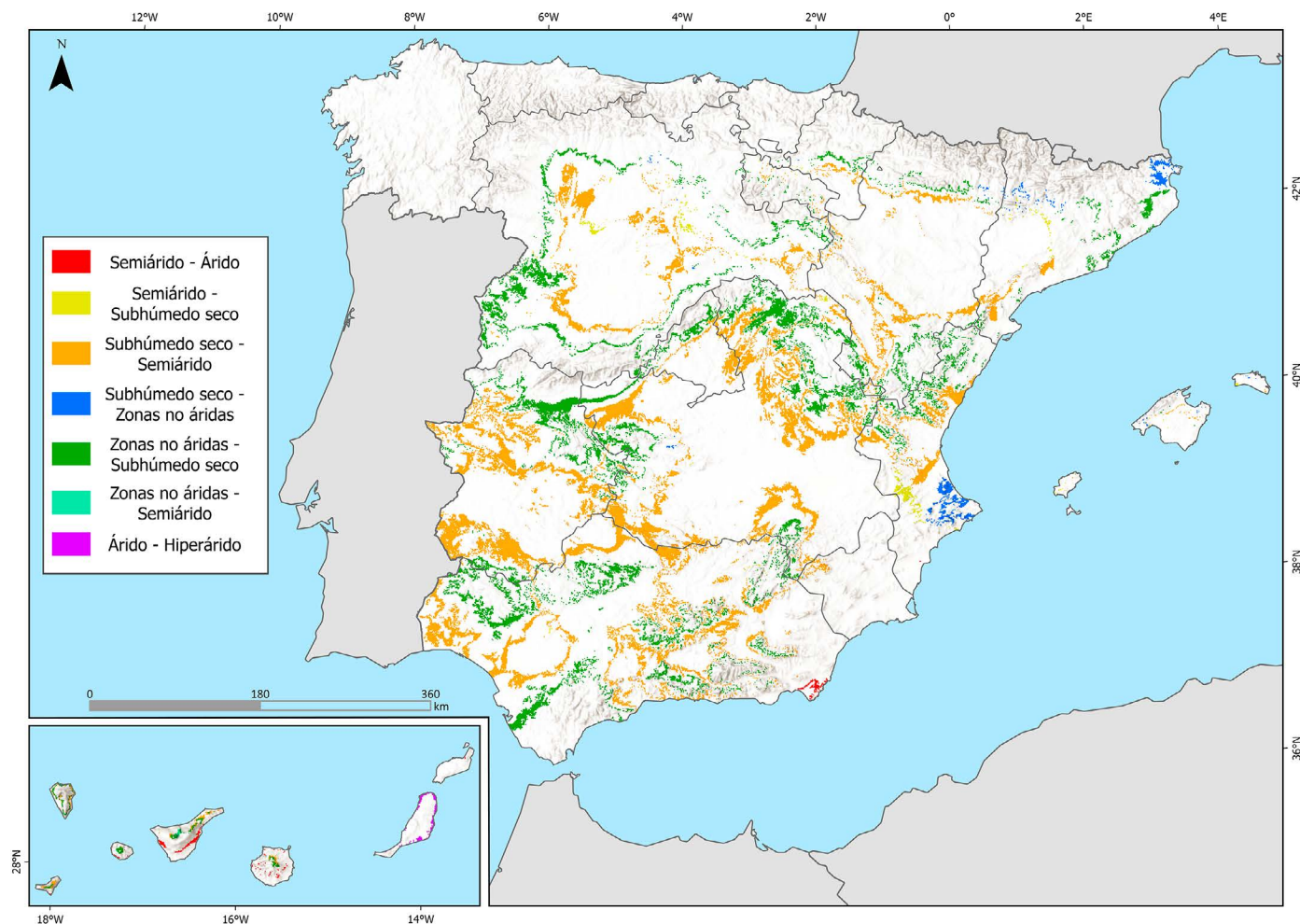
El mapa II.1.11 muestra aquellos eventos cuya intensidad se sitúa por debajo del percentil 10 del índice estandarizado de precipitación evapotranspiración (SPEI-12), permitiendo identificar las regiones más afectadas por condiciones de sequía severa. El SPEI-12 mide el déficit de agua acumulado durante un periodo de 12 meses. Como se puede observar, los eventos extremos de este tipo tienen un impacto mayor en la mitad norte de la península, menos acostumbrada a sequías intensas, que en los territorios del sur y sureste ibérico donde las secuencias de déficit de precipitación son más habituales. A ello se une un menor hábito de gestión de condiciones de déficit de precipitaciones. De manera que ese mapa puede ilustrar sobre el grado de vulnerabilidad de las sequías en el territorio español con zonas más expuestas a las sequías (p. ej. sureste ibérico) por la alta peligrosidad de estos eventos climáticos, pero más habituadas a gestionar unos escasos recursos de agua convencional, y viceversa. En el archipiélago canario, la distribución espacial de eventos extremos de sequía sigue un patrón



Mapa II.1.7. Índice de aridez medio para el periodo (1991-2020) según las categorías del índice de aridez. Fuente: Beguería *et al.* (2025).



Mapa II.1.8. Índice de aridez medio para el periodo (1961-1990) según las categorías del índice de aridez. Fuente: Beguería *et al.* (2025).



Mapa II.1.9. Cambios aridez entre los periodos 1961-1990 (primera categoría en la leyenda) a 1991-2020 (segunda categoría en la leyenda).
Fuente: elaboración propia a partir de Beguería *et al.* (2025).

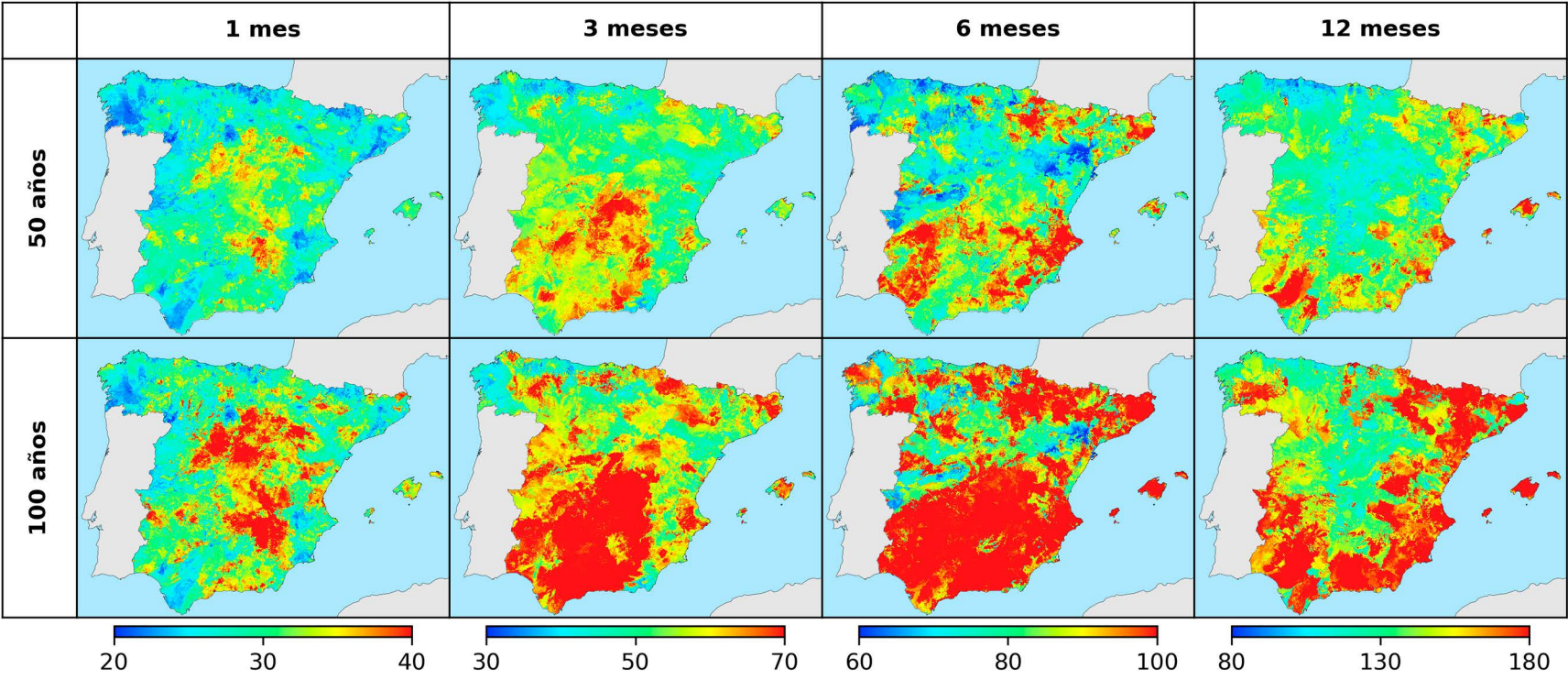
longitudinal, siendo las islas orientales, menos beneficiadas por la humedad del alisio, las que registran un riesgo mayor.

Evolución climática futura y aridez

España manifiesta ya evidencias del proceso actual de calentamiento climático global. El clima (los climas) de España es, en la actualidad, un clima con menor confort térmico que hace cuatro décadas, con precipitaciones más irregulares y con manifestaciones atmosféricas extremas más frecuentes e intensas. En definitiva, el clima en España pierde el funcionamiento regular, el ritmo térmico y pluviométrico anual propio de su ubicación en la zona de latitudes medias de circulación atmosférica general y gana irregularidad y carácter extremo. Tres procesos están detrás de estos cambios registrados en los elementos climáticos básicos en las últimas décadas. La dilatación polar de la célula de Hadley, que impone un número mayor de días anticiclónicos, reduciendo así las jornadas de potencial precipitación, el desarrollo de procesos de reajuste energético mediante la dinámica atmosférica en el hemisferio norte en relación con el calentamiento acelerado de las latitudes polares y la pérdida de valor del índice zonal de circulación atmosférica, lo que favorece las dinámicas ondulatorias con formación de anticiclones cálidos y vaguadas y DANA –*cut off low*– que originan cambios de tiempo brusco en poco tiempo. Alguna de estas configuraciones termina generando situaciones de alto impacto socioeconómico en nuestro país (olas de calor, temporales marítimos con fuerte oleaje, episodios de lluvia intensa). Por último, hay un factor regional que favorece la pérdida de confort térmico –especialmente, por la subida de las temperaturas nocturnas– y la movilización de agua y energía en los procesos convectivos. Se trata del calentamiento de las aguas marinas ribereñas del territorio español, con especial efecto en la cuenca occidental del mar Mediterráneo.

Las proyecciones climáticas hacia finales del presente siglo muestran el mantenimiento de las tendencias actuales. A efectos de génesis de condiciones de aridez, la reducción de precipitaciones en las áreas con variedades climáticas Cs y B, unida a los cambios estacionales en las lluvias, especialmente en la fachada este peninsular –tendencia a la disminución de lluvias de primavera y aumento en otoño– son dos procesos que favorecerán la aridez. Todo ello en un escenario de subida continuada de temperaturas que en el mejor de los escenarios (SSP2-4,5) estima un aumento de 2° C en la temperatura media anual. De manera que la evaporación real y la evapotranspiración potencial se incrementarán, favoreciendo la menor humedad del suelo, especialmente en los meses cálidos del año.

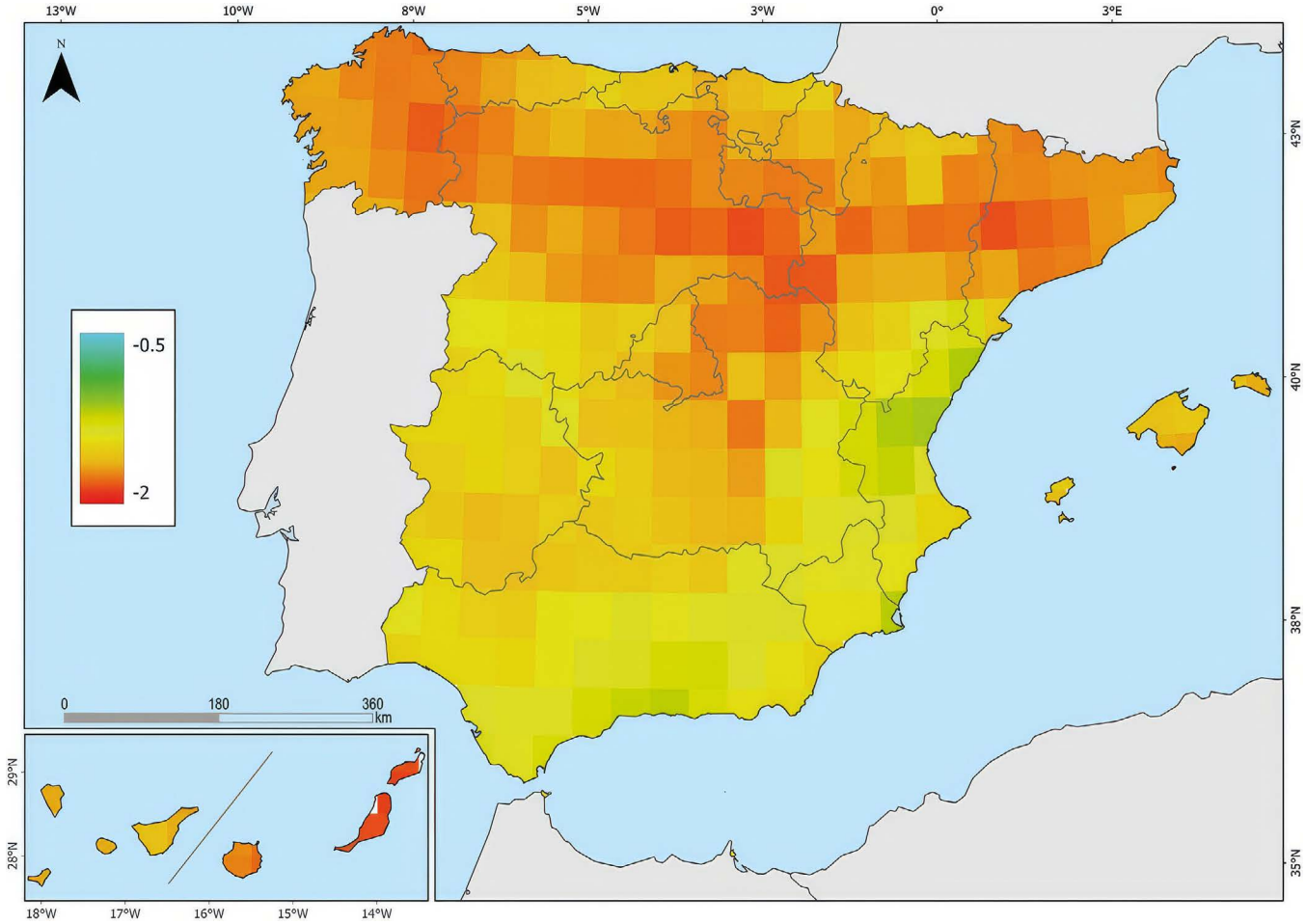
El mapa II.1.12 presenta los cambios en la distribución de las zonas climáticas de la clasificación de Köppen-Geiger para el periodo 2041-2070 y en el escenario SSP2-4.5 (escenario «intermedio», con emisiones de CO₂ que rondan los niveles actuales para empezar a descender a mediados de siglo, pero no llegan al cero neto hasta 2100. Los factores socioeconómicos siguen sus tendencias históricas, sin cambios notables; en este escenario, las temperaturas aumentan 2,7 grados a finales de siglo). Es interesante su comparación con el mapa II.1.3 (situación actual) y comprobar el incremento en la superficie peninsular e insulares de las variedades climáticas de clima «desértico» y «estepario cálido» en detrimento de las variedades más frías y más lluviosas. Se muestra un avance de sur a norte, con especial incidencia en Extremadura, oeste de Castilla-La Mancha y de Castilla y León, así como en el centro del valle del Ebro. Por su parte las variedades climáticas más frescas y lluviosas del norte peninsular muestra una tendencia a su disminución espacial, restringiéndose los climas más fríos a zonas de montaña del Cantábrico, noroeste del sistema Ibérico y área pirenaica. Es notable el avance de la variedad más árida (BWh) en el área del sureste ibérico. Por su parte, Baleares experimentaría un incremento importante



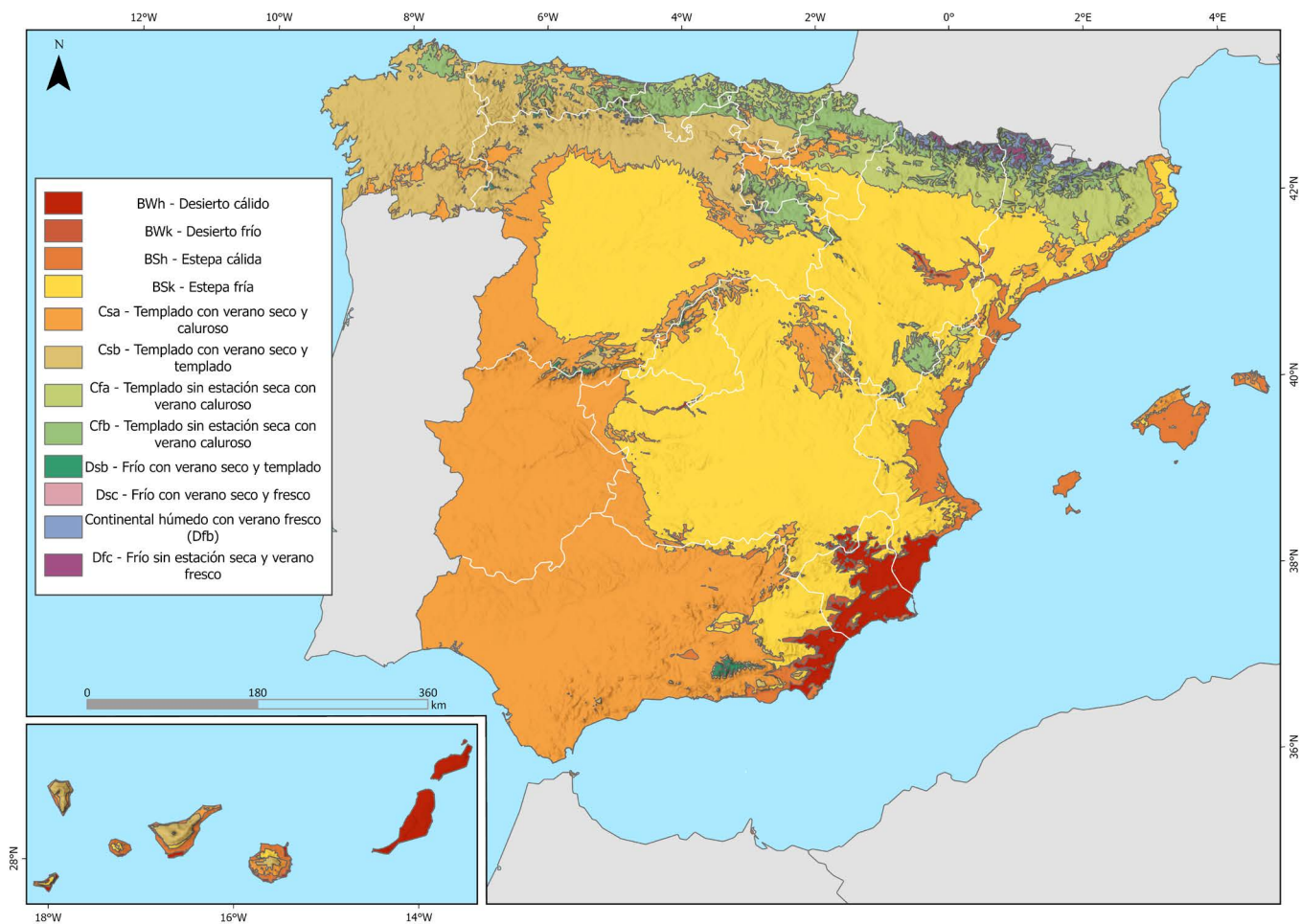
Mapas II.1.10 Distribución espacial de la duración máxima de las sequías (en semanas) a partir de las series SPEI de 1, 3, 6 y 12 meses, en periodos de 50 y 100 años.
Fuente: Domínguez-Castro *et al.* (2019).

de la variedad de clima estepario cálido, mientras en Canarias el avance de esta modalidad climática se produce de este a oeste, intensificándose la condición de clima desértico en las islas más orientales del archipiélago. Estas condiciones de modificación de los tipos climáticos a medio plazo se

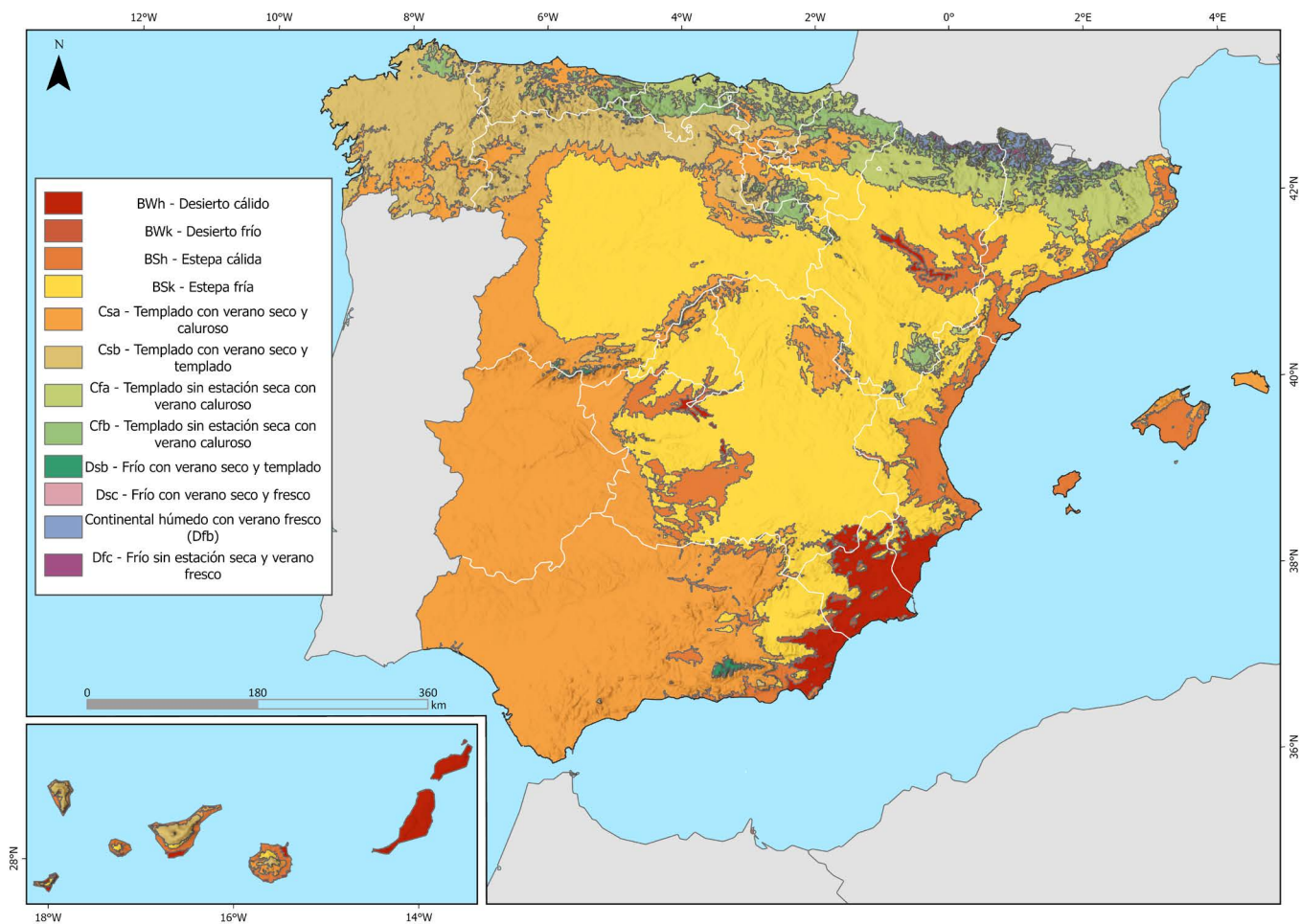
consolidan en las proyecciones a 2100 (mapa II.1.13), para el mismo escenario de emisiones, resultando mayor la superficie ocupada por los tipos climáticos áridos, en sus diferentes variedades, y asimismo la superficie del tipo climático hiperárido (desértico) en esta clasificación climática.



Mapa II.1.11. Distribución espacial de estos eventos extremos de sequía durante el periodo de estudio 2001-2023. Fuente: Beguería *et al.* (2023).



Mapa II.1.12. Cambios futuros en la distribución global de las zonas climáticas de Köppen-Geiger para el periodo 2041-2070, según el escenario SSP2-4.5. Fuente: Beck *et al.* (2023).



Mapa II.1.13. Cambios futuros en la distribución global de las zonas climáticas de Köppen-Geiger para el periodo 2071-2100, según el escenario SSP2-4.5. Fuente: Beck *et al.* (2023).

CCAA	Superficie total km²	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas km² %	
		Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
		km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%		
Castilla La Mancha	79.441	71.861	90,5	22.037	27,7	49.824	62,7	0	0,0	0	0,0	7580	9,5
Extremadura	41.491	34.725	83,7	12.507	30,1	22.218	53,5	0	0,0	0	0,0	6743	16,3
Galicia	29.204	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	29.026	99,4
Comunidad de Madrid	8033	6473	80,6	1323	16,5	5150	64,1	0	0,0	0	0,0	1560	19,4
Región de Murcia	11.282	11.254	99,8	129	1,1	11.125	98,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Comunidad Valenciana	23.221	19.599	84,4	8657	37,3	10.940	47,1	2	0,0	0	0,0	3564	15,3
Comunidad Foral de Navarra	10.372	3714	35,8	1136	11,0	2578	24,9	0	0,0	0	0,0	6649	64,1
País Vasco	7218	210	2,9	166	2,3	44	0,6	0	0,0	0	0,0	6996	96,9
La Rioja	5042	2663	52,8	1310	26,0	1353	26,8	0	0,0	0	0,0	2379	47,2
Ceuta	11	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Melilla	7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Cataluña	31.979	17.091	53,4	10.522	32,9	6569	20,5	0	0,0	0	0,0	14.793	46,3
Andalucía	87.323	70.889	81,2	32.067	36,7	38.408	44,0	414	0,5	0	0,0	16.284	18,6
Aragón	47.725	35.094	73,5	7622	16,0	27.472	57,6	0	0,0	0	0,0	12.620	26,4
Principado de Asturias	10.573	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10.538	99,7
Islas Baleares	4796	4097	85,4	1577	32,9	2520	52,5	0	0,0	0	0,0	617	12,9
Cantabria	5312	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5279	99,4
Castilla y León	94.133	53.486	56,8	33.652	35,7	19.834	21,1	0	0,0	0	0,0	40.628	43,2
Islas Canarias	7105	6585	92,7	468	6,6	2388	33,6	3520	49,5	209	2,9	386	5,4
ESPAÑA	504.268	337.741	67,0	133.173	26,4	200.423	39,7	3936	0,8	209	0,0	165.642	32,8

Tabla II.1.2. Superficie (km²) y porcentaje respecto a superficie total por categorías de aridez para cada comunidad autónoma (1991-2020). Fuente: Beguería *et al.* 2025.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
		Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	
Castilla La Mancha	79.441	67.143	84,5	26.980	34,0	40.163	50,6	0	0,0	0	0,0	12.298	15,5
Extremadura	41.491	32.074	77,3	17.008	41,0	15.066	36,3	0	0,0	0	0,0	9398	22,7
Galicia	29.204	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	29.027	99,4
Comunidad de Madrid	8033	5993	74,6	1494	18,6	4499	56,0	0	0,0	0	0,0	2040	25,4
Región de Murcia	11.282	11.256	99,8	312	2,8	10.944	97,0	0	0,0	0	0,0	3	0,0
Comunidad Valenciana	23.221	19.103	82,3	9627	41,5	9476	40,8	0	0,0	0	0,0	4079	17,6
Comunidad Foral de Navarra	10.372	3490	33,6	1095	10,6	2395	23,1	0	0,0	0	0,0	6875	66,3
País Vasco	7218	210	2,9	172	2,4	38	0,5	0	0,0	0	0,0	6990	96,8
La Rioja	5042	2587	51,3	1286	25,5	1301	25,8	0	0,0	0	0,0	2455	48,7
Ceuta	11	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Melilla	7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Cataluña	31.979	16.763	52,4	10.653	33,3	6110	19,1	0	0,0	0	0,0	15.151	47,4
Andalucía	87.323	65.333	74,8	34.955	40,0	30.138	34,5	240	0,3	0	0,0	21.833	25,0
Aragón	47.725	34.053	71,4	8645	18,1	25.408	53,2	0	0,0	0	0,0	13.663	28,6
Principado de Asturias	10.573	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10.539	99,7
Islas Baleares	4796	4130	86,1	1626	33,9	2504	52,2	0	0,0	0	0,0	590	12,3
Cantabria	5312	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5286	99,5
Castilla y León	94.133	49.864	53,0	33.481	35,6	16.383	17,4	0	0,0	0	0,0	44.254	47,0
Islas Canarias	7105	6319	88,9	775	10,9	1993	28,1	3496	49,2	55	0,8	693	9,8
ESPAÑA	504.268	318.3181	63,1	148.109	29,4	166.418	33,0	3736	0,7	55	0,0	185.174	36,7

Tabla II.1.3. Superficie (km²) y porcentaje respecto a superficie total por categorías de aridez para cada comunidad autónoma (1961-1990). Fuente: Beguería *et al.* 2025.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
	km²	Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
		km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Las Palmas	3925	3817	97,2	77	2,0	575	14,6	2956	75,3	209	5,3	15	0,4
Santa Cruz de Tenerife	3180	2768	87,0	391	12,3	1813	57,0	564	17,7	0	0,0	371	11,7
Araba/Álava	3037	210	6,9	166	5,5	44	1,4	0	0,0	0	0,0	2827	93,1
Albacete	14.933	14.609	97,8	2491	16,7	12.118	81,1	0	0,0	0	0,0	324	2,2
Alacant/Alicante	5786	4617	79,8	861	14,9	3754	64,9	2	0,0	0	0,0	1141	19,7
Almería	8732	8424	96,5	658	7,5	7352	84,2	414	4,7	0	0,0	285	3,3
Ávila	8045	3948	49,1	1797	22,3	2151	26,7	0	0,0	0	0,0	4097	50,9
Badajoz	21.689	21.142	97,5	4624	21,3	16.518	76,2	0	0,0	0	0,0	531	2,4
Illes Balears	4796	4097	85,4	1577	32,9	2520	52,5	0	0,0	0	0,0	617	12,9
Barcelona	7714	4329	56,1	4329	56,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3370	43,7
Burgos	14.282	4796	33,6	3668	25,7	1128	7,9	0	0,0	0	0,0	9486	66,4
Cáceres	19.802	13.583	68,6	7883	39,8	5700	28,8	0	0,0	0	0,0	6212	31,4
Cádiz	7378	2734	37,1	2672	36,2	62	0,8	0	0,0	0	0,0	4599	62,3
Castelló/Castellón	6625	4974	75,1	4013	60,6	961	14,5	0	0,0	0	0,0	1638	24,7
Ciudad Real	19.809	19.355	97,7	4782	24,1	14.573	73,6	0	0,0	0	0,0	454	2,3
Córdoba	13.792	12.493	90,6	8821	64,0	3672	26,6	0	0,0	0	0,0	1299	9,4
A Coruña	7813	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7750	99,2
Cuenca	17.117	14.901	87,1	5307	31,0	9594	56,0	0	0,0	0	0,0	2216	12,9
Girona	5856	629	10,7	629	10,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5192	88,7
Granada	12.612	10.966	86,9	3304	26,2	7662	60,8	0	0,0	0	0,0	1637	13,0
Guadalajara	12.218	9455	77,4	6457	52,8	2998	24,5	0	0,0	0	0,0	2763	22,6
Gipuzkoa	1966	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1963	99,8
Huelva	10.036	7859	78,3	4937	49,2	2.922	29,1	0	0,0	0	0,0	2167	21,6
Huesca	15.624	7626	48,8	1455	9,3	6171	39,5	0	0,0	0	0,0	7987	51,1
Jaén	13.496	11.759	87,1	2807	20,8	8952	66,3	0	0,0	0	0,0	1737	12,9
León	15.571	3996	25,7	3072	19,7	924	5,9	0	0,0	0	0,0	11.575	74,3
Lleida	12.143	6001	49,4	1587	13,1	4414	36,4	0	0,0	0	0,0	6124	50,4
La Rioja	5042	2663	52,8	1310	26,0	1353	26,8	0	0,0	0	0,0	2379	47,2
Lugo	9845	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	9821	99,8
Madrid	8033	6473	80,6	1323	16,5	5150	64,1	0	0,0	0	0,0	1560	19,4
Málaga	7256	4849	66,8	2164	29,8	2685	37,0	0	0,0	0	0,0	2344	32,3
Murcia	11.282	11.254	99,8	129	1,1	11.125	98,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Navarra	10.372	3714	35,8	1136	11,0	2578	24,9	0	0,0	0	0,0	6649	64,1
Ourense	7188	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7154	99,5
Asturias	10.573	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10.538	99,7
Palencia	8063	5251	65,1	4274	53,0	977	12,1	0	0,0	0	0,0	2812	34,9
Pontevedra	4358	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4301	98,7
Salamanca	12.294	8570	69,7	6152	50,0	2418	19,7	0	0,0	0	0,0	3721	30,3
Cantabria	5312	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5279	99,4
Segovia	6919	5238	75,7	2826	40,8	2412	34,9	0	0,0	0	0,0	1681	24,3
Sevilla	14.021	11.805	84,2	6704	47,8	5101	36,4	0	0,0	0	0,0	2216	15,8
Soria	10.320	7280	70,5	5884	57,0	1396	13,5	0	0,0	0	0,0	3040	29,5
Tarragona	6266	6132	97,9	3977	63,5	2155	34,4	0	0,0	0	0,0	107	1,7
Teruel	14.841	11.458	77,2	4934	33,2	6524	44,0	0	0,0	0	0,0	3383	22,8
Toledo	15.364	13.541	88,1	3000	19,5	10.541	68,6	0	0,0	0	0,0	1823	11,9
València/Valencia	10.810	10.008	92,6	3783	35,0	6225	57,6	0	0,0	0	0,0	785	7,3
Valladolid	8112	8112	100,0	2930	36,1	5182	63,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Bizkaia	2215	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2206	99,6
Zamora	10.527	6295	59,8	3049	29,0	3246	30,8	0	0,0	0	0,0	4216	40,0
Zaragoza	17.260	16.010	92,8	1233	7,1	14.777	85,6	0	0,0	0	0,0	1250	7,2
Ceuta	11	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Melilla	7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
ESPAÑA	504.268	337.741	67,0	133.173	26,4	200.423	39,7	3936	0,8	209	0,0	165.642	32,8

Tabla II.1.4. Superficie (km²) y porcentaje respecto a superficie total por categorías de aridez para cada provincia (1991-2020). Fuente: Beguería *et al.* 2025.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
		Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Las Palmas	3925	3804	96,9	86	2,2	570	14,5	3093	78,8	55	1,4	61	1,6
Santa Cruz de Tenerife	3180	2.515	79,1	689	21,7	1423	44,7	403	12,7	0	0,0	632	19,9
Araba/Álava	3037	210	6,9	172	5,7	38	1,3	0	0,0	0	0,0	2827	93,1
Albacete	14.933	14.216	95,2	3187	21,3	11.029	73,9	0	0,0	0	0,0	717	4,8
Alacant/Alicante	5786	5047	87,2	1267	21,9	3780	65,3	0	0,0	0	0,0	722	12,5
Almería	8732	8325	95,3	697	8,0	7.388	84,6	240	2,7	0	0,0	385	4,4
Ávila	8045	3644	45,3	1711	21,3	1933	24,0	0	0,0	0	0,0	4401	54,7
Badajoz	21.689	20.449	94,3	8017	37,0	12.432	57,3	0	0,0	0	0,0	1225	5,6
Illes Balears	4796	4130	86,1	1626	33,9	2504	52,2	0	0,0	0	0,0	590	12,3
Barcelona	7714	3946	51,2	3946	51,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3753	48,7
Burgos	14.282	4626	32,4	3487	24,4	1139	8,0	0	0,0	0	0,0	9656	67,6
Cáceres	19.802	11.625	58,7	8991	45,4	2634	13,3	0	0,0	0	0,0	8173	41,3
Cádiz	7378	1944	26,3	1944	26,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5379	72,9
Castelló/Castellón	6625	4142	62,5	3839	57,9	303	4,6	0	0,0	0	0,0	2469	37,3
Ciudad Real	19.809	19.011	96,0	6751	34,1	12.260	61,9	0	0,0	0	0,0	798	4,0
Córdoba	13.792	11.199	81,2	9028	65,5	2171	15,7	0	0,0	0	0,0	2593	18,8
A Coruña	7813	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7747	99,2
Cuenca	17.117	13.660	79,8	7247	42,3	6413	37,5	0	0,0	0	0,0	3457	20,2
Girona	5856	672	11,5	672	11,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5167	88,2
Granada	12.612	10.234	81,1	4026	31,9	6208	49,2	0	0,0	0	0,0	2368	18,8
Guadalajara	12.218	7402	60,6	6014	49,2	1388	11,4	0	0,0	0	0,0	4816	39,4
Gipuzkoa	1966	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1962	99,8
Huelva	10.036	6.849	68,2	5557	55,4	1292	12,9	0	0,0	0	0,0	3177	31,7
Huesca	15.624	7441	47,6	1638	10,5	5803	37,1	0	0,0	0	0,0	8174	52,3
Jaén	13.496	11.156	82,7	3842	28,5	7314	54,2	0	0,0	0	0,0	2340	17,3
León	15.571	3617	23,2	3384	21,7	233	1,5	0	0,0	0	0,0	11.954	76,8
Lleida	12.143	6110	50,3	1611	13,3	4499	37,1	0	0,0	0	0,0	6025	49,6
La Rioja	5042	2587	51,3	1286	25,5	1301	25,8	0	0,0	0	0,0	2455	48,7
Lugo	9845	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	9827	99,8
Madrid	8033	5993	74,6	1494	18,6	4499	56,0	0	0,0	0	0,0	2040	25,4
Málaga	7256	4587	63,2	2623	36,1	1964	27,1	0	0,0	0	0,0	2609	36,0
Murcia	11.282	11.256	99,8	312	2,8	10.944	97,0	0	0,0	0	0,0	3	0,0
Navarra	10.372	3490	33,6	1095	10,6	2395	23,1	0	0,0	0	0,0	6875	66,3
Ourense	7188	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7152	99,5
Asturias	10.573	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10.539	99,7
Palencia	8063	5214	64,7	4678	58,0	536	6,6	0	0,0	0	0,0	2849	35,3
Pontevedra	4358	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4301	98,7
Salamanca	12.294	7293	59,3	5515	44,9	1778	14,5	0	0,0	0	0,0	4999	40,7
Cantabria	5312	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5286	99,5
Segovia	6919	5034	72,8	3019	43,6	2015	29,1	0	0,0	0	0,0	1885	27,2
Sevilla	14.021	11.039	78,7	7238	51,6	3801	27,1	0	0,0	0	0,0	2982	21,3
Soria	10.320	6849	66,4	5962	57,8	887	8,6	0	0,0	0	0,0	3471	33,6
Tarragona	6266	6035	96,3	4424	70,6	1611	25,7	0	0,0	0	0,0	206	3,3
Teruel	14.841	10.683	72,0	5448	36,7	5235	35,3	0	0,0	0	0,0	4158	28,0
Toledo	15.364	12.854	83,7	3781	24,6	9073	59,1	0	0,0	0	0,0	2510	16,3
València/Valencia	10.810	9914	91,7	4521	41,8	5393	49,9	0	0,0	0	0,0	888	8,2
Valladolid	8112	8112	100,0	3165	39,0	4947	61,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Bizkaia	2215	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2201	99,4
Zamora	10.527	5475	52,0	2560	24,3	2915	27,7	0	0,0	0	0,0	5039	47,9
Zaragoza	17.260	15.929	92,3	1559	9,0	14.370	83,3	0	0,0	0	0,0	1331	7,7
Ceuta	11	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Melilla	7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
ESPAÑA	504.268	318.318	63,1	148.109	29,4	166.418	33,0	3736	0,7	55	0,0	185.174	36,7

Tabla II.1.5. Superficie (km²) y porcentaje respecto a superficie total por categorías de aridez para cada provincia (1991-2020). Fuente: Beguería *et al.* 2025.

Lecturas recomendadas

- AEMET (2011) *Atlas climático ibérico*. Madrid. Ministerio del Medio Ambiente y del Medio Rural y Marino. 80 p. Disponible en: <https://www.aemet.es/documentos/es/divulgacion/publicaciones/Atlas-climatologico/Atlas.pdf>
- BECK, H.E., MCVICAR, T.R., VERGOPOLAN, N. *et al.* High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901-2099 based on constrained CMIP6 projections. *Sci Data* 10, 724 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02549-6>
- BEGUERÍA, SANTIAGO; VICENTE SERRANO, SERGIO M.; REIG-GRACIA, FERGUS; LATORRE GARCÉS, BORJA; 2023; SPEIbase v.2.10 [Dataset]; DIGITAL.CSIC; Versión 2.10; <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/16497>
- BEGUERÍA, S., TRULLENQUE-BLANCO, V., VICENTE-SERRANO, S.M. and GONZÁLEZ-HIDALGO J. (2025) Aridity on the Rise: Spatial and Temporal Shifts in Climate Aridity in Spain (1961-2020). *Int J Climatol* 0:e8775. <https://doi.org/10.1002/joc.8775>
- DOMÍNGUEZ-CASTRO F, VICENTE-SERRANO SM, TOMÁS-BURGUERA M, *et al* (2019) High-spatial-resolution probability maps of drought duration and magnitude across Spain. *Nat Hazards Earth Syst Sci* 19:611-628. <https://doi.org/10.5194/nhess-19-611-2019>
- ESPÍN SÁNCHEZ, D. and OLCINA CANTOS, J. (2025) One Country, Several Droughts: Characterisation, Evolution, and Trends in Meteorological Droughts in Spain Within the Context of Climate Change. *Climate*, 13(10), 202. <https://doi.org/10.3390/cli13100202>
- European Commission Joint Research Centre and United Nations Convention to Combat Desertification, World Drought Atlas [A. TORETI, D. TSEGAÏ, and L. ROSSI Eds], Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2024, doi:10.2760/3842670, JRC 139691.
- GIL OLCINA, A. y OLCINA CANTOS, J. (2021) *Tratado de climatología*. 2.^a edición. Alicante. Publicaciones de la Universidad de Alicante, 1028 p.
- LAUTENSACH, H. (1964) *Die Iberische Halbinsel*, Munich, Keyserische Verlagsbuchhandlung. (ed. española, Geografía de España y Portugal, Barcelona, Ed. Vicens-Vives, 1967, 814 p. + atlas temático)

II.2. La brecha hídrica no solo responde a la aridez

España presenta un marcado contraste hidrológico debido a su orografía y climatología. Esta diferencia crea dos realidades hídricas muy distintas: mientras en el norte el agua es abundante y relativamente constante, en el sur y el este la escasez de agua y la irregularidad de las precipitaciones marcan la gestión del agua y la sostenibilidad de los ecosistemas y la agricultura. Esta predisposición natural de los elementos ha marcado el devenir hidrológico del país, que ha buscado históricamente compensar este desequilibrio. La Ley de Aguas de 1866 ya apunta en esta dirección y los esfuerzos del regeneracionismo, plasmados en el territorio por la dictadura franquista, muestran esta tendencia a llevar agua de las zonas húmedas a las secas o, cuando menos, crear oasis en los territorios más áridos en forma de embalses y manchas verdes de regadío.

Desde la promesa de llevar agua a todas partes hasta el lema de no desperdiciar ni una gota de agua, que llega a convertirse en un arma política arrojadiza, la posibilidad de contribuir a aumentar la oferta de agua de manera artificial convierte la toma de distintas decisiones hidrológicas en una fuente de conflicto. Por un lado, la naturaleza sale perdiendo una y otra vez. Por el otro, el agua ha posibilitado un desarrollo económico insospechado en los territorios más secos y, por tanto, es fuente de disputa entre administraciones y sectores; todos consideran que su necesidad es la más importante.

El deterioro ambiental de los recursos hídricos –que en muchas ocasiones ha sido la secuela de un desarrollo económico desordenado– forma parte de los procesos de desertificación cuando ocurre en zonas áridas. En este capítulo presentamos los mapas relacionados con esta casuística.

La necesaria lente hídrica para mirar la desertificación

Así como la erosión está íntimamente relacionada con la desertificación, y como tal se percibe por la sociedad, paradójicamente la degradación de los recursos hídricos no tiene esa consideración. El agua se concibe como un asunto marginal en el ámbito de la desertificación, a pesar de que es precisamente el déficit hídrico lo que caracteriza la delimitación de las zonas áridas. Si prestamos atención al mapa de estrés hídrico (mapa II.2.1), vemos que nuestro país tiene extensas áreas con un estrés extremo o alto. Es decir, consumimos más del 80 % de los recursos de agua dulce disponibles, en el caso de estrés extremos, o más del 40 % en el caso de un estrés alto. Este indicador ha sido desarrollado por el World Resources Institute, se calcula como la relación entre la demanda total de agua y la disponibilidad de agua renovable en una región específica. De acuerdo con este indicador, España ocupa el puesto 29 a nivel mundial (de 169 países, siendo el primero el que tiene más estrés hídrico), con un valor agregado de estrés hídrico de 3,94 (sobre un máximo de 5), lo que da idea de la necesidad de gestionar la demanda de agua en el amenazante contexto climático en el que nos encontramos (figura II.2.1).

Ninguno de los tres indicadores que actualmente se han propuesto para vigilar y monitorizar la desertificación (productividad primaria, cambios de usos del suelo y cantidad de carbono orgánico en el suelo) observa el estado de los recursos hídricos, a pesar de que la CNUCL alude a las sequías. Parte de esta desatención puede explicarse por el sesgo que se imprimió a la desertificación en el ámbito mediterráneo, ligada a la erosión del suelo, por la confusión del término *land*, asimilado como tierra y no como territorio, y a que el regadío ha sido un vehículo de cohesión social y enriquecimiento cuyo impacto en el medio no ha sido atendido hasta hace poco. Reconocer que la degradación de los recursos hídricos es un problema de desertificación, es una de las tareas de esta obra.

El agua es el motor de la naturaleza y de una economía que ha establecido una especie de relación adictiva con el agua: cuanta más utiliza, más necesita. Buena parte de esta agua la utiliza la agricultura (más de un 80 %),

mientras que el resto se lo reparten los usos urbanos (15,6 %), es decir, principalmente el abastecimiento a la población para sus distintas necesidades (y esto incluye el turismo, véase la sección IV.11, caso de estudio 10 «Turismo e impacto hídrico: una convergencia en tiempo y espacio») y la industria, que tan solo utiliza el 3,4 % de los recursos hídricos disponibles.

En nuestro país la agricultura de regadío proporcionó, a partir de la década de los 70 del siglo pasado, el desarrollo de regiones históricamente marginales (dando lugar a lo que se ha conocido como «milagros económicos») y se ha ido afianzando como un componente muy importante de la balanza comercial. La agricultura, en su evolución hacia la agroindustria, ha derivado en un negocio que produce alimentos baratos a escala industrial, para lo que demanda un flujo continuo de diversos insumos: energía, fertilizantes y, como no, agua. Bajo este argumento se ha fortalecido un modelo de oferta que nació con el sentido de vertebrar el territorio, pero que ha devenido en un asunto cada vez más financiero y especulativo.

Consciente del cambio de época, la Directiva Marco del Agua lanzada por la Comisión Europea marca el camino hacia un modelo de gestión de la demanda donde deben de prevalecer los criterios de índole social y económico con el fin de racionalizar el uso del agua en un mundo cada vez más árido. La tendencia en la cuenca mediterránea, como hemos visto en el capítulo II.1, es que los eventos extremos cada vez más habituales. Las lluvias, en forma de tromba, serán menos aprovechables, y las sequías pondrán a prueba la gestión de nuestras reservas. Es este contexto, favorable a los procesos de desertificación, las decisiones sobre gestión del territorio, de la tierra y el agua, serán decisivas.

Las cifras del agua en España

En realidad, no se conocen los datos reales de recursos y demandas de agua en España. Para la estimación de los recursos se manejan datos de precipitación media anual a la que se unen los cálculos de volúmenes de agua subterránea para calcular los recursos totales disponibles para la

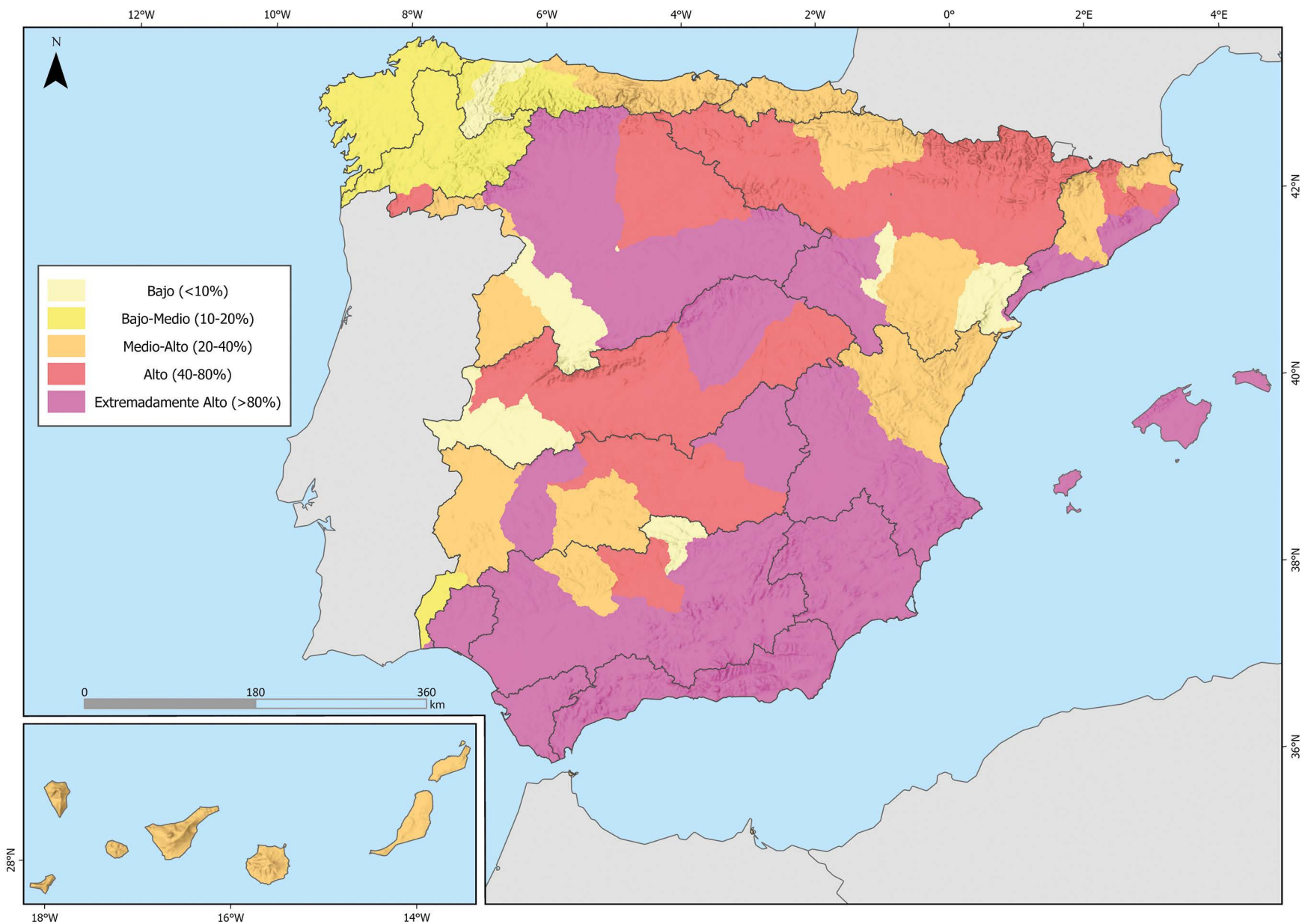
planificación hidrológica. En España, se estiman unos recursos totales de 112.000 hm³ anuales, de los cuales 82.000 serían superficiales y 30.000, aguas subterráneas. La capacidad de embalse, en condiciones de proyecto de obra, está calculada en 56.069 hm³, aunque diferentes estudios señalan que esta capacidad teórica estaría reducida, realmente, en un 15-20 % debido a la acumulación de sedimentos arrastrados por los ríos embalsados desde su puesta en funcionamiento; especial atención en este aspecto ha tenido el río Ebro, al concitar expectativas de utilización de aguas «sobrantes» retenidas en sus embalses para el desarrollo de transferencias de agua.

Estos recursos naturales no son directamente utilizables por el ser humano, puesto que los ríos deben cumplir su función ecológica y sobre todo, por la evaporación que se registra en nuestro país, con sus diferencias regionales, y que es muy intensa en los meses estivales; ello supone que el balance entre precipitación y evapotranspiración de agua en España ofrece valores solo positivos en las regiones del Cantábrico, mientras que desde la cuenca del Duero hacia el sur peninsular va aumentando el déficit de este indicador hasta alcanzar valores superiores a 600 mm al año en gran parte del sur peninsular y de 900 mm anuales en el territorio del sureste ibérico. Para los usos económicos del agua, España dispone de 27.400 hm³ año⁻¹ en recursos convencionales (20.600 superficiales + 6800 subterráneos) a los que se suman los «no convencionales» (aguas depuradas, aguas

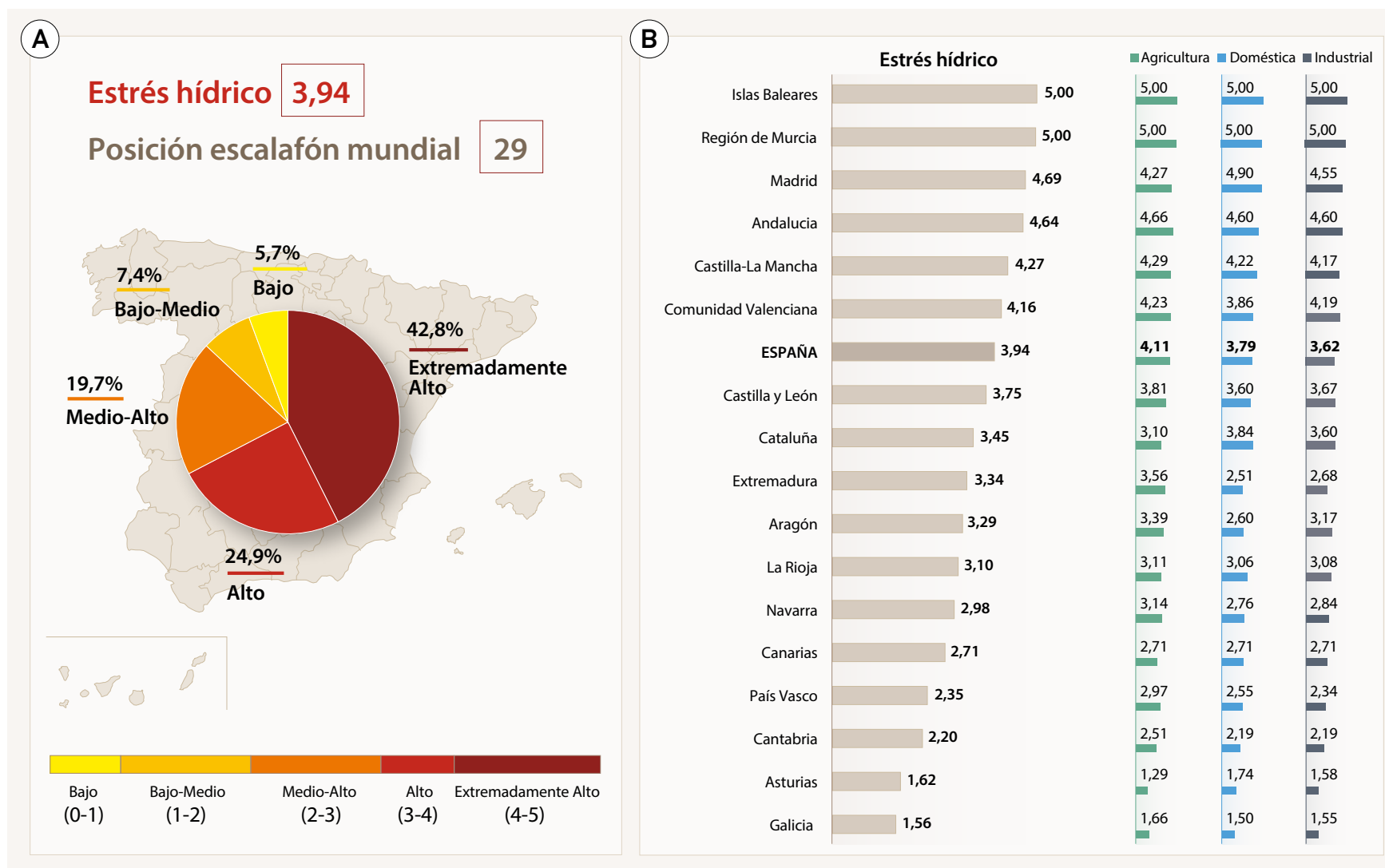
desaladas y aguas pluviales) que representan alrededor de 1000 hm³ año⁻¹ más (entre 350-500 hm³ año⁻¹ reutilización, 600 hm³ año⁻¹ desalación, y 10 hm³ año⁻¹ aguas pluviales recolectadas en núcleos urbanos).

Por su parte, las demandas resultan también de una estimación, debido a la falta de contabilidad real del consumo agrario. Se calcula que la agricultura consume alrededor de 22.500 hm³ año⁻¹. Esta cifra procede, fundamentalmente, del cálculo de las necesidades hídricas de los diferentes cultivos de regadío practicados en España, puesto que no existe un control efectivo del agua utilizada, ni sistemas de registro (contadores), salvo en algunas modalidades de regadío con alto grado de tecnificación (cultivos bajo plástico, cultivos de alto valor comercial), que suponen tan solo el 20 % del volumen de agua que mueve el regadío de nuestro país. El 68 % de los cultivos se riegan con aguas superficiales; el resto, con subterráneas. Y están contabilizadas 902.163 que utilizan riego por gravedad (24 % del total). La creencia de que el riego localizado disminuye el gasto de agua en el regadío no resulta correcta. El regadío con sistemas de riego localizado (53 % del total en España) resulta más eficiente y favorece la productividad de la planta, pero no supone reducción de agua.

La demanda urbana está cifrada en 4236 hm³ año⁻¹, de los cuales 3180 hm³ año⁻¹ es agua realmente facturada y el resto es estimada. Por su parte, el agua industrial supone 1264 hm³ año⁻¹. El agua urbana e industrial es



Mapa II.2.1. Estrés hídrico en España. Fuente: Kuzma *et al.* (2024).



el volumen de agua de España con una contabilidad más aproximada a la realidad. Aunque debe tenerse en cuenta el porcentaje de pérdidas en red que se registran en el conjunto de las ciudades españolas y que está calculado en un 15 %.

El modelo de oferta de agua o cómo corregir a la naturaleza

Corregir los desequilibrios hídricos que surgen de las condiciones climáticas y orográficas de nuestro país ha sido históricamente un reto. Las provincias más secas eran las más atrasadas, y desde ellas se miraba con consternación cómo los ríos evacuaban el agua al mar. Lograr retenerla y llevarla a los secarrales era una quimera, pero, como tantas cosas que se imaginan, en algún momento pueden llegar a hacerse. El sueño, en ese contexto, era que no se «perdiese» ni una sola gota en el mar. Bajo ese paradigma, el movimiento regeneracionista buscaba modernizar el país y europeizarlo controlando los flujos de agua.

Tras la Guerra Civil, la alineación de los sueños fascistas de construcción nacional y la «utopía hidráulica regeneracionista», con los intereses de la naciente industria eléctrica, desencadenó la construcción de embalses, pasando de los 180 embalses de 1939 a los 800 de 1975. El proyecto se insertó dentro de la llamada «colonización interior», que vino precedida por la eliminación de la reforma agraria y el establecimiento de todo un entramado institucional en torno al Instituto Nacional de Colonización, encargado de su ejecución.

Con más de 1200 embalses y presas, España es el primer país de Europa y el quinto del mundo en número de infraestructuras hidráulicas (mapa II.2.2).

Es la región del mundo con mayor capacidad hidroeléctrica instalada, lo que representa aproximadamente el 15 % de la energía consumida en un territorio donde casi la mitad de los caudales fluviales están regulados. A lo largo del siglo XX, el país se consolidó como una «sociedad hidráulica», un orden social basado en la gestión intensiva del agua, en el que más de 500 pueblos fueron inundados, forzando el desplazamiento de unas 50.000 personas, además de la alteración de los ecosistemas afectados. Decenas de valles quedaron anegados y bosques enteros fueron destruidos. La dinámica fluvial de muchos ríos se ha visto modificada y las redes hidrográficas, fragmentadas.

Inevitablemente, un mapa que refleje el estado de los embalses no puede ser una foto fija. La alternancia de sequías y periodos de lluvia modifican continuamente el nivel de reservas embalsadas. Para tener una idea más precisa se representan los valores medios de un periodo. Es lo que muestra el mapa II.2.3. La reserva hídrica en los embalses españoles ha fluctuado en la última década (2014-2024), con una media que se sitúa en torno al 58 % de la capacidad total. Ello permite extraer una lección interesante, y es que no basta con construir embalses, sino que además tienen que llenarse. Como podemos apreciar, hay puntos de la península ibérica donde de media ni siquiera se han llenado una cuarta parte esta última década. La razón de alguno de estos embalses, como el de Almanzora o Benínar, en Almería, es la de regular la escorrentía que pueden generar los episodios de lluvia extremos, cada vez más frecuentes.

Como embalsar agua no resuelve el problema, y resulta una estrategia inocua en aquellos lugares donde no llueve lo suficiente, se comenzaron a planificar trasvases que llevaran los excedentes hídricos de las zonas más húmedas, a aquellas más secas donde el agua obraría milagros económicos.

A RECURSOS	
Recursos totales	112.000 hm³ año⁻¹ (82.000 superficiales + 30.000 subterráneos)
Capacidad de embalse	56.069 hm³ año⁻¹
DEMANDAS	
Uso agrario	22.500 hm³ año⁻¹
Uso urbano	4236 hm³ año⁻¹ (3.180 facturado + 1048 estimado)
Uso industrial	1264 hm³ año⁻¹
	28.000 hm³ año⁻¹
B RECURSOS CONVENCIONALES	
Superficiales y subterráneos	27.400 hm³ año⁻¹ (20.600 superficiales + 6.800 subterráneos)
RECURSOS "NO CONVENCIONALES"	
Aguas depuradas	4200 hm³ año⁻¹
Aguas reutilizadas	350-500 hm³ año⁻¹
Aguas desaladas	600 hm³ año⁻¹

Tabla II.2.1. A. Recursos hídricos disponibles en España y demanda según uso. B. Recursos hídricos convencionales y no convencionales. Fuente: elaboración propia a partir de Olcina Cantos (2024).

Sin embargo, estas infraestructuras nunca han gozado de consenso. Son dos las cuencas hidrográficas que, por diversos motivos, se han convertido en el epicentro de disputas territoriales en torno a la planificación y gestión del agua: la del río Ebro y la del río Tajo.

La cuenca del Tajo presenta un rasgo singular: la existencia del trasvase Tajo-Segura, una infraestructura construida en los últimos años del franquismo e inaugurada oficialmente en 1979. Esta obra permite transferir agua desde la cuenca alta del Tajo hacia el sureste de España. Su destino principal es la Región de Murcia, el sur de la Comunidad Valenciana y, marginalmente, la provincia andaluza de Almería. Desde su puesta en funcionamiento, el trasvase ha generado conflictos interterritoriales, particularmente con Castilla-La Mancha, que exige más recursos hídricos para cubrir sus propias necesidades agrícolas, urbanas y medioambientales. Los usuarios de esta cuenca consideran que sus demandas no están siendo satisfechas, mientras critican el mantenimiento del trasvase a otras regiones, aunque las cantidades de agua transferidas legalmente nunca han alcanzado el volumen estipulado ni el solicitado por los agricultores del Levante.

El problema de fondo radica en que los límites políticos actuales (delimitados tras la transición democrática) no coinciden con las divisiones naturales de las cuencas hidrográficas, lo que complica la gestión integrada del agua. Además, los efectos del cambio climático, especialmente en forma de reducción de precipitaciones en los nacimientos del Tajo, han afectado negativamente la disponibilidad de agua transferible. En las últimas décadas, se observa una tendencia descendente en el volumen de agua disponible para trasvases. A esto se suman decisiones políticas recientes que establecen umbrales mínimos en los embalses de cabecera, por debajo de los cuales no se permite transferir agua.

El río Ebro es uno de los principales ríos de la península ibérica, y todo su recorrido transcurre íntegramente dentro del territorio español. A lo largo del tiempo, esta cuenca ha sido fuertemente modificada para responder a diversas demandas, como el abastecimiento urbano, el riego agrícola y la protección frente a inundaciones. Uno de los momentos más controvertidos fue la inclusión del Ebro en el Plan Hidrológico Nacional de 2001,

que contemplaba un trasvase masivo de agua hacia la costa mediterránea. Desde su aprobación, esta propuesta generó un intenso debate. A pesar de que inicialmente se iniciaron los trabajos sobre el papel, la posterior derogación del artículo 13 de dicha ley hizo que el proyecto quedara sin efecto. Desde entonces, las comunidades autónomas de Valencia y Murcia, especialmente bajo gobiernos conservadores, han intentado reactivar el proyecto en múltiples ocasiones.

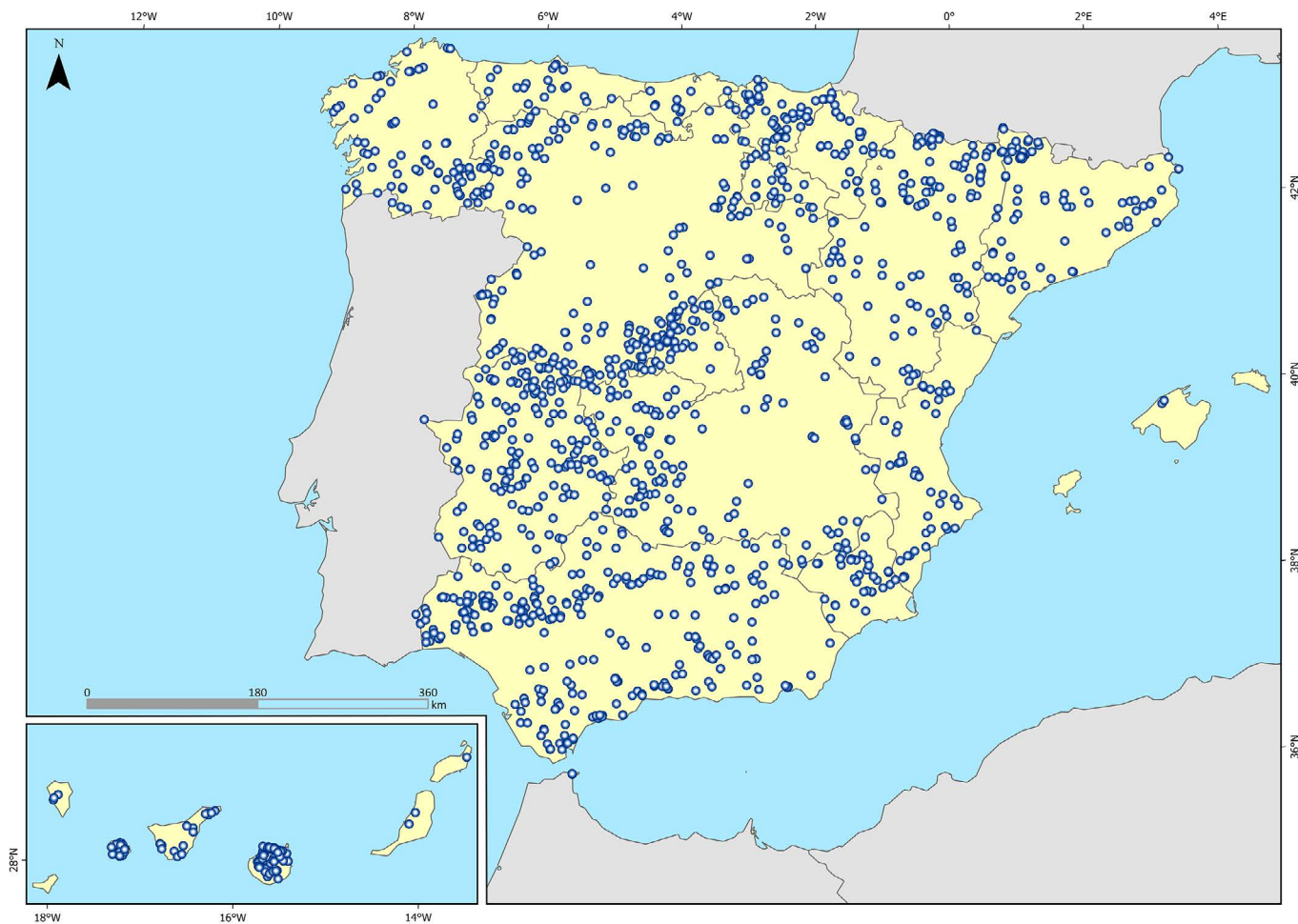
El último intento tuvo lugar en el contexto de la grave sequía sufrida por Cataluña entre 2022 y la primavera de 2024, cuando se propuso nuevamente la extensión del trasvase desde Tarragona hasta Barcelona. Esta idea ya había sido planteada durante la sequía de 2008, y en ambas ocasiones recibió un fuerte rechazo social, especialmente por parte de la población de Les Terres de l'Ebre, que considera que el proyecto amenaza gravemente sus recursos hídricos y su entorno.

El tercer pilar hídrico en entrar en escena son las aguas subterráneas, que en importancia puede ser el más robusto. Los recursos subterráneos renovables se estiman en más de 29.000 hm³ año⁻¹, un 26 % del total de los recursos hídricos anuales, con un reparto desigual entre las distintas cuencas hidrográficas. Ello supone algo menos que el suministro de todos los embalses de España (33.709 hm³), valor medio anual del agua embalsada durante la última década.

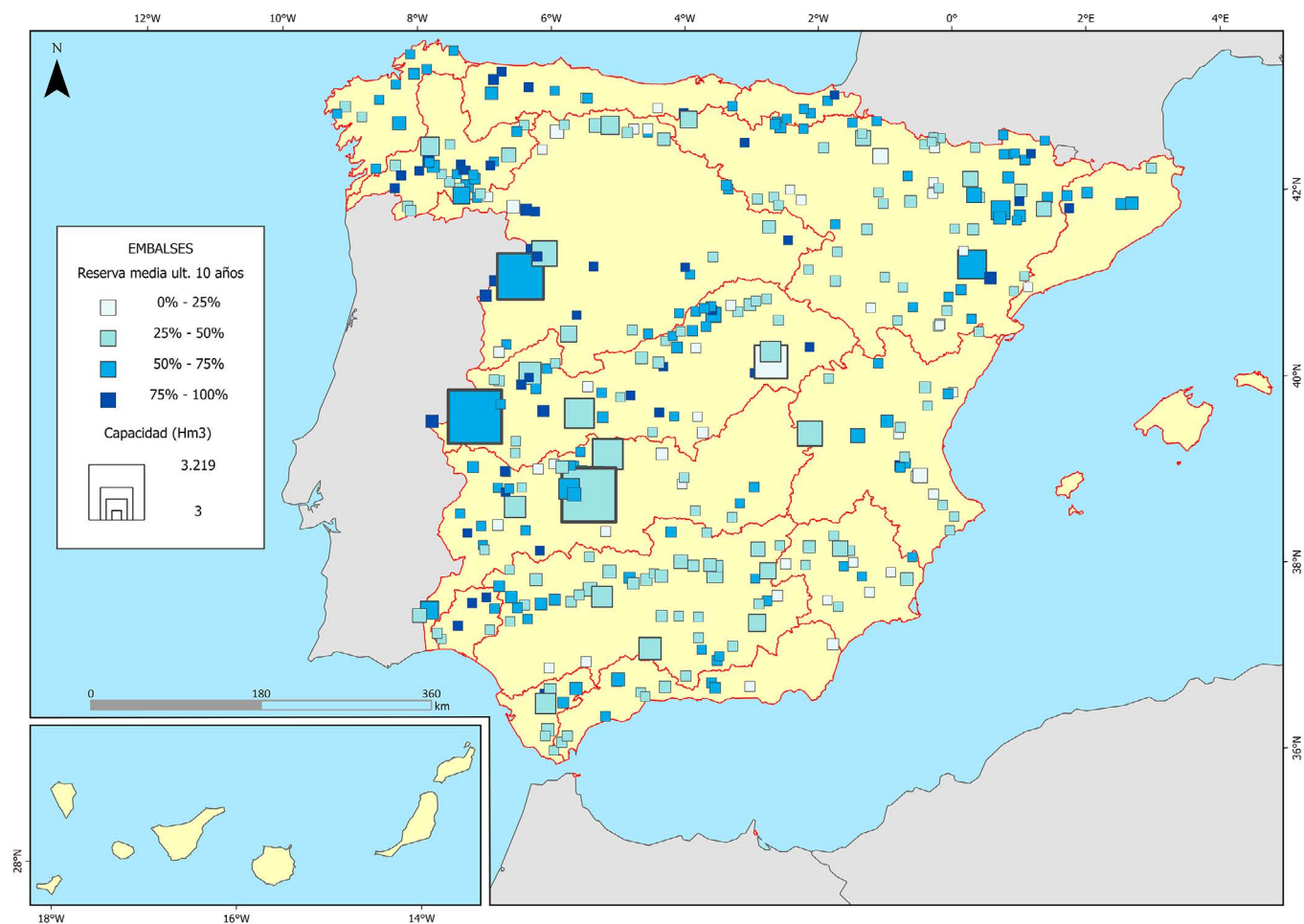
Esos recursos se reparten entre las 762 masas de agua subterráneas catalogadas hasta la fecha. Gracias a la implementación de la Directiva Marco del Agua en 2000, se realiza un exhaustivo diagnóstico y seguimiento de los recursos hídricos a través de los ciclos de planificación. En general, la situación ha mejorado, pues el número de masas de agua subterránea que no tenían un buen estado cuantitativo disminuyó ligeramente entre el primer y el segundo ciclo de planificación. Según este informe, el 75 % de las masas de agua subterránea se encuentran en buen estado. Sin embargo, las cuencas que presentan masas de agua en peor estado son aquellas que presentan mayor escasez de agua y que a menudo son más dependientes de recursos subterráneos (véase mapa II.6.8). Así, en la cuenca del Guadiana 16 de 20 masas de agua subterráneas están en mal estado. En las islas Baleares, 52 de 87, y en las cuencas mediterráneas andaluzas, que es donde se ubica la zona de estudio de esta tesis, 44 de 67 masas están en mal estado.

La agricultura consume unos 4300 hm³ año⁻¹, lo cual supone el 74 % del agua subterránea extraída, y el riego de unas 920.000 hectáreas genera un consumo medio de unos 4670 m³ ha⁻¹ año⁻¹. El agua subterránea es fundamental para la agricultura de regadío, que es aquella de mayor valor añadido y está orientada en gran parte a la exportación de frutas y verduras. Asimismo, este recurso es clave para el suministro de agua en ciertas poblaciones que, con unos 1100 hm³ año⁻¹ (19 %) suministran agua a unos 12,5 millones de personas. Sin embargo, esto esconde importantes diferencias regionales, como por ejemplo el caso de las islas Canarias o de algunas áreas del sureste peninsular, donde es un recurso fundamental y a veces el único disponible. Asimismo, un 70 % de pequeñas y medianas poblaciones dependen mayoritariamente del agua subterránea. Finalmente, el uso industrial representa unos 400 hm³ año⁻¹ de extracciones (7 %).

El sureste peninsular reclama una atención especial. Se trata de una zona de unos 29.000 km² en la que hay importantes desarrollos urbanos y turísticos y unas 150.000 ha de tierras agrícolas. El sureste de España es geológicamente bastante complejo, lo que da lugar a numerosos acuíferos cuyos tamaños oscilan entre unos pocos y varios centenares de kilómetros cuadrados. Son acuíferos formados por formaciones carbonatadas de entre decenas y miles de metros de espesor, algunas depresiones de tamaño medio rellenas de materiales detríticos y algunos depósitos aluviales. A pesar de la compartimentación en unidades relativamente pequeñas y de la porosidad drenable relativamente pequeña de las rocas carbonatadas, las reservas de agua subterránea pueden ser relativamente grandes. Se han



Mapa II.2.2. Localización de las presas construidas en España. Fuente: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Inventario de presas y embalses (2021).



Mapa II.2.3. Porcentaje de la reserva media de agua embalsada para el periodo 2014-2024 en la España peninsular. Fuente: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Inventario de presas y embalses (2021) y Embalses.net (2025).

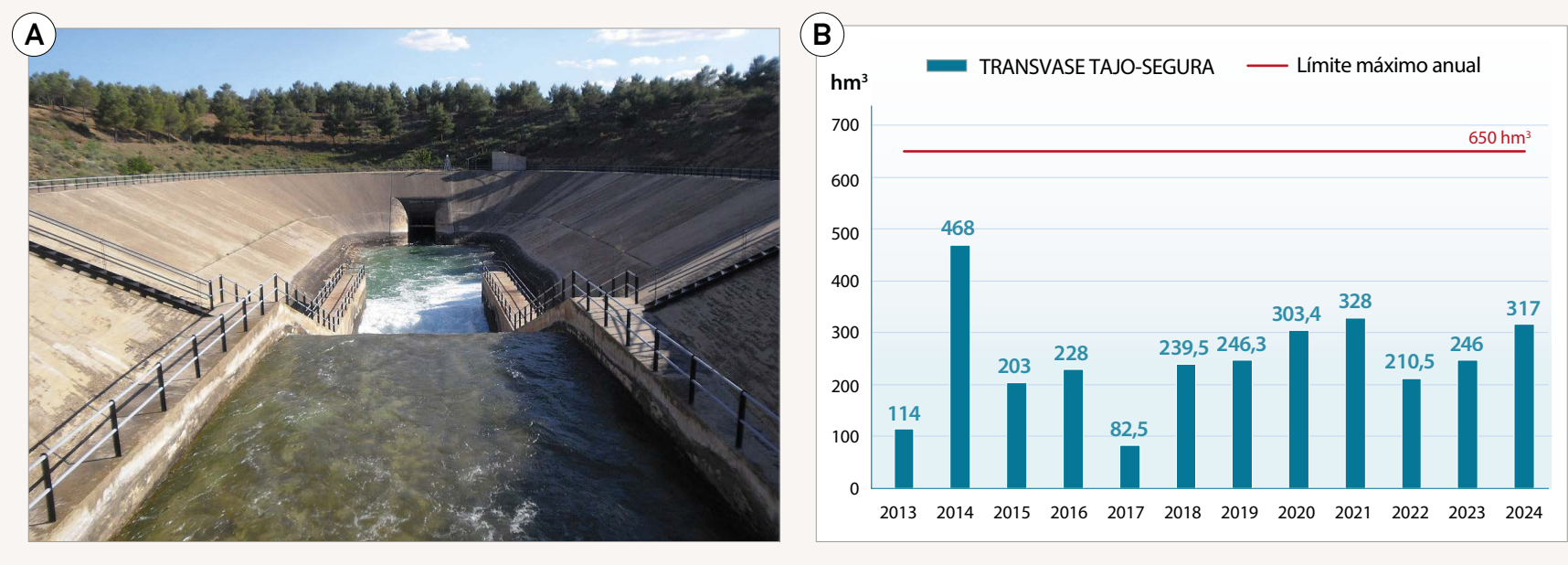


Figura II.2.2. A. Imagen del trasvase Tajo-Segura a su paso por la presa de los Anguijes. Fotografía de Jorge Olcina. B. Evolución de los volúmenes trasvasados para el periodo 2013-2024 en comparación con el límite máximo establecido. Ningún año los volúmenes disponibles en cabecera permitieron trasvasar el agua programada. Fuente: elaboración propia a partir de MITECO (2025). <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/concesiones-y-autorizaciones/trasvase-tajo-segura.html>.

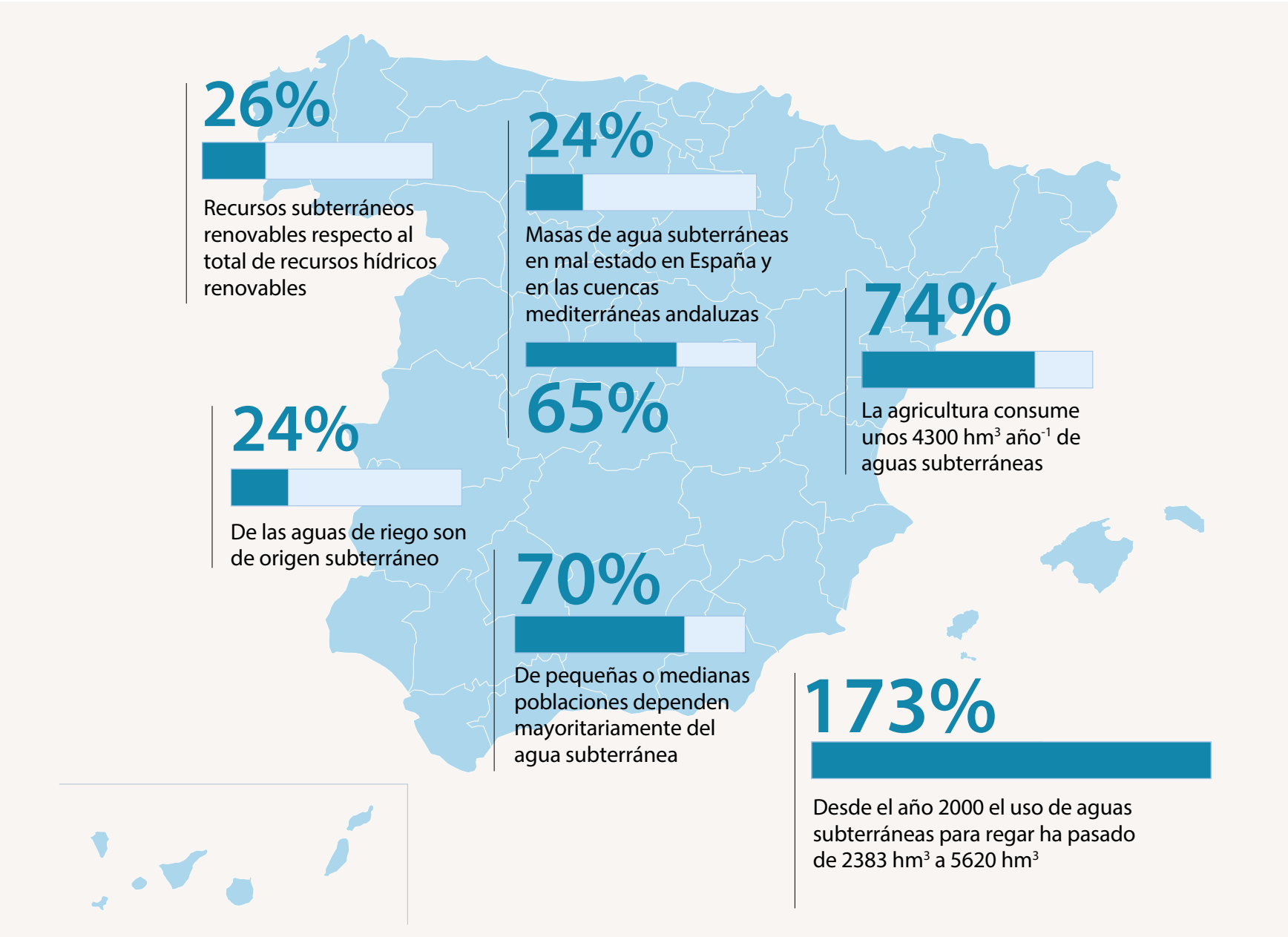
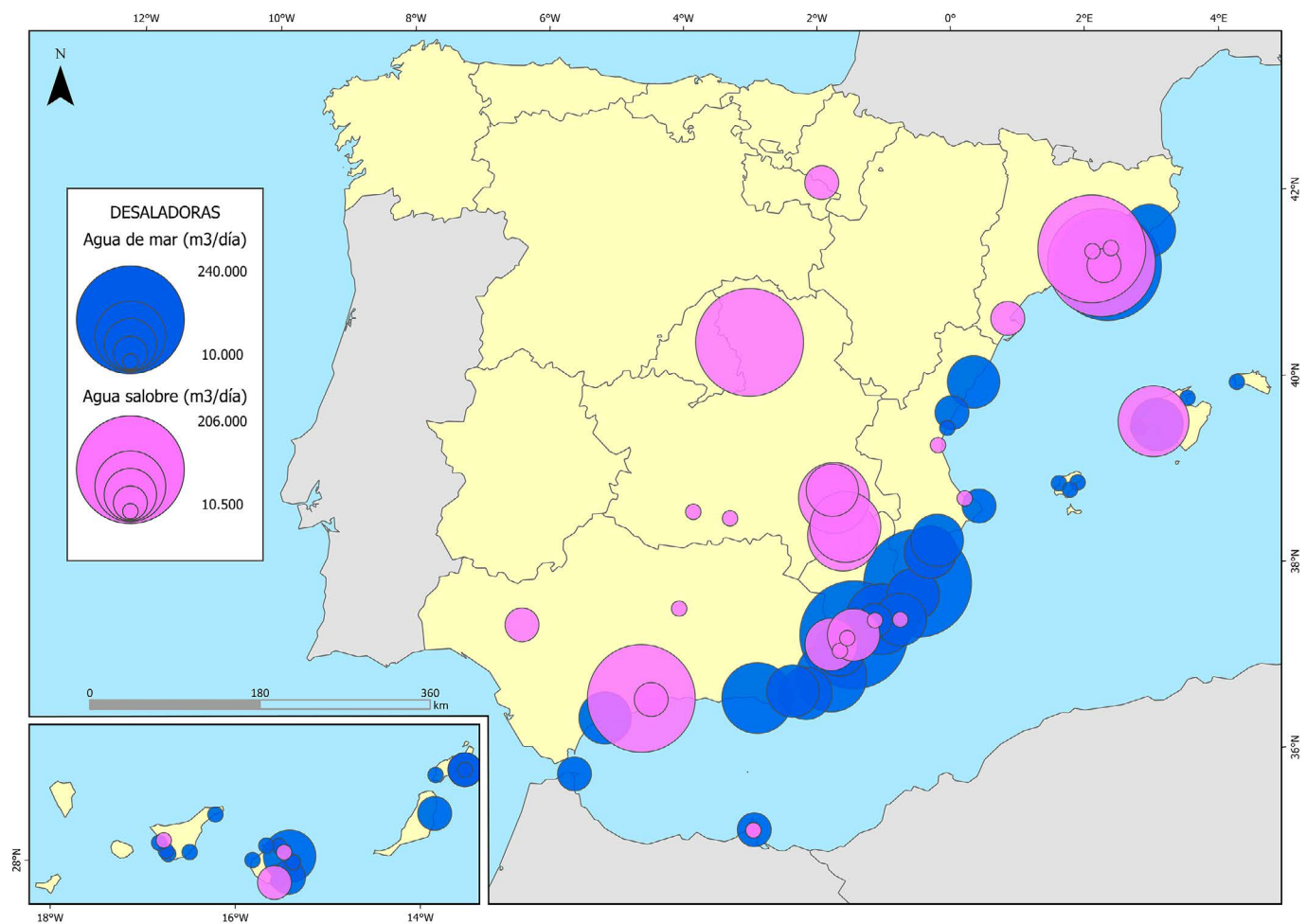
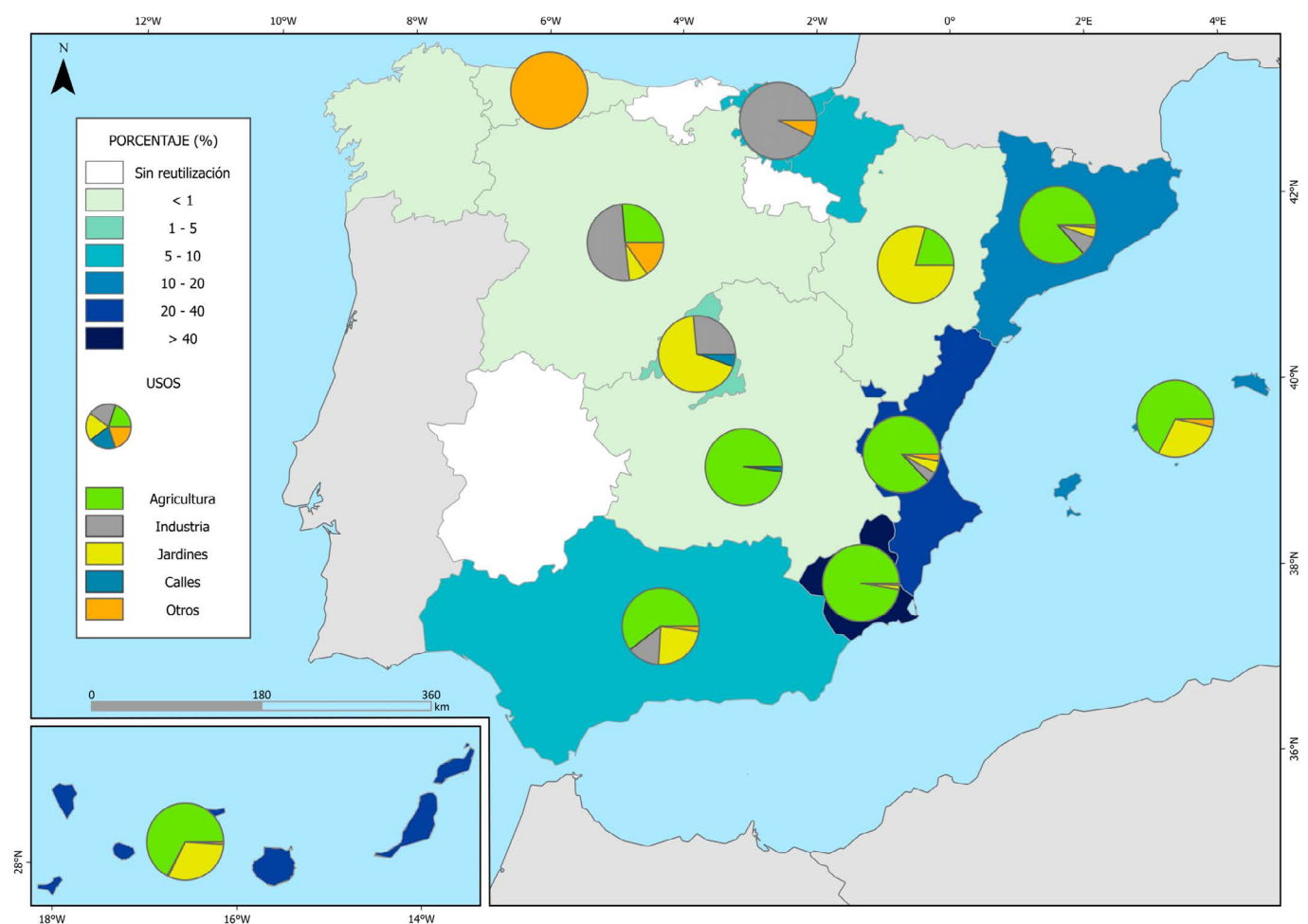


Figura II.2.3. Algunas cifras relacionadas con el uso de las aguas subterráneas en España. Fuente: elaboración propia a partir de Gartzia (2024).



Mapa II.2.4. Volumen de agua desalada diaria de las grandes plantas desaladoras de agua de mar y de aguas salobres de acuíferos. Fuente: AEDyR (2024).



Mapa II.2.5. Porcentaje de agua reutilizada por CCAA y porcentaje de uso por sector. Fuente: INE 2025.

identificado unos 250 acuíferos, que ocupan una superficie de unos 13.000 km², lo que representa casi la mitad de la superficie total. La principal o única recarga procede de las precipitaciones.

La explotación intensiva del agua subterránea se produce en unos 9000 km², en los que la minería del agua subterránea es una situación cada vez más recurrente. Se denomina «minería del agua» al proceso de extraer agua subterránea cuya renovación es extremadamente lenta, de modo que el volumen extraído supera ampliamente la recarga natural promedio, lo que se asemeja, a la explotación de un recurso no renovable. El descenso acumulado del nivel piezométrico en algunos acuíferos entre 1980 y 2013 oscila entre 65 y 350 m, con una mediana de 150 m. La tasa de descenso del nivel piezométrico en determinados acuíferos ha variado entre 0,2 y 15 m año⁻¹, con una mediana de alrededor de 3,5 m año⁻¹ en el periodo comprendido entre la década de 1970 y mediados de la década de 2000. La relación entre las tasas de extracción y de recarga en diferentes acuíferos puede ser de hasta 10. La extracción de agua subterránea en este territorio es de unos 700 hm³ año⁻¹. La disminución de la reserva de agua subterránea hasta 2014 se evalúa en 15 km³, con una tasa anual de unos 400 hm³. En algunos casos, el tiempo estimado de recuperación (en el supuesto de que cesaran las extracciones) se ha estimado entre 20 y 1000 años, dependiendo de la tipología de cada acuífero, con la mayoría de acuíferos entre 50 y 200 años. Considerando la reserva de agua subterránea restante, el ritmo extractivo actual se podría soportar durante periodos de 15 años a 120 años, dependiendo igualmente de la tipología de cada acuífero.

La garantía de la seguridad hídrica en nuestro país, en el contexto de cambio climático, debe pasar por el mayor protagonismo que deben cobrar los recursos no convencionales. Por este orden, aguas depuradas, aguas pluviales y aguas desaladas. Esto obliga a dotar y mejorar las infraestructuras necesarias para la generación de recursos de agua que permitan un suministro en cantidad y calidad para la garantía de las demandas existentes. En el caso de la depuración, deberá elaborarse un plan de modernización y conexión de las estaciones de depuración con las áreas de potencial reúso; para la utilización de aguas pluviales es necesario la instalación de depósitos de gran capacidad que capten las aguas de arroyada fluvial derivadas de lluvias intensas con la doble finalidad de reducir el riesgo de inundación y utilizar las aguas recogidas para usos urbanos. En el caso de las aguas desaladas, el coste del agua producida va a experimentar un descenso en los próximos años si se llevan a cabo el cambio en el suministro energético necesario en las plantas de desalación mediante la instalación de energía solar para dicho fin.

Las posibilidades de reutilización aumentan en relación con el tipo de tratamiento. La Unión Europea ha hecho recientemente una nueva apuesta por la depuración del agua residual y, como novedad, por la reutilización de las aguas depuradas (Directiva 2024 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, versión refundida). El Ministerio de Transición Ecológica ha aprobado en 2021 el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, Eficiencia, Ahorro y Reutilización para el fomento de este recurso hídrico en diferentes usos, especialmente en el agrario. Por su parte, el Ministerio de Agricultura de nuestro país, por su parte, ha lanzado un proyecto de gestión sostenible del agua en el regadío español que contempla el aumento del volumen de agua depurada como recurso importante para la agricultura, una vez actualizada la normativa sobre reutilización de aguas depuradas (Real Decreto 1085/2024).

La realidad de la depuración y reutilización de aguas en España ofrece una lección importante para el futuro de la planificación del agua. En nuestro país el nivel de depuración es muy elevado, en comparación con otros países europeos y especialmente los del ámbito mediterráneo. Pero el grado de reutilización con fines económicos (usos agrarios, urbano-turísticos) es muy mejorable. Apenas se está reutilizando el 10 % del volumen total

de agua depurada en los entornos urbanos e industriales de nuestro país (mapa II.2.5).

Las aguas desaladas, por su parte, permiten modificar los estadios de emergencia en coyunturas de sequía, al proporcionar aguas que no dependen de la lluvia, que garantizan el abastecimiento, especialmente en núcleos urbanos. España es líder europeo y una de las potencias mundiales en capacidad de producción de agua desalada (5,6 hm³ al día). En 2024, el volumen de agua procedente de la desalación de agua marina y salobre (mapa II.2.4) continental se cifra en 600 hm³. El uso principal del agua desalada es urbano. El coste del agua producida (0,70 € m⁻³) resulta elevado para su empleo en el regadío, salvo en los cultivos de agricultura de vanguardia. Las mejoras técnicas han abaratado el coste de producción, pero no debemos olvidar que está estrechamente vinculado al coste de la energía. Por ello, la vulnerabilidad de los sistemas económicos ligados a esta fuente de agua es un factor a tener en cuenta, y ratifica la necesidad de gestionar adecuadamente los recursos hídricos propios.

Desertificación y desarrollo, dos caras de la misma moneda

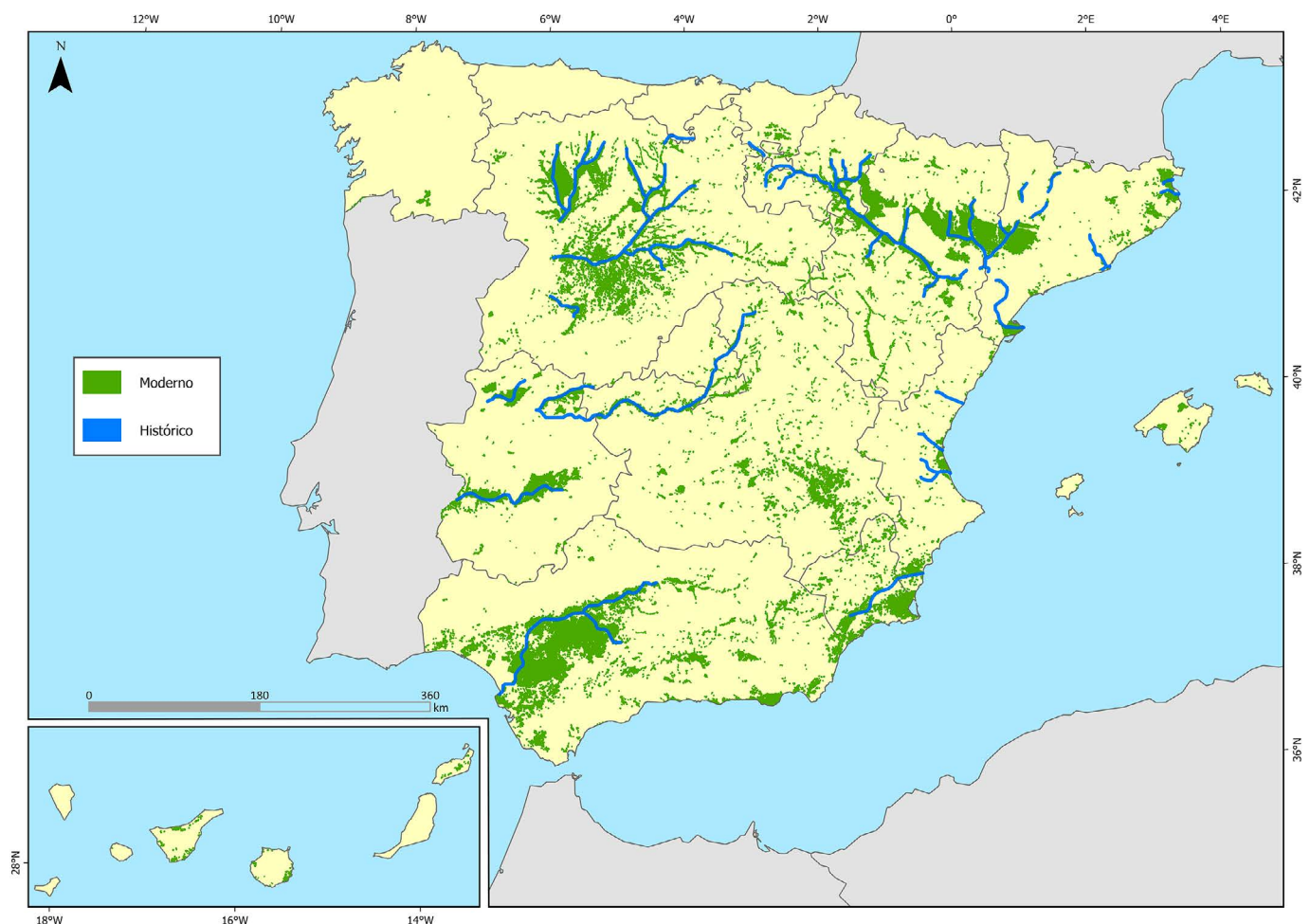
Los mismos factores que permiten el desarrollo de una región, como la irrupción de una nueva tecnología (por ejemplo, las bombas de extracción de agua o las técnicas de perforación), su abaratamiento y accesibilidad (a través de la electrificación del territorio), el acceso a nuevos mercados (como fue la entrada de España en la Comunidad Económica Europea) o la construcción de infraestructuras (como vías de modificación para transportar las mercancías o los embalses y las desaladoras), son los que pueden desencadenar episodios de desertificación, revirtiendo ese desarrollo que en muchas ocasiones es de carácter efímero (en comparación a los periodos históricos y no digamos naturales o geológicos).

Al despojar al territorio de las armas naturales con las que cuenta para sobrevivir a la aridez –por ejemplo, un suelo saludable que, entre otras cosas, permite retener agua, unas reservas de agua subterráneas para amortiguar las pertinaces sequías, una biodiversidad perfectamente sincronizada para aprovechar la cascada de materia orgánica que desencadenan los eventos de lluvia, un reservorio de semillas, etc.–, este se muestra mucho más vulnerable. No hay ninguna tecnología que sea capaz de mejorar lo que la naturaleza ofrece, que al fin y al cabo ha logrado a través de miles (o millones) de años de prueba y error.

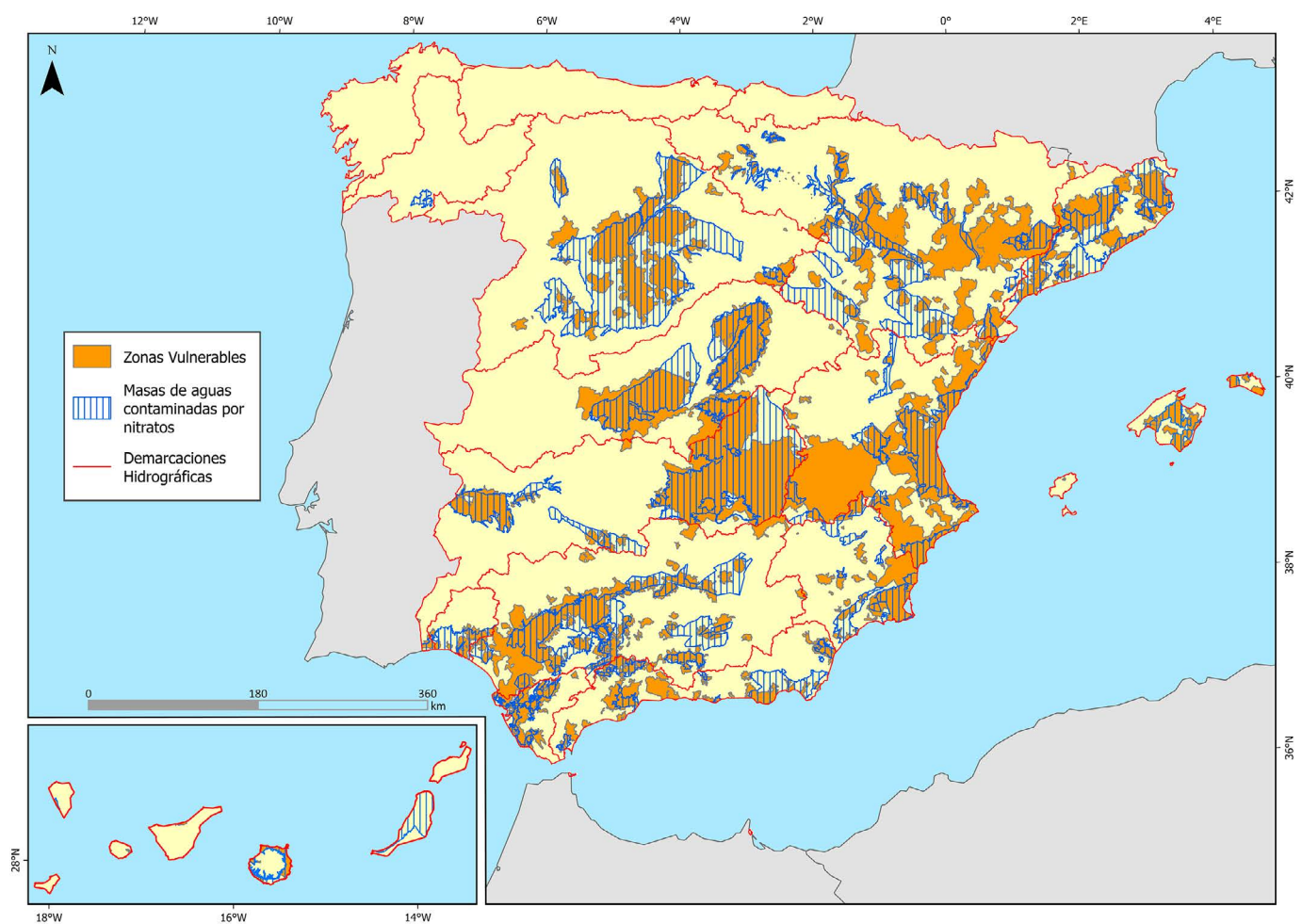
La evolución del regadío en España denota esta peligrosa transición. Al fijarnos en un único servicio de los ecosistemas, que es su productividad, y dejar de lado todos los demás, los achaques empiezan a notarse. Como tratamiento, al enfermo se le dan enmiendas y se le traen lejanos remedios (agua, petróleo, fosfatos...). Cegados por la rentabilidad cortoplacista y por el hecho de que el sistema (que es cada vez menos un eco-sistema) no se desploma, confiamos en que toda esa asistencia que proporciona la tecnología, sea suficiente para mantener el flujo de cosechas y ganancias.

Los regadíos en España ocupan el 22 % de la superficie agrícola total y generan dos tercios del empleo agrario y del valor añadido agrícola. Esta mayor productividad, y el mayor apoyo de la PAC en forma de diversas ayudas directas y de desarrollo rural, explican su continuo crecimiento. El regadío mediterráneo es una realidad heterogénea, donde encontramos regadíos históricos, extensivos de interior e intensivos, que se describen someramente a continuación.

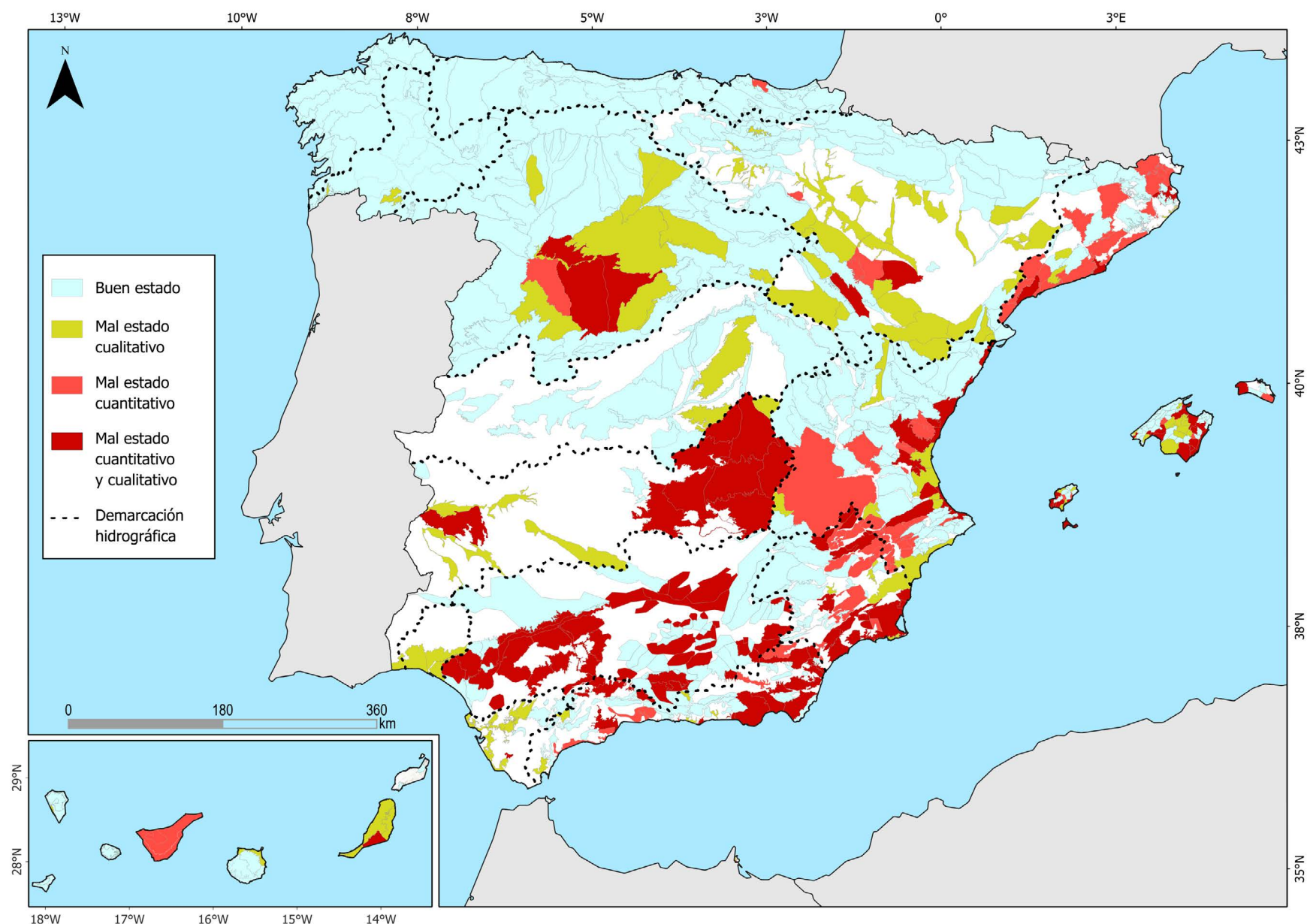
Los regadíos históricos, muchos milenarios, representan la cuarta parte del regadío. Se sitúan en valles fluviales y zonas de montaña, ocupando suelos de alta fertilidad natural. Se dedican preferentemente a huertas y frutales y constituyen agroecosistemas de elevado valor ambiental, con un importante patrimonio etnográfico y cultural, como las acequias tradicionales. Están



Mapa II.2.6. Superficie en regadío en España (2022). Fuente: EEA (2018) y FNCA (2019).



Mapa II.2.7. Zonas vulnerables a contaminación por nitratos y masas de agua contaminadas por nitratos.
Fuente: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2023).



Mapa II.2.8. Situación de las masas de agua subterránea según los planes de tercer ciclo de las Confederaciones hidrográficas. Fuente: MITECO (2025).

en declive por su baja rentabilidad en las condiciones actuales de mercado y su transformación a usos urbanos en zonas periurbanas.

Los regadíos extensivos de interior surgen entre 1940 y 1990 a raíz de los planes públicos de transformación asociados a grandes infraestructuras hidráulicas, como estrategia de desarrollo económico y rural, y también de la explotación de aguas subterráneas en grandes acuíferos de interior. Suponen del orden del 55 % de la superficie total de regadío, dedicándose principalmente a herbáceo y, más recientemente, a olivar o a viñedo. Su rentabilidad es generalmente baja y fuertemente dependiente de las ayudas de la PAC. Generan poco empleo, pero son socioeconómicamente importantes en muchas regiones de interior. Ejercen una fuerte presión sobre ríos, humedales y aguas subterráneas por la gran superficie ocupada, las infraestructuras de captación, los caudales detraídos y la contaminación difusa.

Los regadíos intensivos ocupan un 20 % de la superficie regada, ubicados principalmente en zonas costeras de las demarcaciones del Ebro, Guadiana, Guadalquivir, Júcar y Segura y en la costa andaluza mediterránea y atlántica. En las últimas décadas están experimentando una gran expansión los dedicados a frutales, subtropicales, frutos rojos, flores y hortalizas. Son muy productivos y rentables, pero se basan en una gran dependencia tecnológica y un alto consumo de recursos, causando importantes impactos ecológicos. En el caso de los invernaderos, los recursos naturales se

sustituyen por insumos como fertilizantes, plásticos y sustratos artificiales, de alto consumo energético y elevado impacto ambiental. Aunque predomina la explotación familiar, el proceso productivo, la tecnología y la comercialización a los mercados europeos están controlados por grandes agroempresas (véanse las secciones IV.14 y IV.16, casos de estudio «El regadío como fuente de desarrollo y degradación» y «Encubriendo la desertificación con tecnología: Regadío y desequilibrio hídrico en el sur de España»), que también gestionan explotaciones con mano de obra asalariada precarizada. Su expansión descontrolada ocasiona la roturación de áreas naturales y la degradación de humedales (como el PN de Doñana o la laguna del Mar Menor).

De los milagros a la precariedad

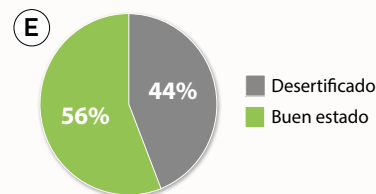
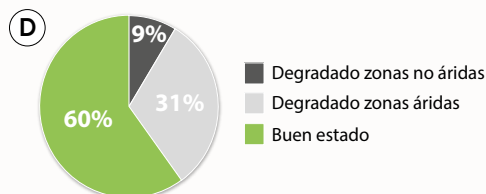
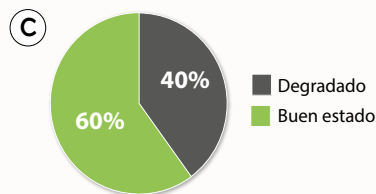
El caudal de desarrollo que traen los regadíos lleva asociados una enorme cantidad de impactos ambientales y sociales. En relación a los sociales, la progresiva tecnificación de la actividad, en búsqueda de la mejora de la eficiencia y de ir sorteando los distintos obstáculos que aparecen en forma de carencias hídricas y nutritivas, requiere un continuo aumento de capital que va dejando el negocio en aquellos agentes con la suficiente capacidad financiera para afrontar estos desembolsos. Respecto a los ambientales, su magnitud llevó a considerar el regadío como uno de los paisajes de

NÚMERO DE MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEA

A	Demarcación hidrográfica	Nº masas de agua total	Nº masas de agua en zonas no áridas	Nº masas de agua en zonas áridas	Masas de agua en zonas no áridas		Masas de agua degradadas en zonas áridas		Masas de agua degradadas		Masas de agua en buen estado	
					nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
	Cuencas internas de Cataluña	67	27	40	15	55,6	28	70,0	43	64,2	24	35,8
	Miño-Sil	24	24	-	2	8,3	-	-	2	8,3	22	91,7
	Galicia-Costa	18	18	-	-	0,0	-	-	-	0,0	18	100,0
	Cantábrico oriental	20	20	-	2	10,0	-	-	2	10,0	18	90,0
	Cantábrico occidental	20	20	-	-	0,0	-	-	-	0,0	20	100,0
	Duero	102	50	52	7	14,0	16	30,8	23	22,5	79	77,5
	Tajo	38	14	24	-	0,0	2	8,3	2	5,3	36	94,7
	Guadiana	25	4	21	1	25,0	18	85,7	19	76,0	6	24,0
	Guadalquivir	119	33	86	10	30,3	45	52,3	55	46,2	64	53,8
	Cuencas mediterráneas andaluzas	90	29	61	7	24,1	32	52,5	39	43,3	51	56,7
	Guaalete y Barbate	22	13	9	7	53,8	7	77,8	14	63,6	8	36,4
	Tinto, Odiel y Piedras	4	1	3	-	0,0	3	100,0	3	75,0	1	25,0
	Segura	64	5	59	-	0,0	43	72,9	43	67,2	21	32,8
	Demarcación Júcar	153	55	98	15	27,3	45	45,9	60	39,2	93	60,8
	Ebro	137	68	69	17	25,0	36	52,2	53	38,7	84	61,3
	Gran Canaria	40	7	33	1	14,3	13	39,4	14	35,0	26	65,0
	Islas Baleares	117	33	84	8	24,2	44	52,4	52	44,4	65	55,6

B CCAA

Extremadura	21	9	12	1	11,1	5	41,7	6	28,6	15	71,4
Castilla-La Mancha	116	32	84	2	6,3	35	41,7	37	31,9	79	68,1
Castilla y León	160	93	67	12	12,9	23	34,3	35	21,9	125	78,1
Aragón	84	32	52	7	21,9	24	46,2	31	36,9	53	63,1
La Rioja	23	11	12	3	27,3	6	50,0	9	39,1	14	60,9
Comunidad de Madrid	12	1	11	-	-	1	9,1	1	8,3	11	91,7
Cantabria	15	15	-	-	-	-	-	-	-	15	100,0
Principado de Asturias	15	15	-	-	-	-	-	-	-	15	100,0
Región de Murcia	53	-	53	-	-	38	71,7	38	71,7	15	28,3
Andalucía	247	75	172	24	32,0	95	55,2	119	48,2	128	51,8
Islas Baleares	118	34	84	9	26,5	44	52,4	53	44,9	65	55,1
Comunidad Valenciana	147	50	97	18	36,0	54	55,7	72	49,0	75	51,0
Cataluña	101	39	62	17	43,6	37	59,7	54	53,5	47	46,5
Comunidad Foral de Navarra	29	19	10	1	5,3	4	40,0	5	17,2	24	82,8
País Vasco	43	37	6	4	10,8	2	33,3	6	14,0	37	86,0
Islas Canarias	40	7	33	1	14,3	13	39,4	14	35,0	26	65,0
Galicia	41	41	-	2	4,9	-	-	2	4,9	39	95,1



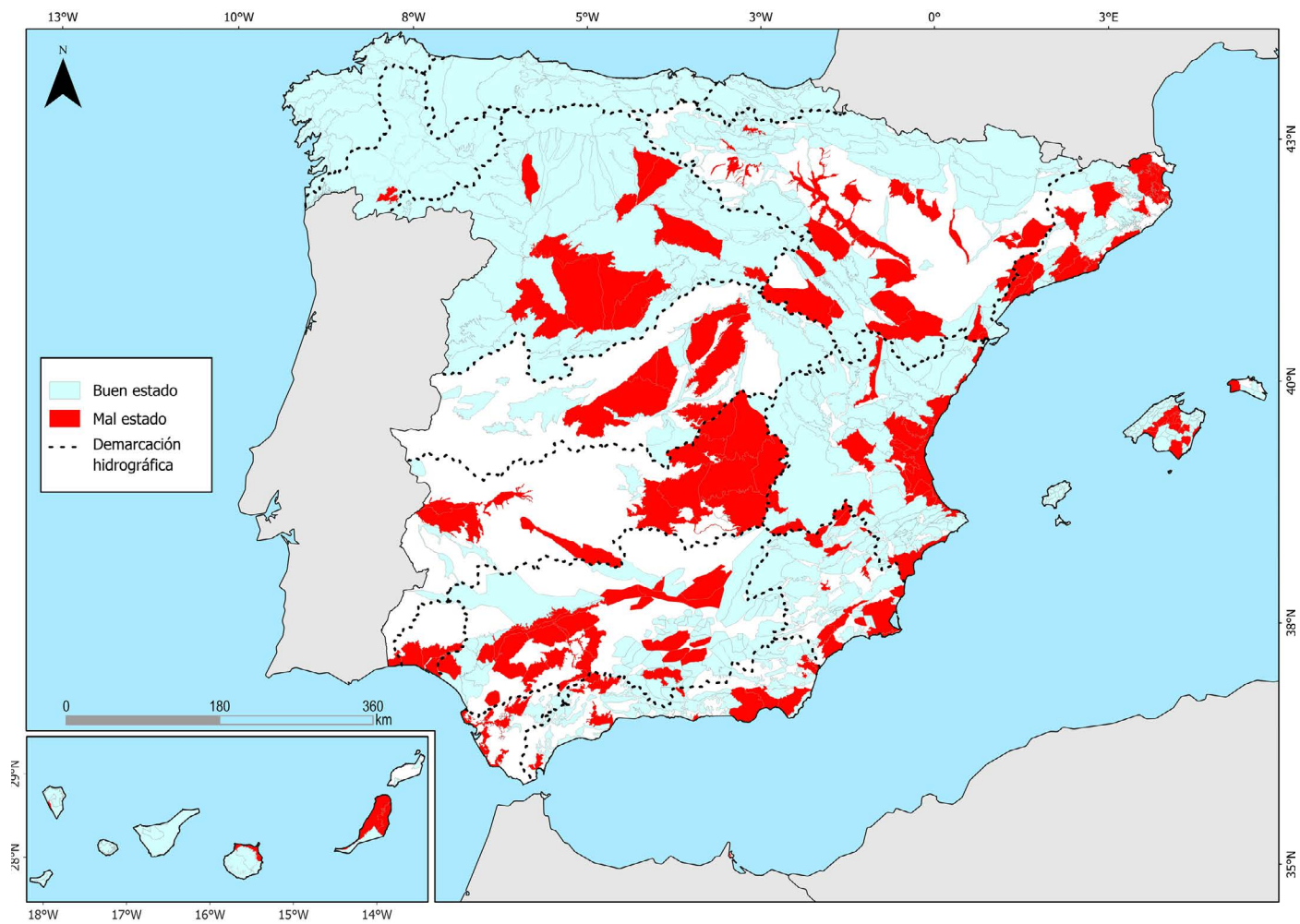
SUPERFICIE MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEA (km²)

F	Demarcación hidrográfica	Nº masas de agua total	Nº masas de agua en zonas no áridas	Nº masas de agua en zonas áridas	Masas de agua en zonas no áridas		Masas de agua degradadas en zonas áridas		Masas de agua degradadas		Masas de agua en buen estado	
					nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
	Cuencas internas de Cataluña	12.203	6234	5969	2543	40,8	4.674	78,3	7.217	59,1	4986	40,9
	Miño-Sil	17.469	17.469	-	289	1,7	-	-	289	1,7	17.180	98,3
	Galicia-Costa	12.608	12.608	-	-	0,0	-	-	-	-	12.608	100,0
	Cantábrico oriental	5647	5647	-	159	2,8	-	-	159	2,8	5488	97,2
	Cantábrico occidental	17.208	17.208	-	-	0,0	-	-	-	-	17.208	100,0
	Duero	78.743	27.941	50.802	1011	3,6	23.848	46,9	24.859	31,6	53.884	68,4
	Tajo	23.705	3778	19.927	-	0,0	3495	17,5	3495	14,7	20.210	85,3
	Guadiana	22.450	236	22.214	31	13,1	21.333	96,0	21.364	95,2	1086	4,8
	Guadalquivir	33.900	4757	29.143	236	5,0	16.948	58,2	17.184	50,7	16.716	49,3
	Cuencas mediterráneas andaluzas	10.290	1753	8537	538	30,7	6070	71,1	6608	64,2	3682	35,8
	Guaalete y Barbate	1891	1033	858	314	30,4	851	99,2	1165	61,6	726	38,4
	Tinto, Odiel y Piedras	1506	65	1441	-	0,0	1441	100,0	1441	95,7	65	4,3
	Segura	13.999	646	13.353	-	0,0	8178	61,2	8178	58,4	5821	41,6
	Demarcación Júcar	40.490	6599	33.891	817	12,4	16.822	49,6	17.639	43,6	22.851	56,4
	Ebro	53.886	26.980	26.906	1144	4,2	18.625	69,2	19.769	36,7	34.117	63,3
	Gran Canaria	6364	385	5979	14	3,6	3717	62,2	3731	58,6	2633	41,4
	Islas Baleares	4515	604	3911	41	6,8	2680	68,5	2721	60,3	1794	39,7

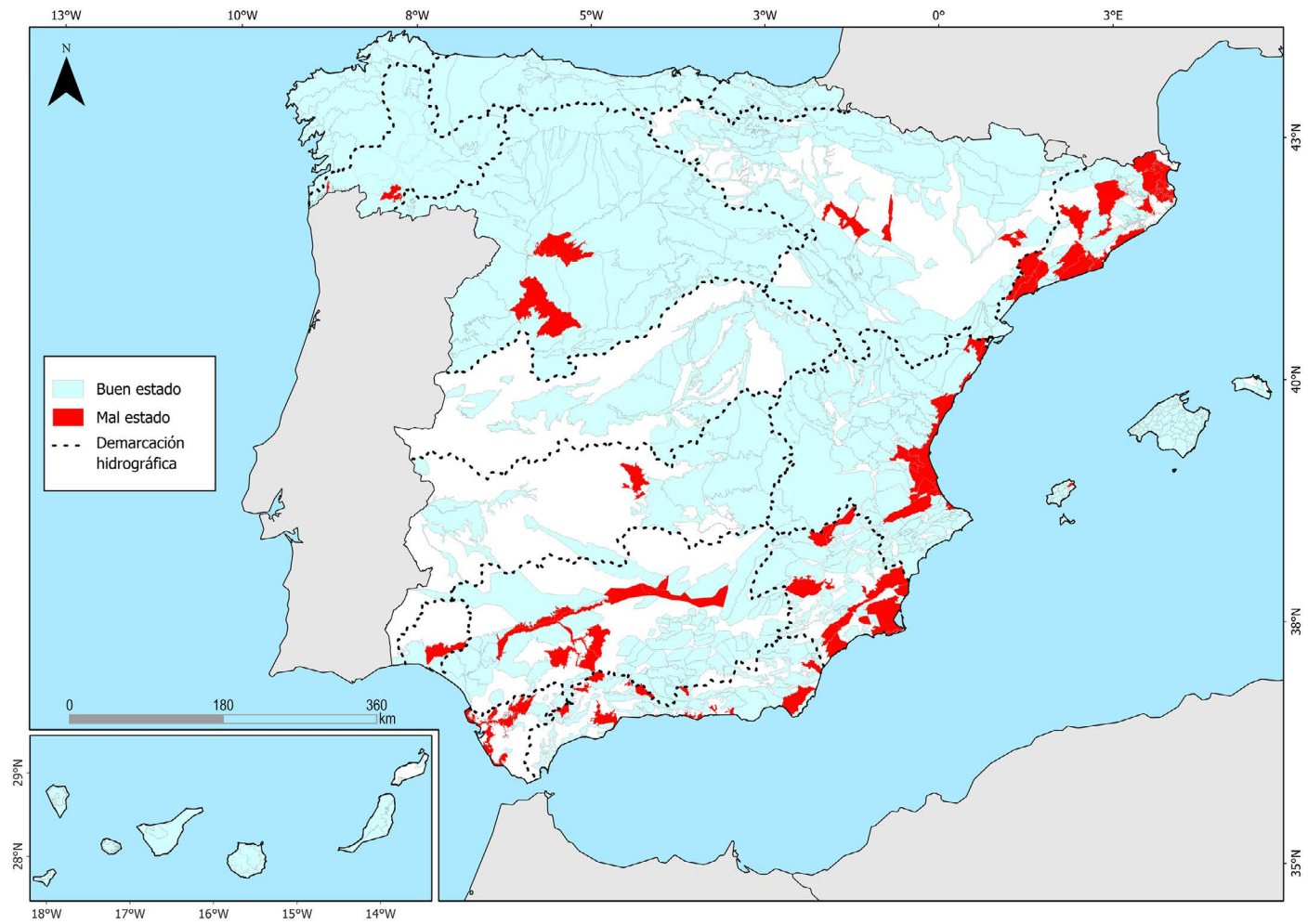
G CCAA

Extremadura	7534	898	6636	27	3,0	3848	58,0	3875	51,4	3659	35,8
Castilla-La Mancha	54.946	4389	50.557	23	0,5	29.707	58,8	29.730	54,1	25.216	91,7
Castilla y León	87.323	35.109	52.214	1084	3,1	24.824	47,5	25.908	29,7	61.415	100,0
Aragón	31.240	11.357	19.883	640	5,6	12.274	61,7	12.914	41,3	18.326	90,0
La Rioja	2555	1342	1213	32	2,4	699	57,6	731	28,6	1824	100,0
Comunidad de Madrid	3988	13	3975	-	0,0	822	20,7	822	20,6	3166	77,5
Cantabria	4636	4636	-	-	0,0	-	-	-	0,0	4636	94,7
Principado de Asturias	10.532	10.532	-	-	0,0	-	-	-	0,0	10.532	24,0
Región de Murcia	7634	-	7634	-	-	5510	72,2	5510	72,2	2124	53,8
Andalucía	48.929	8029	40.900	1103	13,7	26.751	65,4	27.854	56,9	21.075	56,7
Islas Baleares	4612	624	3988	44	7,1	2734	68,6	2778	60,2	1834	36,4
Comunidad Valenciana	21.964	3507	18.457	899	25,6	9.837	53,3	10.736	48,9	11.228	25,0
Cataluña	22.465	11.922	10.543	2703	22,7	7357	69,8	10.060	44,8	12.405	32,8
Comunidad Foral de Navarra	6446	5487	959	26	0,5	739	77,1	765	11,9	5681	60,8
País Vasco	7158	6956	202	278	4,0	12	5,9	290	4,1	6868	61,3
Islas Canarias	6538	386	6152	14	3,6	3828	62,2	3842	58,8	2696	65,0
Galicia	29.234	29.234	-	289	1,0	-	-	289	1,0	28.945	55,6

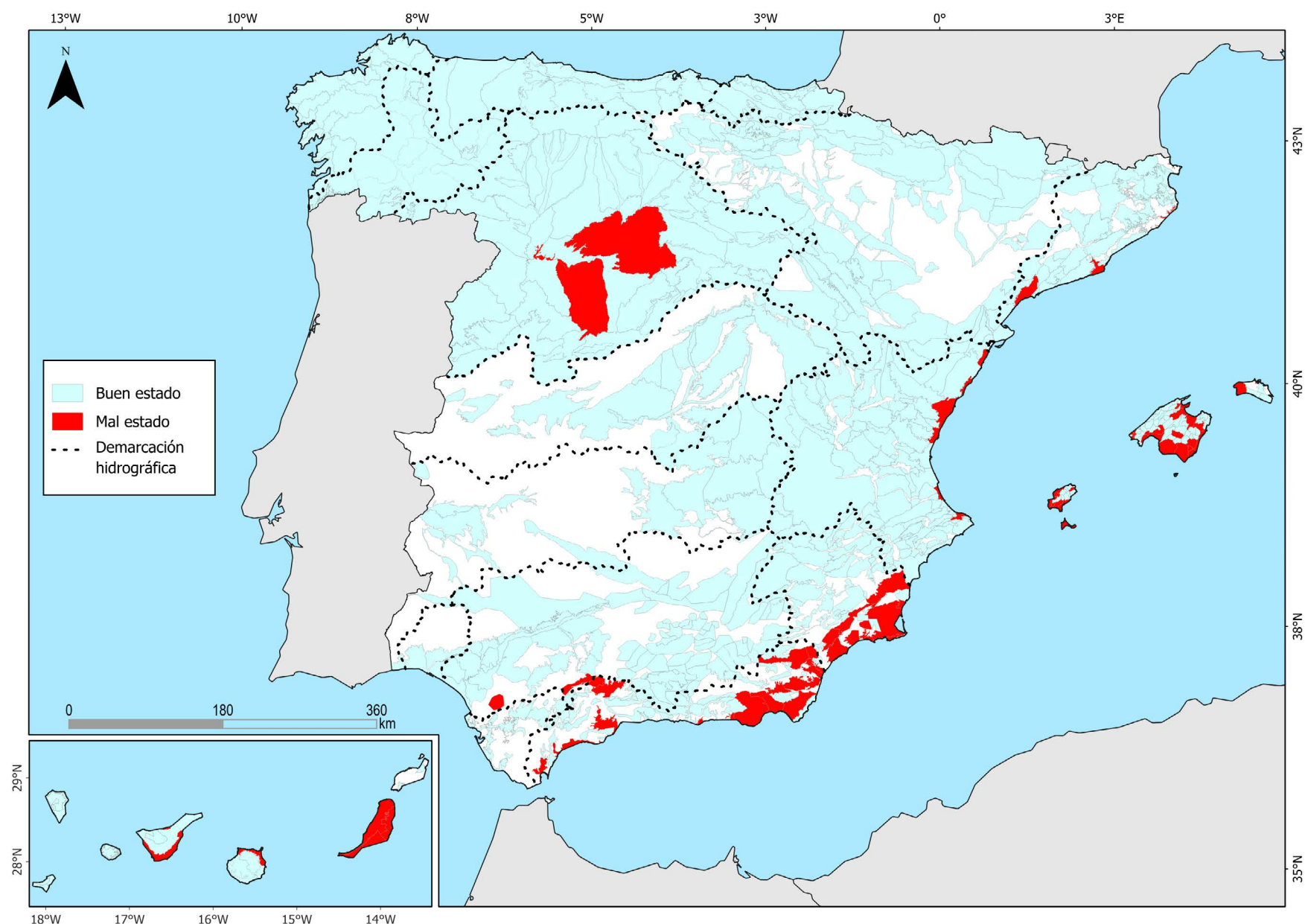
Figura II.2.4. Masas de agua degradadas, desertificadas y en buen estado a escala nacional, por demarcación hidrográfica y por CCAA. *Degradado* hace referencia a las masas de agua degradadas en zonas no áridas y *desertificado* hace referencia a las masas de agua degradadas en zonas áridas.



Mapa II.2.9. Masas de agua contaminadas por nutrientes. Fuente: MITECO (2025).



Mapa II.2.10. Masas de agua contaminadas por pesticidas y otras sustancias. Fuente: MITECO (2025).



Mapa II.2.11. Masas de agua contaminadas por intrusión marina. Fuente: MITECO (2025).

desertificación bajo la denominación «sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación» (figura IV.1.1).

Dicha consideración incluye de pleno el problema del agua en el contexto de la desertificación. La reciente actualización del PAND, es decir, la Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España, señala tres variantes del mencionado paisaje: (i) La agricultura costera dependiente de aguas subterráneas; (ii) Nuevas superficies de cultivos leñosos en regadío; y (iii) Esquemas de riego continentales y zonas con problemas de salinización de suelos.

La huella de la agricultura y de la ganadería se deja sentir en forma de contaminación por nitratos. La causa de esta contaminación difusa, que supone el deterioro de las aguas subterráneas y superficiales, tiene que ver con el uso incorrecto de fertilizantes y los vertidos incontrolados de purines de explotaciones ganaderas. En numerosas zonas se superan los límites establecidos en la Directiva Nitratos (50 mg por litro; véase mapa II.2.7) lo que provoca que muchas masas de agua subterráneas estén contaminadas por este motivo (véase mapa II.2.10). El mapa recoge, además, las zonas que desaguan en aguas contaminadas o con riesgo de contaminación.

El aumento del consumo de agua en la agricultura, concentrado en determinadas zonas, junto con el aumento de la frecuencia e intensidad

de las sequías en la región –que a su vez incentiva el modelo de regadío para prevenir el fallo de cosechas–, está provocando el deterioro de los estados cuantitativo y cualitativo de las masas de agua subterránea (mapa II.2.8), con las descritas sobre ecosistemas dependientes y usos tradicionales del agua. Las consecuencias de este progresivo descenso piezométrico han sido (i) la desconexión de la interacción agua superficial - agua subterránea, indicada porque el caudal de los principales ríos ganadores (aquellos que reciben agua subterránea) ha disminuido paulatinamente, e incluso ha cesado en algunos tramos o en todo el río, y la mayoría de humedales dependientes (sobre todo aquellos que son afloramientos de agua subterránea) han desaparecido o están en retroceso; (ii) el caudal de muchos manantiales de las cuencas del sur y este peninsular ha disminuido y algunos se han secado, y (iii) el aporte estival o durante periodos de sequía a embalses cada vez está más menguado.

El mapa de arriba engloba las diversas formas de degradación de las aguas subterráneas. En relación al descenso piezométrico, el 27 % de las masas de agua subterránea en España está en mal estado cuantitativo debido fundamentalmente a las extracciones masivas realizadas. Afecta a más del 50 % de las masas en las cuencas del Segura, Guadiana y las internas de Cataluña, así como a un tercio en cuencas del tamaño del Guadalquivir, Segura, Duero, Ebro y Júcar.

Como se aprecia en la figura II.2.4, el 40 % de las masas de agua subterráneas están degradadas. Si nos centramos exclusivamente en las zonas áridas, se observa que el porcentaje de masas de agua desertificadas es el 44 %. En algunas demarcaciones hidrográficas la situación es aún más preocupante. En la del Guadiana la degradación afecta al 76 % de las masas de agua subterránea y el 86 % están desertificadas, es decir, son masas de agua degradadas en las zonas áridas de esa demarcación. Los porcentajes en Guadalete y Barbate son de 63,6 % y 78 % respectivamente y en la DH del Segura del 67,2 % y 73 %.

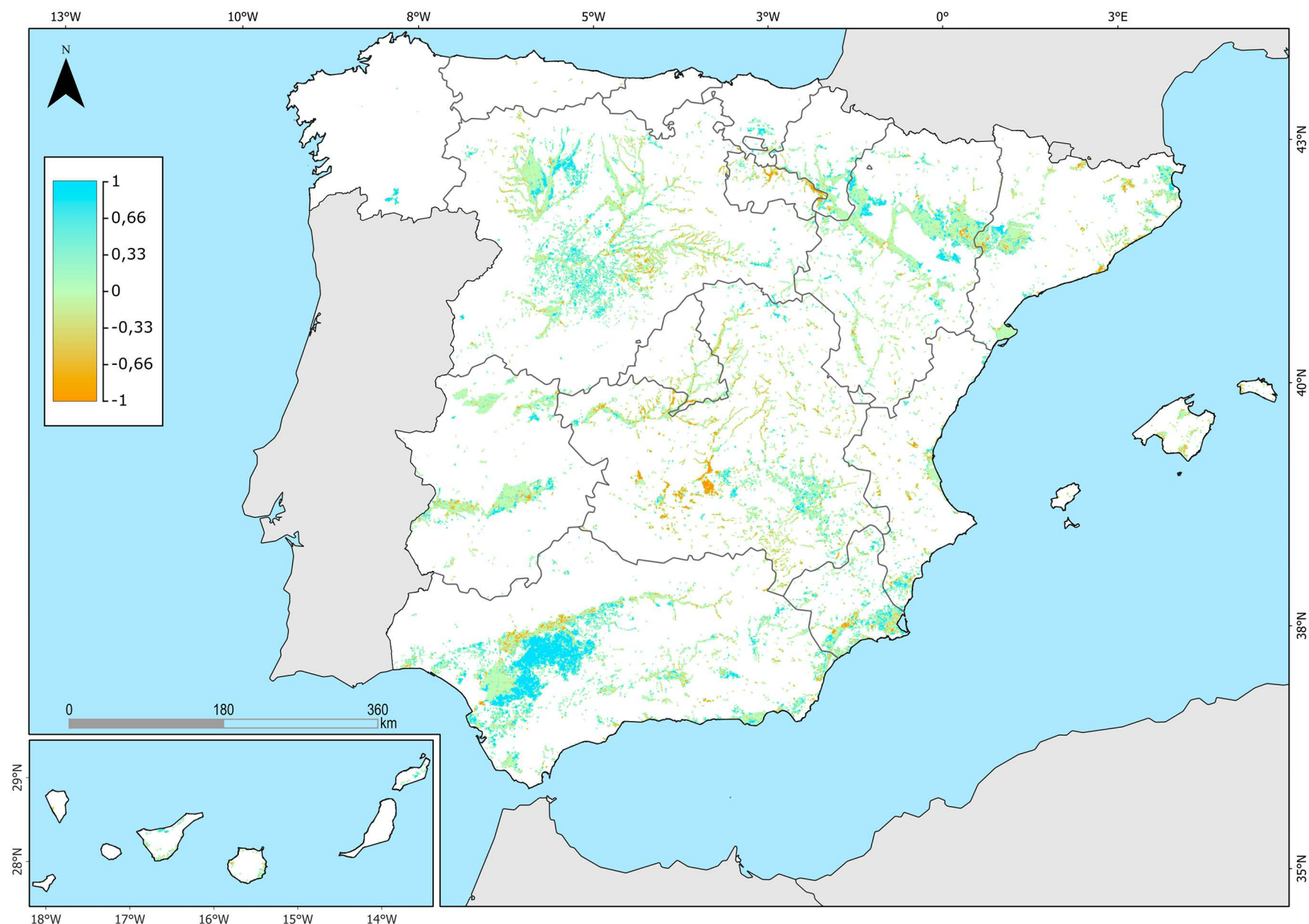
La calidad del agua subterránea también se ha deteriorado en la mayoría de los acuíferos. La calidad depende de varios factores superpuestos, desde fuerzas atmosféricas nada despreciables en el sur y este peninsular hasta actuaciones humanas, pasando por la importante influencia geológica en muchos casos. Lo más evidente es el deterioro de la calidad por la contaminación agrícola, urbana e industrial, a la que se suma el control geológico asociado a la presencia de determinadas formaciones geológicas de diferente edad que incluyen sales solubles de origen evaporítico. A mayor volumen de agua, mayor dilución y menor salinidad, y viceversa. Esto quiere decir que la extracción de agua subterránea implica reducir la fracción de disolvente que permite disolver la misma

masa de sales, lo que implica un aumento de la concentración de la salinidad. A esto se suma la edad del agua, que implica más tiempo para disolver sales. Este es el motivo por el que el agua subterránea profunda asociada a líneas de flujo más antiguas suele tener más salinidad que el agua más somera, como la extracción de agua subterránea cada vez más profunda evidencia un ilusorio mayor deterioro cuando en realidad es un proceso natural.

La explotación excesiva y no adecuadamente localizada de agua subterránea conlleva otros procesos de degradación inducidos, como la intrusión de agua marina en los acuíferos costeros, o la movilización de aguas salinas y salmueras congénicas a la formación geológica u otras aguas antiguas no demasiado salinas, pero con elementos radiactivos asociados a una muy larga interacción agua-roca. Los acuíferos profundos carbonatados triásicos del Campo de Dalías, en el sur oeste de Almería, están sometidos a una fuerte explotación que ha producido intrusión de agua marina. Episodios históricamente estacionales de intrusión marina se documentan en la mayoría de los pequeños acuíferos aluviales costeros de edad Plioceno-Cuaternario desde Málaga a Valencia, los cuales solían remitir en la época de lluvias con el llenado del acuífero. La intensificación no estacional de la extracción y la aridificación por combinación climática han conducido a la



Figura II.2.5. A. Tendencia del total de las tierras de cultivo y del regadío. B. Tendencias de los principales cultivos leñosos en regadío. C. Evolución del viñedo en seco y regadío. D. Evolución del olivar en seco y regadío. Fuente: elaboración propia a partir de MAPA (2025).



Mapa II.2.12. Cambios en la superficie de regadío entre 1990 y 2018. Fuente: elaboración propia a partir de EEA (2018).

ruptura de la estacionalidad para pasar a un estado permanente de afectación variable por intrusión de agua marina.

Los siguientes mapas muestran distintos atributos de degradación. Las aguas subterráneas se pueden contaminar por nutrientes, por múltiples sustancias químicas (como es el lixiviado de pesticidas aplicados en los campos de cultivo) o por intrusión marina, como consecuencia de bombeos excesivos en los acuíferos costeros.

La brecha hídrica, una cuestión humana aventada por las sequías

Ante la escasez hídrica que supone el cambio climático, en forma de sequías más recurrentes y agudas y una aridez en aumento, replegarse sería la respuesta más lógica. Es decir, si hay menos recursos disponibles debido a que hay menos agua, lo sensato sería preservar los recursos hídricos que quedan y gestionar el agua de la mejor manera posible. Sin embargo, hacemos justo lo contrario. La penalización en el rendimiento agrícola de la falta de lluvias impulsa la conversión del secano en el regadío, y la eficiencia se interpreta en términos exclusivamente técnicos, con una mirada concentrada en parcela de cultivo. Expandimos las tierras de regadío con el fin de ratificar el tótem de la seguridad alimentaria, aunque buena parte

de la producción agraria se exporta y, a nivel territorial, por más eficientes que sean los sistemas de riego, consumimos más agua: lo que se ahorra en una parcela se utiliza para poner otra en riego.

Este tipo de actuaciones confirma que no logramos abandonar el modelo de oferta de agua. Se generan nuevas necesidades y aunque hemos mejorado la gestión de los recursos hídricos, la brecha hídrica –la diferencia entre la demanda de agua y los recursos disponibles– no deja de abrirse. Es cierto que esta brecha se explica en parte por una disminución de los aportes de agua, puesto que las precipitaciones son menores –y además cada vez se reparten peor– y el aumento de la aridez explica que parte del agua se evapore en mayor medida, pero no lo es menos el hecho de que somos una sociedad adicta al agua. Cuanta más consumimos, más necesitamos.

El aumento de rendimientos del regadío respecto al secano, la seguridad de las cosechas, el acceso a unos mercados casi exclusivos y el temible cambio climático explican por qué el regadío no ha parado de crecer en España en las últimas dos décadas, convirtiéndose en un fuerte pilar económico y el refugio de una agricultura que busca sobrevivir en situaciones cada vez más competitivas. El regadío contribuye sustancialmente al saldo de nuestra balanza agroalimentaria, que ha alcanzado los 18.000 millones de euros positivos en 2021 (con una exportación récord de 68.000 millones de euros en 2023), convirtiendo a España en la séptima potencia agroalimentaria.

Esta bonanza económica cuenta con un fuerte respaldo social y tiene un reclamo electoral enorme. Puestos a defenderlo, algunos lo consideran una barrera contra la desertificación, lo cual no tiene mucho sentido desde el punto de vista biofísico –puede ser justo lo contrario, al agudizar el déficit hídrico del lugar–, pues, como ya se ha dicho, la desertificación no es la expansión del desierto, pero sí es un discurso válido en términos de desarrollo económico y lucha contra la pobreza si ese desarrollo económico no es efímero y solo favorece a una pequeña parte de la población (que incluso puede residir fuera del lugar donde esté esa agricultura).

Como muestra la figura II.2.5, la tierra total cultivada en España ha disminuido en las últimas dos décadas, mientras que la superficie regada ha aumentado significativamente en los últimos 15 años, alcanzando en 2022 las 3.862.811 ha. Durante esas décadas la tendencia al alza solo se vio alterada en 2006 y 2010, con ligeros descensos del 2 % y del 0,4 %, respectivamente, como consecuencia de las sequías sufridas en 2005 y 2009. A partir del año 2009 no se observa ninguna disminución de la superficie regada.

El aumento de la superficie regada en España no ha sido homogéneo territorialmente. Algunas regiones han aumentado su superficie regada, mientras que otras la han disminuido. La comunidad autónoma que mayor aumento de superficie regada ha registrado en el periodo 2004-2021 (considerando valores promedios) es Andalucía, con 183.240 hectáreas. Le sigue Castilla-La Mancha (119.132 ha), Extremadura (80.810 ha), Castilla y León (32.221 ha), Aragón (32.999 ha) y Cataluña (26.538 ha).

El mapa II.2.12 muestra los cambios en el regadío considerando las variaciones registradas por el CORINE entre 1990 y 2018. Los valores inferiores a cero denotan disminución de la superficie de regadío, y los valores positivos, un aumento. Un valor de 0,5 significa que la mitad del píxel considerado ha cambiado a regadío. Como se aprecia, en el valle del Guadalquivir se concentran los mayores incrementos de regadío.

Si a este patrón le añadimos el más coyuntural de la presión turística en el periodo de más escasez del año (véase caso de estudio «Turismo y estrés hídrico: una preocupante convergencia en tiempo y espacio»), podemos vislumbrar episodios de colapso hídrico. No podemos olvidar el episodio acaecido en febrero de 2024, cuando la larga sequía obligó a establecer un plan de suministro de agua a la ciudad de Barcelona mediante barcos cisterna. El contexto climático en el que nos encontramos demanda una exquisita planificación territorial para gestionar de manera adecuada unos recursos hídricos que deben mantener tanto los ecosistemas como la economía, principalmente el sector agrario, que es su mayor usuario. Para ello se necesita mejorar la eficiencia socioambiental de los recursos

hídricos, es decir, que los recursos vayan donde maximicen su utilidad tanto ambiental como social. Ello incluye la agricultura de regadío, pero también otros aspectos como la distribución de la riqueza o los servicios ecosistémicos.

Lecturas recomendadas

- DE STEFANO, L., J. M. FORNÉS, J. A. LÓPEZ-GETA, and F. VILLARROYA. 2015. «Ground-water Use in Spain: An Overview in Light of the EU Water Framework Directive.» *International Journal of Water Resources Development* 31(4):640-56. doi: 10.1080/07900627.2014.938260.
- EC-European Commission. 2000. WFD 2000 Directive 2000/60/EC.
- Embalses.net. 2024. «Agua embalsada En España.» Retrieved March 3, 2024 (<https://www.embalses.net/>).
- FNCA. 2019. *Agricultura mediterránea y agua. Algunas claves*. Zaragoza.
- GARTZIA GONZÁLEZ, R. (2024). Modelos dinámicos integrados para el estudio de sistemas agrarios intensivos costeros dependientes del agua subterránea [Tesis doctoral, Universidad Católica San Antonio de Murcia]. Repositorio UCAM. <http://hdl.handle.net/10952/9010>
- KUZMA, Samantha, Marc BIERKENS, Shivani LAKSHMAN, Tianyi LUO, Liz SACCOCCIA, Edwin SUTANUDAJA, and Rens BEEK. 2023. «Aqueduct 4.0: Updated Decision-Relevant Global Water Risk Indicators.» World Resources Institute, August. <https://doi.org/10.46830/writn.23.00061>.
- LAMO DE ESPINOSA, Jaime, and Alberto GARRIDO. 2024. Regadío y seguridad alimentaria. La situación en España. edited by J. Lamo De Espinosa and A. Garrido. Almería, España: Cajamar Caja Rural.
- LÓPEZ GUNN, Elena, and Elisa VARGAS AMELIN. 2020. «La gobernanza del agua subterránea y la seguridad hídrica en España.» *Estudios sobre la Economía Española* 40:26.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., J. OLCINA, R. GARTZIA, E. GUIRADO, J. IBÁÑEZ, and F. T. MAESTRE. 2023. «Uberizing Agriculture in Drylands: A Few Enriched, Everyone Endangered.» *Water Resources Management* 38:193-214. doi: 10.1007/s11269-023-03663-1.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, Jaime, Jorge OLCINA, Gonzalo DELACÁMARA, Emilio GUIRADO, and Fernando T. MAESTRE. 2023. «Complex Policy Mixes Are Needed to Cope with Agricultural Water Demands Under Climate Change.» *Water Resources Management* 37:2805-2834. doi: 10.1007/s11269-023-03481-5.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2024. «Planes hidrológicos y programa de medidas.» Retrieved March 3, 2024 (<https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>).
- OLCINA CANTOS, J. 2024. Water Planning and Management in Spain in a Climate Change Context: Facts and Proposals. *Geographical Research Letters* 50(2):3-28. doi: 10.18172/cig.6453.

II.3. El suelo, la materia prima vital

Una de las imágenes más certeras de la desertificación es aquella en la que se aprecian los barrancos y cárcavas que las lluvias abren en terrenos de cultivo desprotegidos de cubierta vegetal, con cierta pendiente y recién arados. En efecto, la erosión, la pérdida de suelo, es una de las principales señas de identidad de la desertificación. Ello no es óbice para que incluyamos otras casuísticas y procesos de degradación, como las ya mencionadas aguas subterráneas. La erosión ha sido el emblema de la desertificación en el Mediterráneo y, aunque no debe acaparar toda nuestra atención, tampoco podemos minimizarla.

Se dice que un suelo es saludable cuando tiene capacidad para funcionar como un ecosistema vivo y dinámico que sostiene a plantas, animales y seres humanos. Esta salud depende del estado físico, químico y biológico del suelo, lo que determina su capacidad para prestar servicios ecosistémicos esenciales. Se utilizan estos términos porque el suelo es el albergue de multitud de seres vivos. Es un hábitat único que alberga cerca del 60 % de la biodiversidad terrestre, siendo la base de los ecosistemas que existen sobre él.

Uno de sus papeles más importantes es la contribución a la regulación del clima. Los suelos almacenan grandes cantidades de carbono, lo que ayuda a reducir los niveles de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera y mitigar el cambio climático. Además, los suelos actúan como filtros naturales, purificando el agua al eliminar impurezas y contaminantes mientras esta se infiltra, lo que contribuye a preservar la calidad del agua subterránea y superficial. También regulan el ciclo hidrológico, influyendo en la disponibilidad de agua en los ecosistemas y ayudando a prevenir inundaciones y garantizar un suministro sostenible.

No obstante, prácticas de uso del suelo no sostenibles –como la deforestación o la agricultura intensiva– degradan el suelo y liberan ese carbono almacenado, agravando el calentamiento global. Con ello se deterioran todas esas funciones silenciosas, pero imprescindibles para la vida y, como no, para la agricultura. A esa degradación la llamamos desertificación, porque el territorio, tras esta grave pérdida, disminuye su fertilidad y se parece cada vez más a un desierto.

Lo que a la naturaleza le llevó siglos o milenios construir, podemos destruirlo en cuestión de minutos cuando maltratamos el terreno y lo dejamos expuesto a los agentes erosivos. Reponer este desastre con fertilizantes no es más que una tirita que no puede contener la hemorragia producida. Puede que a corto plazo podamos engañarnos, pero las consecuencias son muy duraderas. Es necesario cuidar el suelo, nuestro gran aliado en la lucha contra el cambio climático y un verdadero seguro alimentario.

Algo más que el soporte de los cultivos

En general, percibimos el suelo como un sustrato inerte que sirve, básicamente, para que las cosas tengan donde apoyarse. En el caso de la agricultura imaginamos una función algo más sofisticada. Allí se anclan las raíces de los cultivos, y absorben una serie de elementos que les permiten crecer. Pero no mucho, porque con frecuencia al suelo se le añaden una serie de aditivos –fertilizantes y agua– si queremos que los rendimientos se ajusten a la demanda de los mercados. Si escarbamos un poco, puede que veamos, con espanto, que algún ser de aspecto crujiente o baboso se enrosca y desaparece entre los vericuetos. Así que el suelo es un sumidero de desconocimiento, y no solo si nos referimos a un público generalista. En realidad, los científicos están empezando a descubrir la fascinante vida que encierra ese mundo subterráneo.

Si exploramos el suelo en sus primeros centímetros –un suelo sano, el que haya bajo unos árboles, el de un huerto cultivado de manera tradicional o el de un pastizal de montaña–, no daríamos crédito a toda la vida que lo habita. Lejos de ser una masa homogénea, está compuesto de estructuras integradas en estructuras que, a su vez, se integran en otras estructuras, a modo de muñecas matryoshka. Las lombrices de tierra, las raíces de las plantas y los hongos crean terrones –que se mantienen compactos con las fibras y diversos compuestos aglomerantes y adhesivos que ellos mismos producen– denominados agregados.

Dentro de estos pequeños agregados, otros animalillos, más pequeños, como los ácaros y los colémbolos, crean terrones menores. En el interior de estos últimos, las bacterias y sus microscópicos depredadores forman

agregados aún más pequeños. Entre estos terrones hay recovecos de diversas condiciones dependiendo de los complejos químicos y la cantidad de agua que haya. Esto significa millones de nichos diminutos que pueden explotar las diferentes especies. Son mundos fractales, lo que implica estructuras consistentes, independientemente de la escala con la que se observe. A la complejidad espacial se une la temporal, puesto que las características de cualquiera de estas estructuras, anidadas unas en otras, cambia si está seco o mojado, si el pelo de una raíz irrumpe liberando un cóctel de sustancias determinado, o si aparece un animal excavador, como una lombriz o un topo, abriendo huecos por los que circula el aire.

Solo comprendiendo la vida que se esconde en un suelo seremos capaces de gestionarlo para que sea la base de nuestra alimentación sin destruir los cimientos en los que ha medrado nuestra civilización. Prácticas como la solarización, que consiste en humedecer el suelo para después cubrirlo con plástico durante el verano, a fin de incrementar las temperaturas que permitan destruir a la mayoría de los fitopatógenos, insectos y malas hierbas, o triturar la estructura del suelo y exponerla a lluvias torrenciales, muestran una visión un tanto primaria de lo que representa un suelo sano. Con unas orejeras cortoplacistas aniquilamos el principal sustento de la vida en los ecosistemas terrestres.

Distintos tipos de suelos

El suelo resulta de la interacción de los denominados factores formadores: material parental (rocas y formaciones superficiales), clima (temperatura, precipitación...), organismos vivos (las plantas, animales, microorganismos

Historias sorprendentes bajo nuestros pies



Todo este mundo del que solo alcanzamos a comprender algunos de sus elementos y de sus interacciones contiene datos e historias de lo más sorprendente. Por ejemplo, **en una hectárea de suelo sano, cubierto de hierba, puede haber unos ocho mil kilómetros de túneles perforados por las lombrices** (uno de esos bichos que tanta repulsión nos produce), que **contribuyen a airear el suelo y a que el agua circule subterráneamente, lo que disminuye la escorrentía superficial y, por ende, la erosión** (se estima que estas pequeñas obras de ingeniería reducen la tasa de erosión a la mitad).



Otro hecho que a los humanos nos puede resultar muy llamativo, dada nuestra vocación por acaparar y almacenar, es que **las plantas liberan a la tierra entre el 10% y el 40% de los azúcares que producen**. Esta donación viene acompañada de complejas transformaciones bioquímicas, que resultan en moléculas con nombres tan rocamboleros como 2,4-dihidroxi-7-metoxi-2H-1,4-benzoaxzin-3(4H)-ona. La estrategia no es gratuita. Se trata de una **evolucionada forma de simbiosis entre las plantas y los microorganismos con los que interaccionan**. Las plantas, sintetizando unos compuestos y no otros, favorecen el crecimiento de los microorganismos que más le conviene para su supervivencia.

Los colémbolos (Collembola) son **pequeños artrópodos hexápodos que forman parte de la fauna del suelo y se consideran unos de los organismos más abundantes en los ecosistemas terrestres**. No son insectos propiamente dichos, aunque están relacionados con ellos. Se caracterizan por su **tamaño reducido** (generalmente entre 0,2 y 6 mm), la **presencia de una estructura llamada fúrcula en su abdomen**, que les permite dar saltos rápidos para escapar de los depredadores, y su **papel fundamental en la descomposición de materia orgánica y el reciclaje de nutrientes**. Aunque la mayor parte de la humanidad desconoce su existencia, **son esenciales para que estemos vivos**. Se encargan de entretelar toda la red trófica del suelo (contribuyendo a la formación del humus y a la fertilidad del suelo), actuando como una especie de canal que conecta gran parte de la vida en la Tierra.



Bajo el suelo hay zonas de enorme importancia para el *Homo sapiens*. **El distrito que ocupan las hormigas se denomina mirmecosfera, y la que rodea las raíces de las plantas es la rizosfera**. Esta es una **especie de aparato digestivo de las plantas** puesto que los sistemas microbianos que las habitan –favorecidos por la inyección de nutrientes mencionada más arriba– **descomponen la materia orgánica en compuestos más simples** que las plantas pueden absorber, capturan hierro, fósforo y otros elementos, y son capaces de convertir el nitrógeno atmosférico en nitrógenos mineral que pueden usar las plantas.

El **olor de la tierra que percibimos cuando llueve**, denominado **petricor**, se debe a un orden de bacterias llamado Actinomycetales. Cada suelo tiene su propia huella aromática, dependiendo de su comunidad bacteriana.



y el propio hombre), topografía y tiempo. El mapa litológico representa la distribución de ese primer factor, las diferentes litologías o tipos de rocas en la superficie terrestre. A diferencia de un mapa geológico, que muestra estructuras y edades de las formaciones rocosas, el mapa litológico se centra en la composición de las rocas y sedimentos superficiales, que influyen en los suelos, la vegetación y los usos del territorio. España presenta una gran variedad de dominios litológicos debido a su compleja historia geológica. Se pueden distinguir cuatro principales: silíceo, calcáreo, arcilloso y volcánico, como se ve en el mapa.

El dominio silíceo, presente en Galicia, el Sistema Central, Extremadura y Sierra Morena, está compuesto por rocas ígneas y metamórficas como granitos y cuarcitas, generando suelos ácidos y pobres en nutrientes con bosques de robles y castaños. El dominio calcáreo, extendido por la Cordillera Cantábrica, los Pirineos, el Sistema Ibérico, las Cordilleras Béticas y Baleares, se caracteriza por rocas sedimentarias como calizas y dolomías, relieves kársticos y suelos más fértiles donde predominan encinas y sabinas. El dominio arcilloso, localizado en la depresión del Ebro, la submeseta norte y sur, el Guadalquivir y algunas áreas del Levante, presenta suelos fértiles, pero con problemas de drenaje, favoreciendo cultivos como cereal, olivo y vid. Por último, el dominio volcánico, exclusivo de las islas Canarias y presente en zonas como cabo de Gata (Almería) y La Garrotxa (Girona), cuenta con suelos jóvenes y fértiles de origen basáltico, ideales para cultivos adaptados como la vid en Lanzarote.

Sobre este material originario van actuando el resto de los factores formadores (clima, topografía y seres vivos) a lo largo del tiempo. La influencia del material originario se manifiesta en propiedades edáficas como la textura, la reacción del suelo, la pedregosidad, el color, etc., siendo muy evidente en algunos grupos de suelos y en suelos jóvenes en general.

El clima es un factor siempre esencial que influye directamente mediante las precipitaciones y las temperaturas e indirectamente a través de la vegetación. Por ello hay una cierta distribución zonal en los suelos en el mundo. La temperatura y la precipitación influyen en los procesos de alteración y transformación mineral, modificando la velocidad de muchas reacciones químicas que se dan en el suelo. La temperatura condiciona el tipo de meteorización, predominantemente física con bajas temperaturas, más química con altas temperaturas. La disponibilidad de agua y su flujo influye sobre gran cantidad de procesos edáficos, movilizándolo e incluso eliminando componentes del suelo.

A diferencia del clima, la influencia del relieve en la formación de los suelos es local, pues está relacionada con la posición y los rasgos topográficos concretos del lugar. En general, las superficies horizontales, de suave pendiente o estables geomorfológicamente, permiten la acción eficaz de los procesos de edafogénesis. En cambio, en las superficies de fuerte pendiente o inestables por su posición topográfica (como fondos de valle o llanuras de inundación), el suelo se rejuvenece continuamente por erosión o cumulación, lo que limita su desarrollo. Según las características de la forma del relieve (inclinación, longitud, orientación de la ladera) y por la posición del suelo en la misma, los efectos pueden ser distintos.

En España, según la cartografía elaborada por el European Soil Data Center (ESDAC) en el *Soil Atlas of Europe*, reflejan una gran diversidad ligada tanto a la complejidad climática como a la geológica del territorio. En el centro y sur peninsular predominan los suelos calizos, especialmente calcisoles y luvisoles, formados en ambientes donde el carbonato cálcico juega un papel determinante en la estructura y fertilidad del suelo. En las regiones más áridas y esteparias, particularmente en el sureste, son frecuentes los suelos poco desarrollados como regosoles o arenosoles, que se caracterizan por su baja capacidad de retención hídrica y escasa cobertura vegetal, lo que los hace más vulnerables a la desertificación. En contraste, las áreas montañosas del norte y el centro albergan suelos más ácidos, como los podzoles,

desarrollados sobre rocas silíceas bajo climas más húmedos, y que suelen presentar limitaciones para la agricultura intensiva. En zonas específicas, como humedales o depresiones, aparecen suelos orgánicos como los histosoles, ricos en materia orgánica, aunque su extensión es reducida. En conjunto, esta variedad refleja cómo los suelos españoles responden a gradientes climáticos y geológicos muy marcados, y pone de manifiesto tanto su potencial productivo como sus limitaciones y riesgos de degradación, especialmente en un contexto de cambio climático y presión antrópica creciente.

Medir la salud del suelo

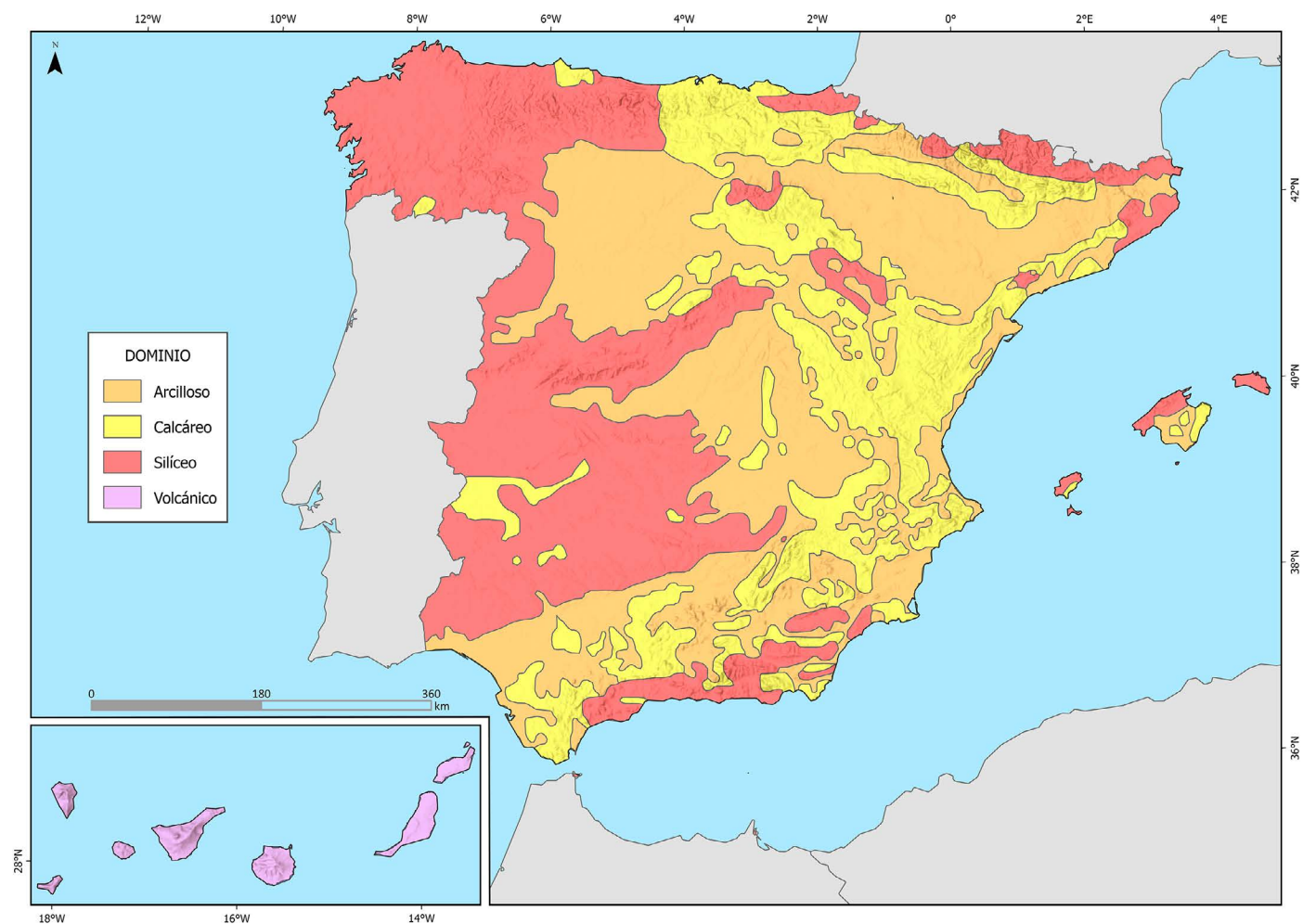
Como se dice al principio de este capítulo, el suelo es mucho más que un mero soporte o un depósito de nutrientes para los cultivos. Así, por ejemplo, en el suelo encontramos el mayor reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres, que, por tanto, desempeñan un papel esencial en el ciclo global del carbono y en la regulación del cambio climático. El carbono del suelo puede encontrarse en formas orgánicas e inorgánicas. Una distinción importante entre ambas es que el carbono inorgánico tiene un potencial de permanencia en el suelo mucho mayor que el carbono orgánico.

Tanto la biodiversidad como el carbono orgánico del suelo (COS), íntimamente relacionados a través de numerosos procesos (ej., descomposición de la hojarasca y la materia orgánica), juegan papeles fundamentales en la regulación y mantenimiento de los ecosistemas. El carbono orgánico es indispensable para la regulación del clima y el mantenimiento de la estabilidad al suelo, la disponibilidad de nutrientes para plantas, la capacidad de retención de agua y la biodiversidad del suelo, ya que proporciona el principal hábitat a los organismos edáficos. A su vez, el conjunto de organismos del suelo, formado por microorganismos y meso, macro y microfauna, desempeña un papel básico en la funcionalidad de los ecosistemas terrestres, tanto en el establecimiento de los ciclos biogeoquímicos como en la formación de la estructura de los suelos y el mantenimiento de su fertilidad.

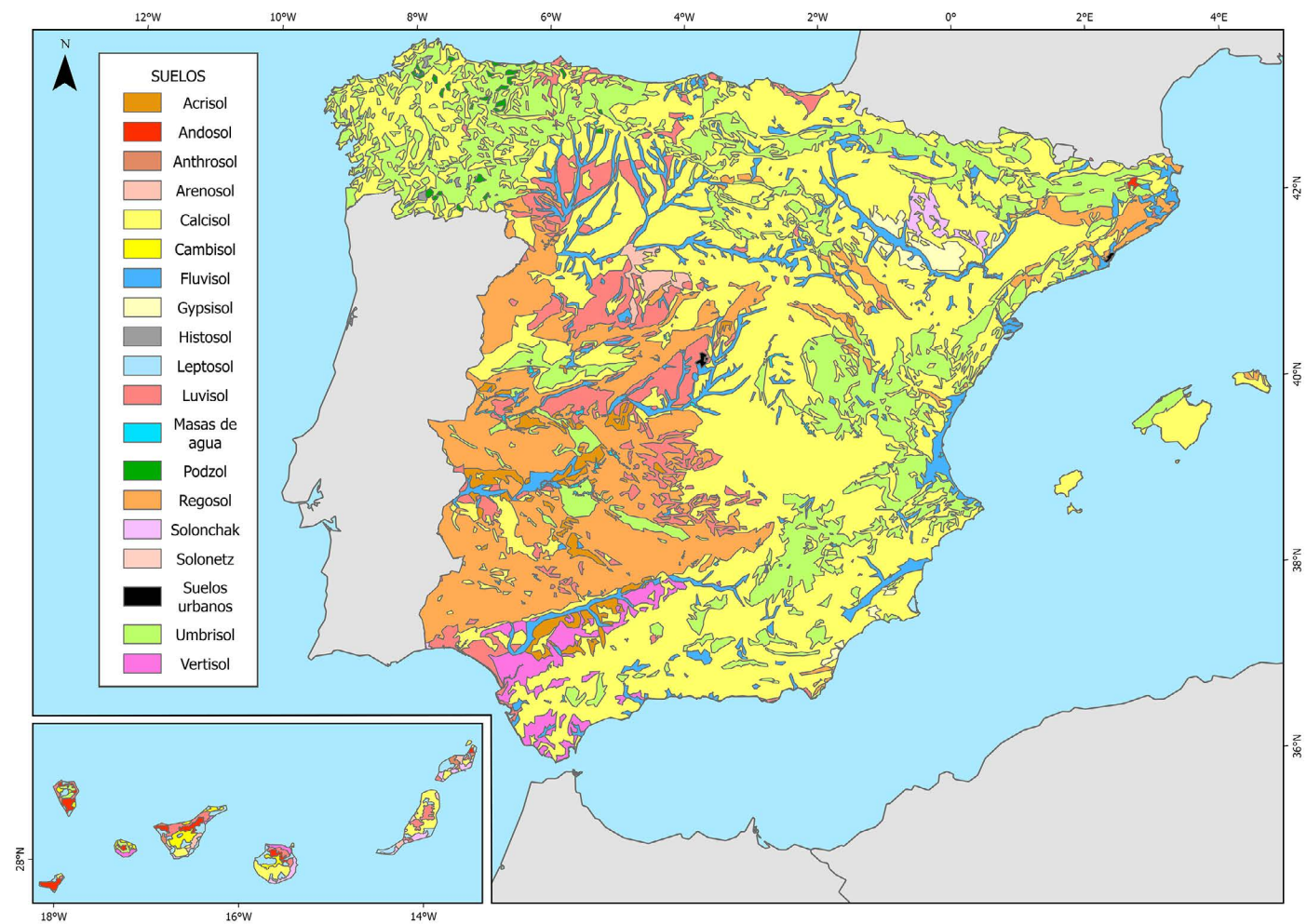
Por todas las funciones en las que participa el COS se ha propuesto de manera reiterada como indicador clave de la calidad del suelo y para monitoreo de procesos de degradación, desertificación y restauración, junto con los cambios en la productividad primaria y en el uso del suelo, la terna de indicadores elegidos para informar sobre el estado de la desertificación. Además, es esencial para la medición del progreso hacia la implementación de las tres convenciones de Río, así como para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) sobre neutralidad en la degradación de la tierra (NDT) y cambio climático.

En concreto, se trata de informar sobre las «tendencias en la reserva de carbono en la superficie y en el suelo», que incluye como indicador indirecto la «reserva de carbono orgánico del suelo». La peculiaridad de este indicador es que refleja la acumulación de los diversos procesos de degradación del suelo. Es por ello un indicador «lento», puesto que da cuenta de la inercia del sistema, ya que los cambios en su contenido ocurren de manera progresiva y pueden tardar años o incluso décadas en manifestarse de forma significativa. Por el contrario, los otros dos indicadores reflejan cambios más rápidos del sistema.

La media de COS para el conjunto nacional se sitúa en torno a 47 t ha⁻¹. Buena parte de los suelos españoles tienen un escaso contenido de carbono motivado tanto por las características intrínsecas del clima como por el devenir histórico de los usos del suelo en nuestro país. Los suelos con mayor contenido de carbono son los de las formaciones forestales arboladas, con valores promedio de 58 t ha⁻¹, con escasa diferencia respecto a las formaciones forestales desarboladas, cuyo valor medio es de 55 t ha⁻¹, si bien los contenidos más elevados se encuentran con frecuencia en formaciones herbáceas de climas húmedos. En los suelos agrícolas el contenido medio es del orden de la mitad del de los suelos forestales, en torno a las 30 t ha⁻¹.



Mapa II.3.1. Dominios litológicos de España. Fuente: Ministerio de Fomento (2019).



Mapa II.3.2. Suelos de España. Fuente. European Soil Data Center (2024).

¿DÓNDE ESTÁN LAS RESERVAS DE CARBONO EN LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES?



466 Gt
VEGETACIÓN



212 Gt
Bosques tropicales



88 Gt
Bosques boreales



66 Gt
Sabanas tropicales



59 Gt
Bosques templados



15 Gt
Humedales



9 Gt
Praderas



8 Gt
Desiertos y semi-desiertos



6 Gt
Tundra



3 Gt
Cultivos

SUELO

2011 Gt



471 Gt
Bosques boreales



295 Gt
Praderas



264 Gt
Sabanas tropicales



225 Gt
Humedales



216 Gt
Bosques tropicales



191 Gt
Desiertos y semi-desiertos



128 Gt
Cultivos



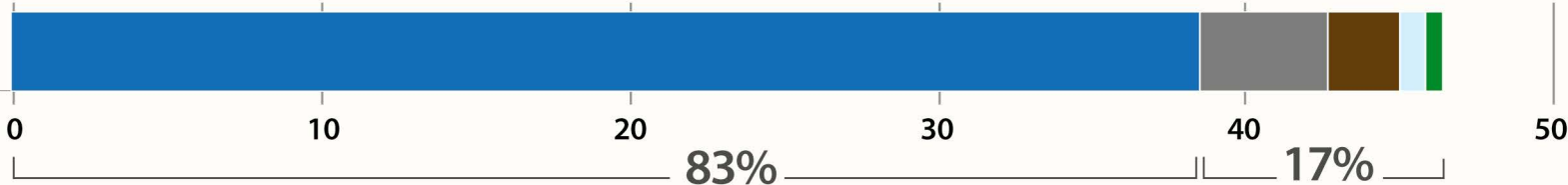
121 Gt
Tundra



100 Gt
Bosques templados

DISTRIBUCIÓN GLOBAL RESERVAS CARBONO

Unidades: miles de Gt



■ OCEANO ■ COMBUSTIBLES FÓSILES ■ SUELOS ■ ATMÓSFERA ■ BIÓTICO

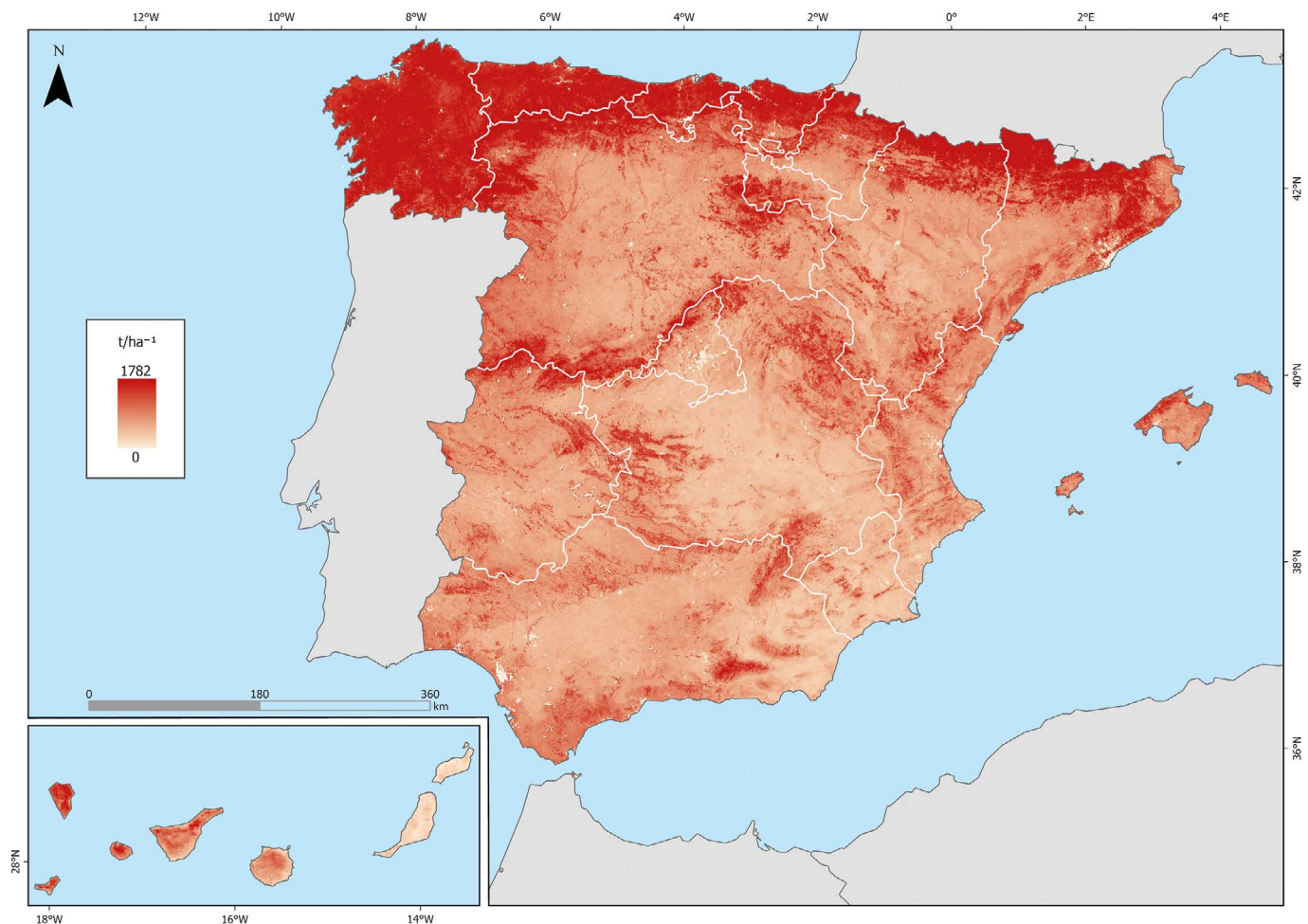
Figura II.3.1. A. Reservas de carbono en la vegetación y el suelo según ecosistema terrestre. B. Reservas de carbono en la Tierra. Fuente: elaboración propia a partir de datos del IPCC.

Como era de esperar, los suelos en las zonas de clima atlántico son los que tienen mayores valores medios de COS (88 t ha⁻¹), seguidos por los de clima montano y continental, siendo los de clima mediterráneo y árido los de menor contenido (33 t ha⁻¹ y 9 t ha⁻¹).

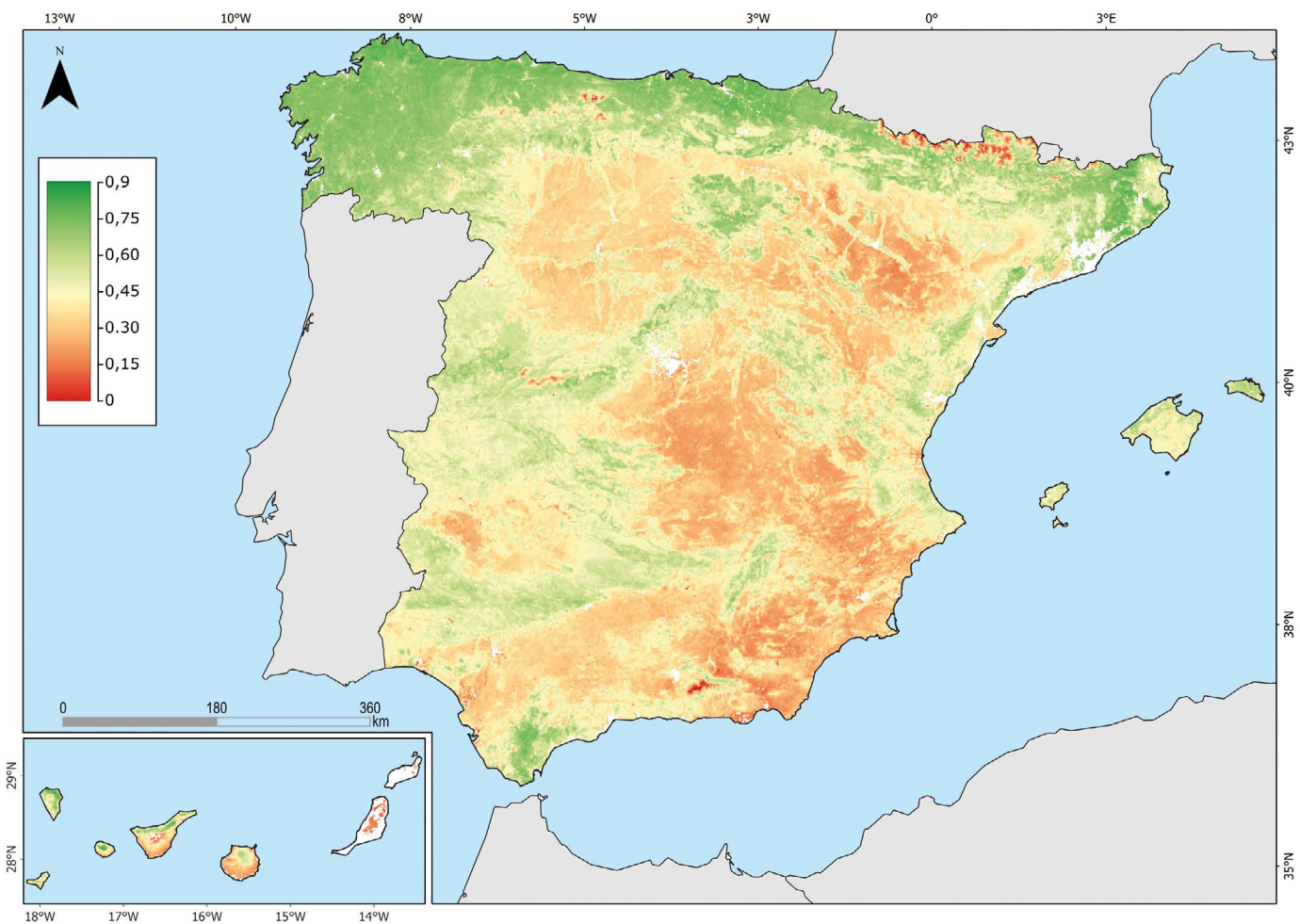
Otro de los indicadores más utilizados para informar sobre la salud del suelo es la productividad primaria neta (PPN), que es la tasa de cambio de la biomasa vegetal por unidad de tiempo. Forma parte de esa terna de indicadores con los que cada país debe informar a la CNUCLD sobre desertificación. A diferencia del COS, la productividad primaria refleja

cambios «rápidos» en el estado del territorio. El razonamiento es que los suelos degradados disminuyen su capacidad productiva y, por tanto, vigilar esta tendencia es de extrema importancia. Sin embargo, la productividad puede verse mermada por cuestiones climáticas. En efecto, a pesar de que un suelo esté sano, si disminuye la precipitación, también lo hace la productividad primaria, esto es, hay menos hierba, y los árboles y matorrales crecen mucho menos que en condiciones favorables de humedad.

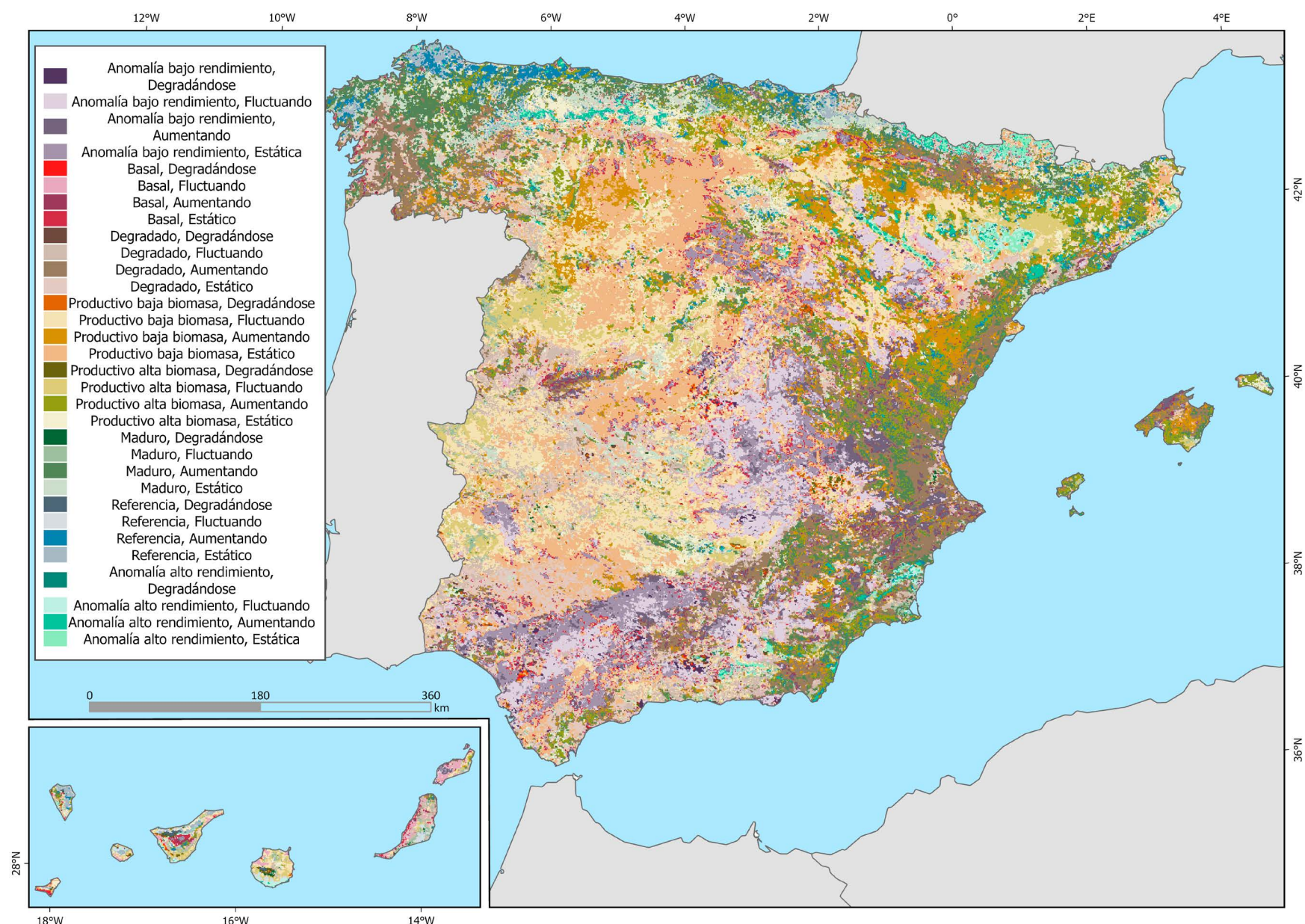
Para informar sobre la productividad primaria o sobre la vegetación presente en un territorio se utiliza el NDVI, que es el acrónimo en inglés del



Mapa II.3.3. Contenido en carbono orgánico del suelo. Fuente: ISRIC (2017).



Mapa II.3.4. Índice NDVI medio de España para el periodo 2020-2024. Fuente: NASA LP DAAC (2025).



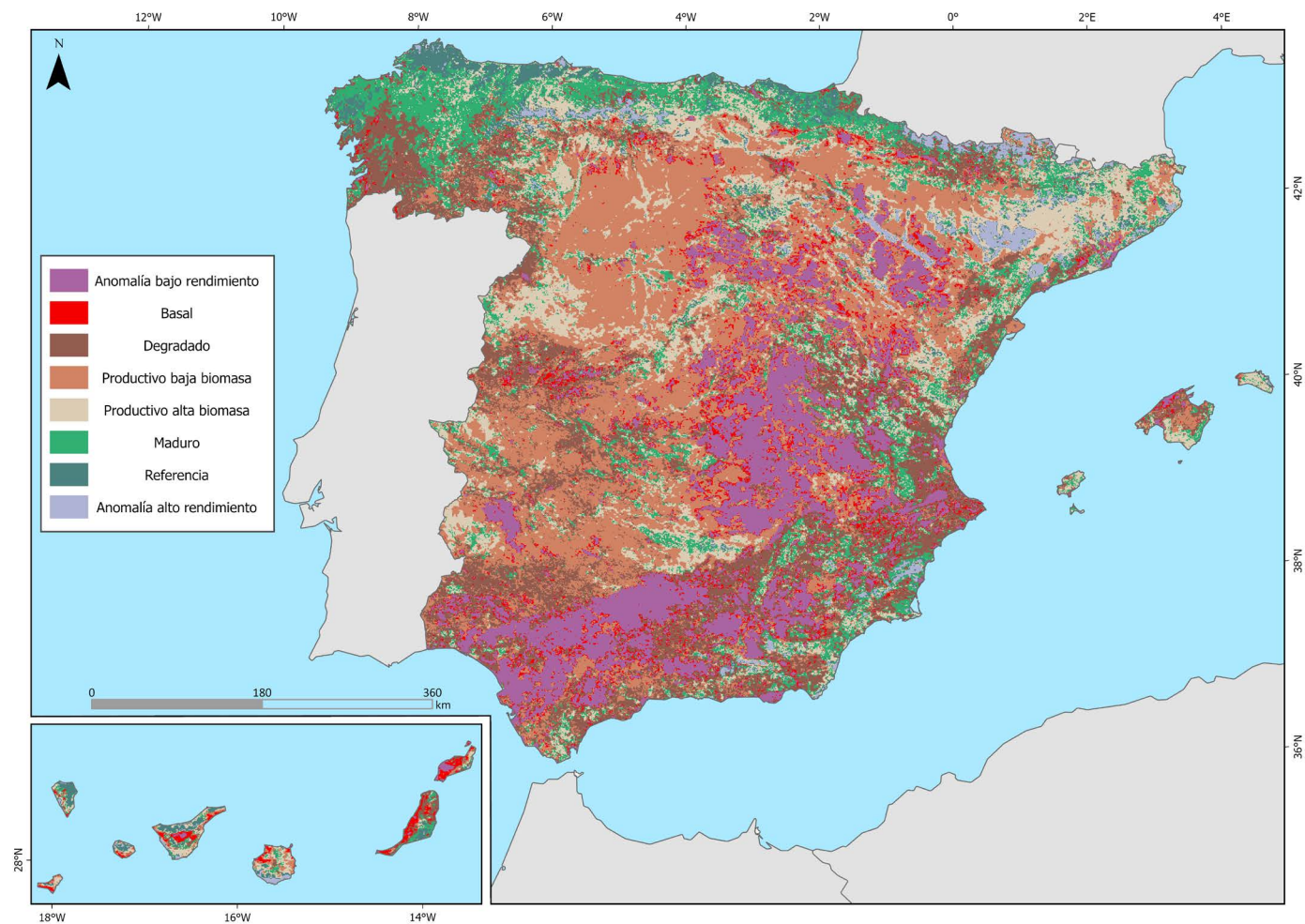
Mapa II.3.5. Condición de la tierra en España (2000-2010). Fuente: Sanjuán *et al.* (2014).

índice de vegetación de diferencia normalizada. Se trata de un indicador utilizado ampliamente calculado a partir de la diferencia entre la radiación reflejada en el infrarrojo cercano y la luz visible roja, bandas del espectro electromagnético que están estrechamente relacionadas con la actividad fotosintética de las plantas. Es un índice cuyo valor fluctúa entre -1 y 1 , aunque los valores negativos no nos interesan en este contexto, pues se refieren a superficies como agua, nieve o nubes. Los valores más cercanos a 1 indican mayor densidad y vigor de la vegetación, mientras que valores cercanos a 0 corresponden a superficies sin cobertura vegetal o con muy baja actividad fotosintética. El mapa II.3.4 muestra el NDVI para España, que, como no podía ser de otra manera, se parece sospechosamente a los mapas de precipitación y aridez presentados en la sección anterior. Donde el balance hídrico es más favorable hay más vegetación, y solo escapan a esta regla los territorios degradados o los que reciben agua de manera artificial. Son esas puntualizaciones, muy necesarias en el contexto de la desertificación, lo que hace un producto geomático más sofisticado, que utiliza el NDVI en su cálculo. Lo veremos a continuación.

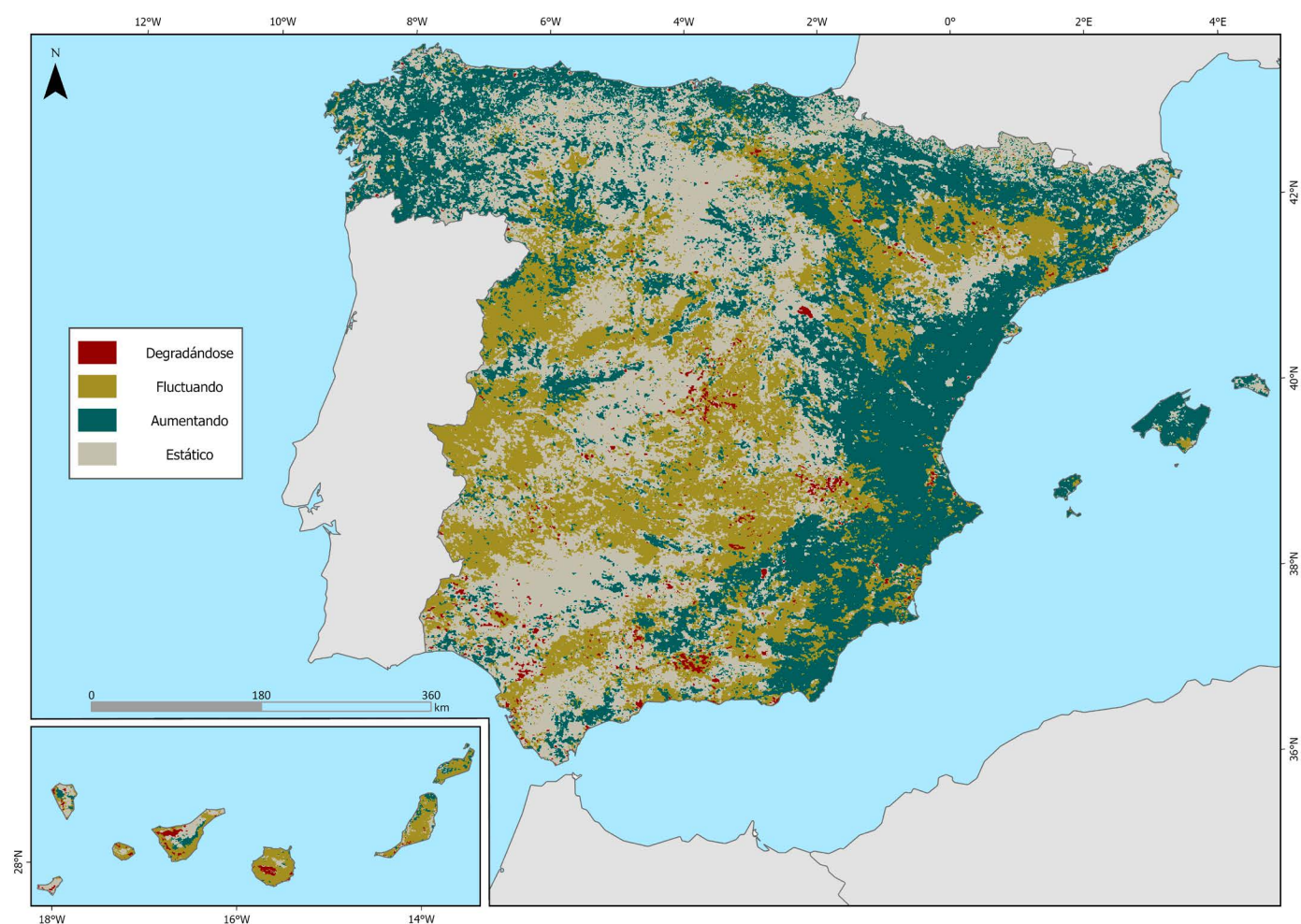
Para solucionar este enmascaramiento, es decir, discernir si la productividad primaria neta cambia debido a variaciones climáticas o al estado del suelo, se utiliza el concepto de eficiencia en el uso de la lluvia (RUE son sus siglas en inglés), que es la razón de la PPN y la precipitación durante un periodo dado. Con ello se estima si la productividad de un determinado lugar se

corresponde con las lluvias que allí caen. Ello implica, por ejemplo, que un espartal pueda ser relativamente más productivo que un robledal, si la PPN del espartal es la máxima de acuerdo a la baja precipitación que recibe y la del robledal es inferior a la que tenga como referencia. Cuanto más eficientemente un ecosistema convierte el agua que recibe en productividad primaria, mejor es la condición de ese territorio, es decir, menos degradado está. Así, el RUE describe adecuadamente el estado de un ecosistema árido porque solo puede dar valores altos si el suelo permanece completamente funcional, especialmente en su capacidad para regular el aporte de agua entre eventos lluviosos

El mapa de condición de la tierra de España ha sido elaborado para las décadas 2000-2010 y 2010-2019 mediante un procedimiento denominado 2dRUE, que se basa en el método expuesto. Este mapa resulta de combinar otros dos, el de estados y el de tendencias. El primero resulta de combinar implementaciones del RUE a largo y corto plazo, y permite clasificar al ecosistema de acuerdo con su madurez ecológica. Esta madurez se relaciona con la polaridad entre autoorganización ecológica y explotación humana. En un extremo está el culmen de una sucesión ecológica, donde la biomasa tiende a ocupar todo el espacio disponible y consume la mayor parte de la producción en su propia respiración. Coincide con esa idea de edén y de bosque continuo al que se alude en el capítulo de bosques por el que una ardilla progresa felizmente sin tocar el suelo. Sin embargo, el ser humano



Mapa II.3.6. Estado de condición de la tierra en España (2000-2010). Fuente: Sanjuán *et al.* (2014).



Mapa II.3.7. Tendencias de condición de la tierra en España (2000-2010). Fuente: Sanjuán *et al.* (2014).

tiende a clarear esos bosques y simplificar los ecosistemas con el fin de incrementar (para aprovechar) la PPN, que es, directa o indirectamente, el producto agropecuario que busca. En casos extremos se minimiza la biomasa para concentrar la productividad en ciertas especies de interés, retirando anualmente toda la PPN.

El mapa de tendencias recoge los efectos de la variación interanual de aridez y los causados por el paso del tiempo. En el caso de la aridez, valores negativos indican que la vegetación aparece menos frondosa en años secos, mientras que valores positivos suelen indicar un beneficio de años cálidos para la vegetación en zonas no especialmente limitadas por el agua. En el caso del tiempo, valores positivos reflejan una acumulación neta de biomasa, que es independiente de la aridez experimentada en el periodo. Por ejemplo, una sucesión ecológica secundaria tras el abandono de la tierra, mientras que valores negativos indicarían la operación de algún proceso de degradación, sea lento (por ejemplo, sobrepastoreo) o abrupto (por ejemplo, un incendio al final del periodo).

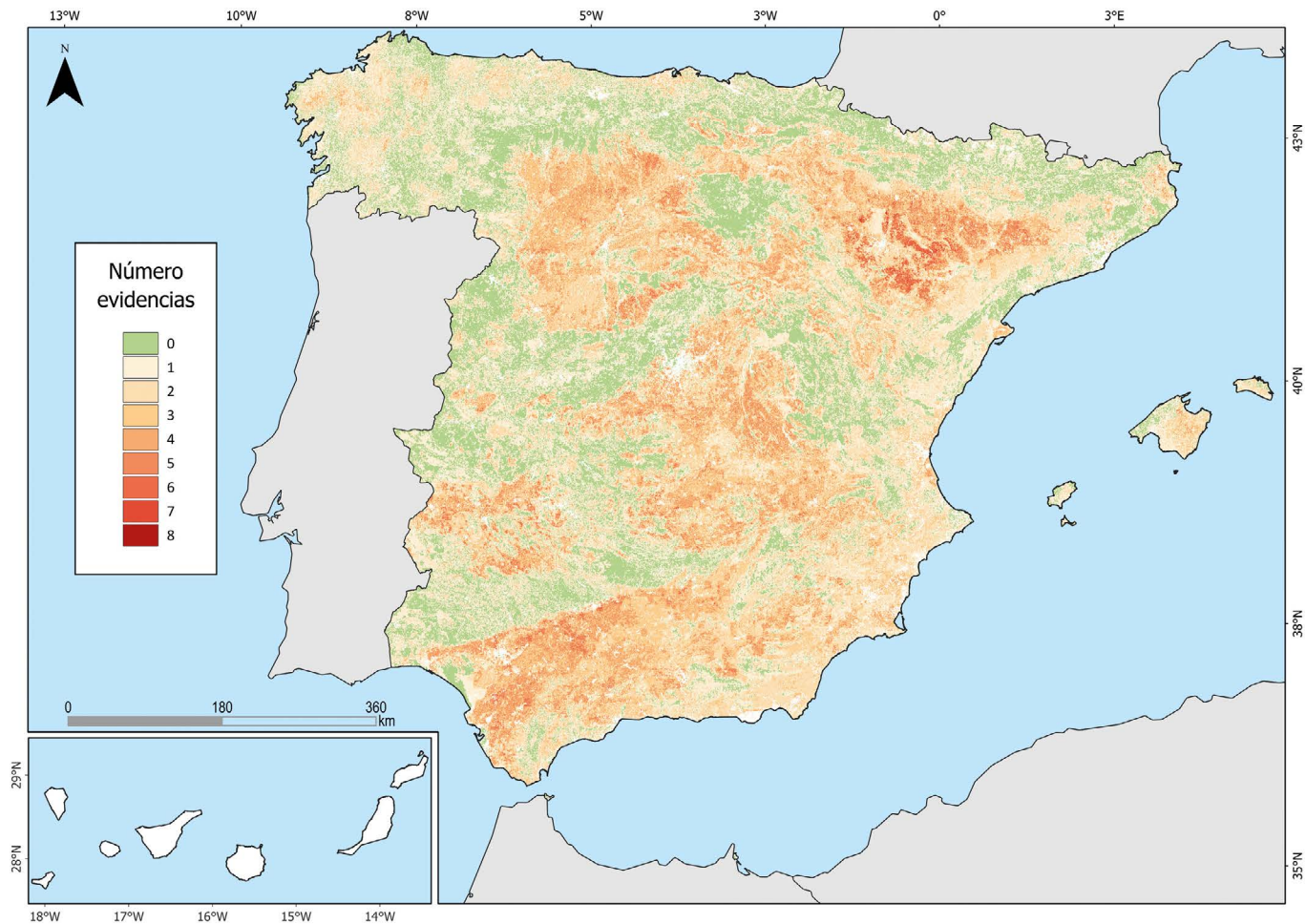
Este mapa ha sido la base fundamental de las cifras de desertificación que se manejan en nuestro país. Así, que el 20 % del territorio esté degradado y un 1 % sufra una degradación activa, es decir, pérdida de biomasa en los últimos diez años, son cifras que proceden, respectivamente, del mapa de estados y tendencias los cuales, combinados dan lugar al mapa de condición de la tierra.

El mapa de condición de la tierra es uno de los indicadores oficiales con los que España informa a la CNUCLD sobre la desertificación en España. Hay que hacer algunas aclaraciones para interpretar adecuadamente estos mapas en el contexto de la desertificación. La condición de la tierra se basa en la respuesta de la vegetación a la precipitación que recibe para producir

biomasa, teniendo en cuenta la clase climática en la que se encuentra. Se asume que, si dicha respuesta no es suficiente para su clase climática, entonces experimenta cierta degradación. Sin embargo, la escala espacial de aplicación del paradigma del RUE, relativamente gruesa, no considera las características edafológicas del suelo, que pueden ser muy diferentes, tal y como refleja el mapa de suelos presentado anteriormente (mapa II.3.2), ni tampoco la redistribución topográfica de la escorrentía. Por otra parte, en el informe que avala estos mapas se dice que «el 20 % del territorio español se encuentra degradado, con valores relativamente bajos tanto de productividad como de biomasa». Hay dos cuestiones de fondo en esta frase. La primera es que se habla de degradación y no de desertificación. La segunda es que se refiere a todo el territorio y no solo a las zonas áridas, que es donde puede haber desertificación.

Así, el mapa de condición de la tierra no es un mapa de desertificación, pero muestra una parte esencial de este problema tan complejo, como es reflejar la degradación del suelo y su tendencia. Más allá de los ajustes que se le puedan hacer a esta aproximación, el mapa de condición de la tierra es una fuente primaria de las evidencias de desertificación de España que se han incluido para la elaboración del mapa de probabilidad de desertificación de la sección III de este *Atlas*.

A pesar de contar con indicadores estables para informar sobre la desertificación, continuamente hay nuevas propuestas. Cada experto en su materia considera demasiado simples los que se seleccionan para problemas que incluyen su parcela de conocimiento. Además, la continua oferta de nuevas bases de datos es un incentivo para elaborar indicadores más sofisticados. Esta innovación es, sin lugar a dudas, interesante y necesaria, pero crea un problema. La utilidad de los indicadores radica en crear un sistema de vigilancia y seguimiento de la desertificación. Si los indicadores cambian,



Mapa II.3.8. Convergencia de evidencias del Panel de Degradación del Suelo del European Soil Observatory. El mapa muestra las zonas donde la evidencia científica actual converge para señalar áreas que probablemente estén afectadas por procesos de degradación del suelo. Fuente: ESDAC (2024) y Panagos *et al.* (2022).



Figura II.3.2. La erosión deja profundas cicatrices en el territorio. Con el suelo se van nutrientes, capacidad de almacenamiento de agua y buena parte de nuestra seguridad alimentaria. Foto de José Alfonso Gómez Calero.

entonces la comparación resulta imposible o engañosa. Como ejemplo de uno de estos indicadores que informa sobre la degradación del suelo mostramos el elaborado por el European Soil Observatory, que utiliza el principio de solapamiento de evidencias. Así, considera hasta 18 procesos de degradación del suelo (erosión, compactación, salinización, contaminación, etc.), con sus correspondientes umbrales, mostrando la convergencia espacial de dichos procesos.

La erosión del suelo, una verdadera fuga de capital

La formación del suelo es un proceso lento, fruto de la descomposición del material litológico debido a los diferentes agentes medioambientales que descomponen y trocean la roca original. A ello se suma el aporte de la materia orgánica que viene de las plantas y las diversas transformaciones bioquímicas que van digiriendo el material que se va acumulando. Este proceso de transformación va modificando poco a poco el paisaje original, y no alcanza su culmen en la formación del suelo. Los procesos geológicos y geomorfológicos van esculpiendo el territorio y, a la vez que se deposita suelo, también se pierde. Es decir, la erosión es un fenómeno natural que va desgastando las montañas y acumulando el material en las partes más bajas. Sin embargo, este es un proceso parsimonioso –más allá de que pueda haber súbitas transiciones, como puede ser el colapso de laderas– y a escala humana es difícil constatar estas transformaciones.

En realidad, cuando hablamos de erosión nos referimos a una tipología de procesos que incluyen: (i) erosión hídrica, provocada por la lluvia, ríos o

escorrentía; (ii) erosión eólica, generada por el viento, frecuente en zonas áridas; (iii) erosión glacial, causada por el movimiento de los glaciares; (iv) erosión gravitacional, movimientos en masa como desprendimientos o deslizamientos de tierra. Además de la erosión, otros procesos geomorfológicos exógenos incluyen el transporte y la sedimentación, que redistribuyen los materiales erosionados y contribuyen a la formación de nuevos paisajes.

Las tasas de erosión naturales en España son, aproximadamente, de 2–3 t ha⁻¹ año⁻¹. conviene señalar que en el ámbito mediterráneo la tasa natural de formación de suelo es inferior a una tonelada por hectárea. Ello significa que, en condiciones naturales, el suelo se va perdiendo lentamente. Sin embargo, el uso del suelo puede modificar drásticamente este balance, que, aunque negativo, se considera sostenible. Nos referimos, fundamentalmente, a la agricultura o la pérdida de cubierta forestal. Cuando se elimina la vegetación, se tritura el suelo para aumentar su permeabilidad y que sea capaz de absorber más agua o se ocupan terrenos con fuertes pendientes, estamos predisponiendo ese suelo para que se erosione. Si este tipo de condiciones se solapan con lluvias torrenciales, entonces la pérdida de suelo se dispara¹.

Los eventos erosivos son muy aleatorios, pues dependen de que lluvias excepcionales coincidan con la máxima vulnerabilidad del suelo, es decir, recién arado, sin ninguna cubierta vegetal y con el suelo desmenuzado. Cuando esto ocurre la pérdida de suelo condena el sistema. En junio de

1. Nótese que este solapamiento es muy difícil de predecir y por eso estimar la erosión mediante modelos es un reto de mucha envergadura.

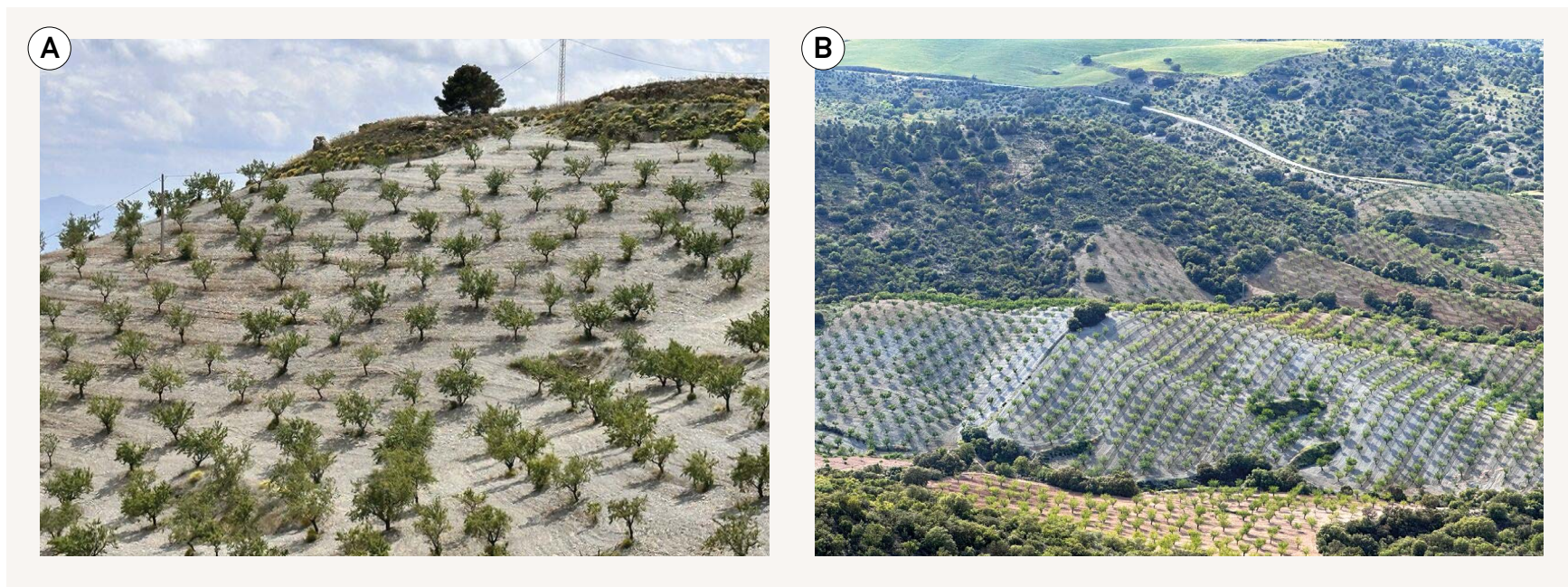
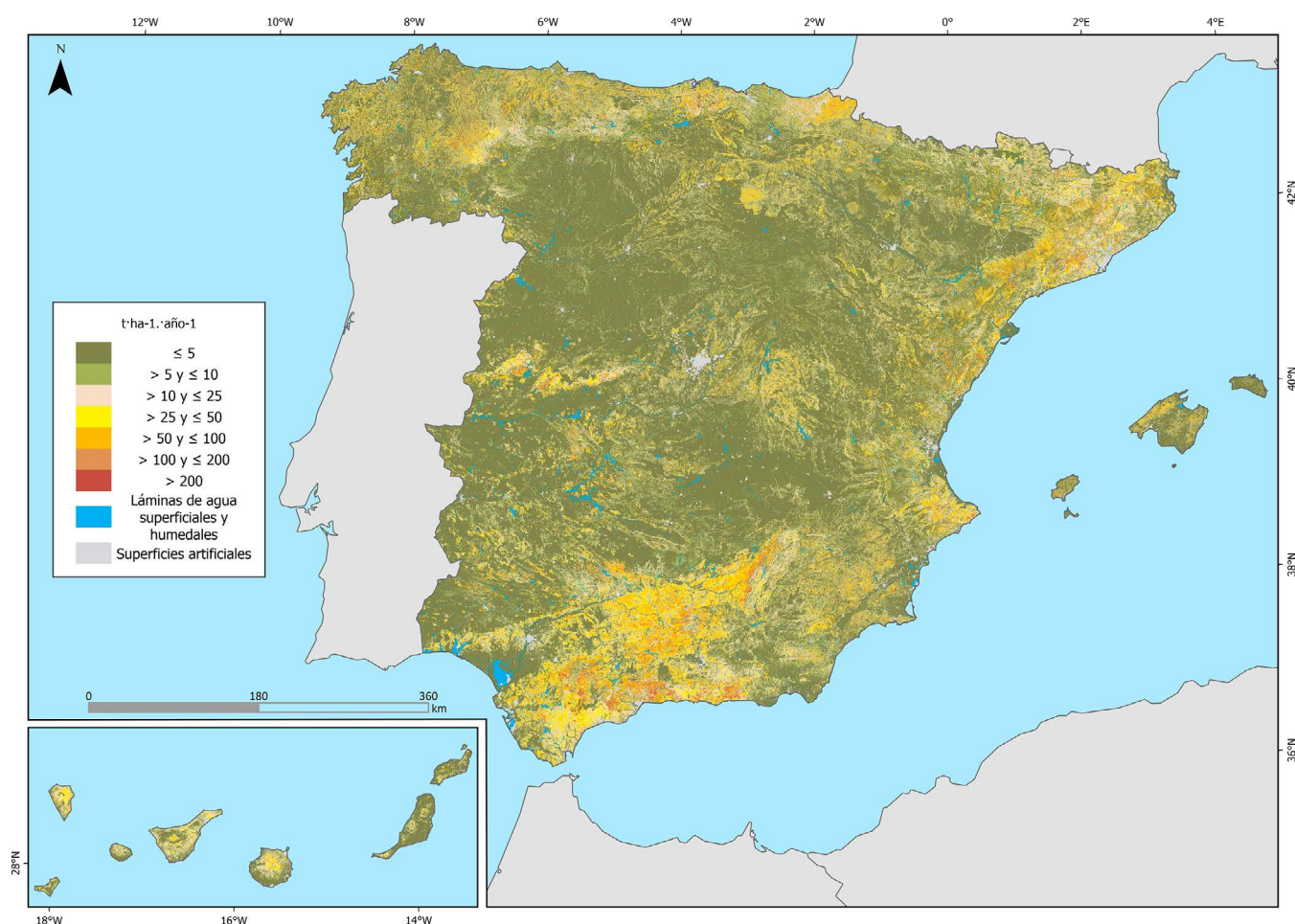


Figura II.3.3. Cultivo de almendros en suelos con una pendiente muy alta y desprovistos de cubierta vegetal, una situación abocada a perder suelo. Fotografías de Artemi Cerdà.



Mapa II.3.9. Erosión hídrica laminar estimada mediante el modelo RUSLE. Fuente: MITECO (2022).

2000, una tormenta de 215 mm en 24 h (periodo de retorno de 105 años) provocó una tasa de erosión de 282 toneladas por hectárea en un viñedo del Alt Penedès (noreste de España), de los cuales el 58 % fue transferido por barrancos y cárcavas (0,4–0,5 m de profundidad). Alrededor de 207 toneladas por hectárea de sedimentos se recuperaron de las pequeñas zanjas de ladera y se voltearon en el viñedo, en particular para rellenar los barrancos, lo que resultó en una pérdida final del balance de sedimentos de 74 toneladas por hectárea solo durante esta tormenta. Estas coincidencias hacen que la estimación de la erosión mediante modelos sea muy difícil y

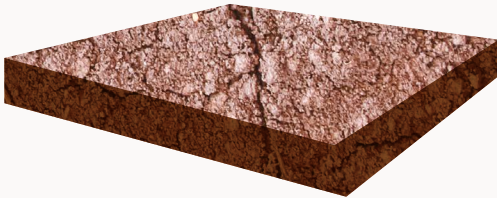
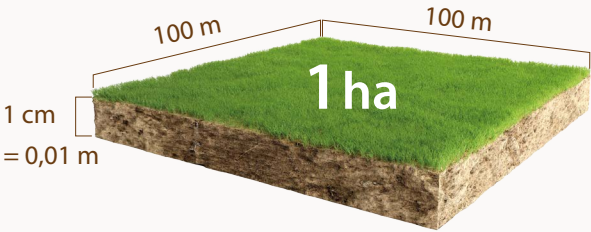
convierte el laboreo y la aniquilación de la cubierta vegetal en un deporte de riesgo, donde las probabilidades de salir airoso disminuyen a medida que el cambio climático nos genera más eventos extremos, disminuyendo los periodos de retorno de tormentas, inundaciones y sequías. La erosión del suelo conlleva la pérdida de la capacidad de almacenamiento de agua de un territorio y de su fertilidad natural. Se estima que cada año los suelos del mundo pierden por esta causa entre 23 y 42 millones de toneladas de nitrógeno, y entre 14,6 y 26,4 millones de toneladas de nitrógeno de fósforo.

El enorme peaje temporal de «fabricar» suelo

La formación del suelo es un proceso muy lento. Sucede a partir de la descomposición de la roca madre mediante procesos físico-químicos, la incorporación de materia orgánica proveniente de la biomasa subterránea y aérea o la deposición de polvo atmosférico. Esos procesos dependen, en última instancia, de la humedad del suelo, que catalizan los procesos químicos y aventan la variada vida del suelo. La aridez, por tanto, ralentiza la formación del suelo. Por ello, la degradación del suelo en estos territorios conlleva un enorme peaje temporal. Recuperar el suelo perdido llevará siglos. Es este carácter irreversible, a escala humana, la que hace tan temible el problema de la desertificación.

Como muchos datos de formación de suelo aparecen en toneladas, vamos a presentar un sencillo cálculo para conocer el tiempo equivalente de formación de los suelos que se pierden, como los de la figura II.3.4C.

¿Cuánto pesa 1 cm de suelo de 1 ha?



Volumen = 0,01 m x 100 m x 100 m = 100 m³

densidad = 2500 – 2700 kg m⁻³

Peso = **V x d** = 100 m³ x (2500 – 2700) kg m⁻³ = 250.000 – 270.000 kg = 250 – 270 t

1 cm pesa entre 250 y 270 toneladas

¿A qué velocidad se forma el suelo?

Ejemplo:

250 t ha⁻¹ / 0,15 t ha⁻¹ año⁻¹ = 1666 años

0,15 t ha⁻¹ año⁻¹
(UNCCD 2017)
Datos zonas áridas

1666 – 1800 años

0,5 – 1 t ha⁻¹ año⁻¹
(Pimentel y Buguess, 2005)
Datos globales

500 – 540 años;
250 – 270 años

0,3 – 1,4 t ha⁻¹ año⁻¹
(verhuijen et al., 2009)
Datos para Europa

833 – 900 años;
178 – 192 años

¿De qué depende?

Cuanto más árido el territorio, más lento.
La falta de agua ralentiza la vida del suelo

Los organismos del suelo desempeñan funciones clave que mejoran su estructura y fertilidad. A través de sus movimientos —como la excavación— favorecen la infiltración del agua, evitan la formación de costras, mejoran la estabilidad de los agregados y redistribuyen nutrientes. Todo esto contribuye a una mayor aireación y productividad del suelo, además de acelerar su formación.

Entre los organismos más destacados se encuentran:

Organismo	Contribución estimada a la movilización de suelo (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
Lombrices	10 - 500
Hormigas	~ 34
Caracoles	~ 1

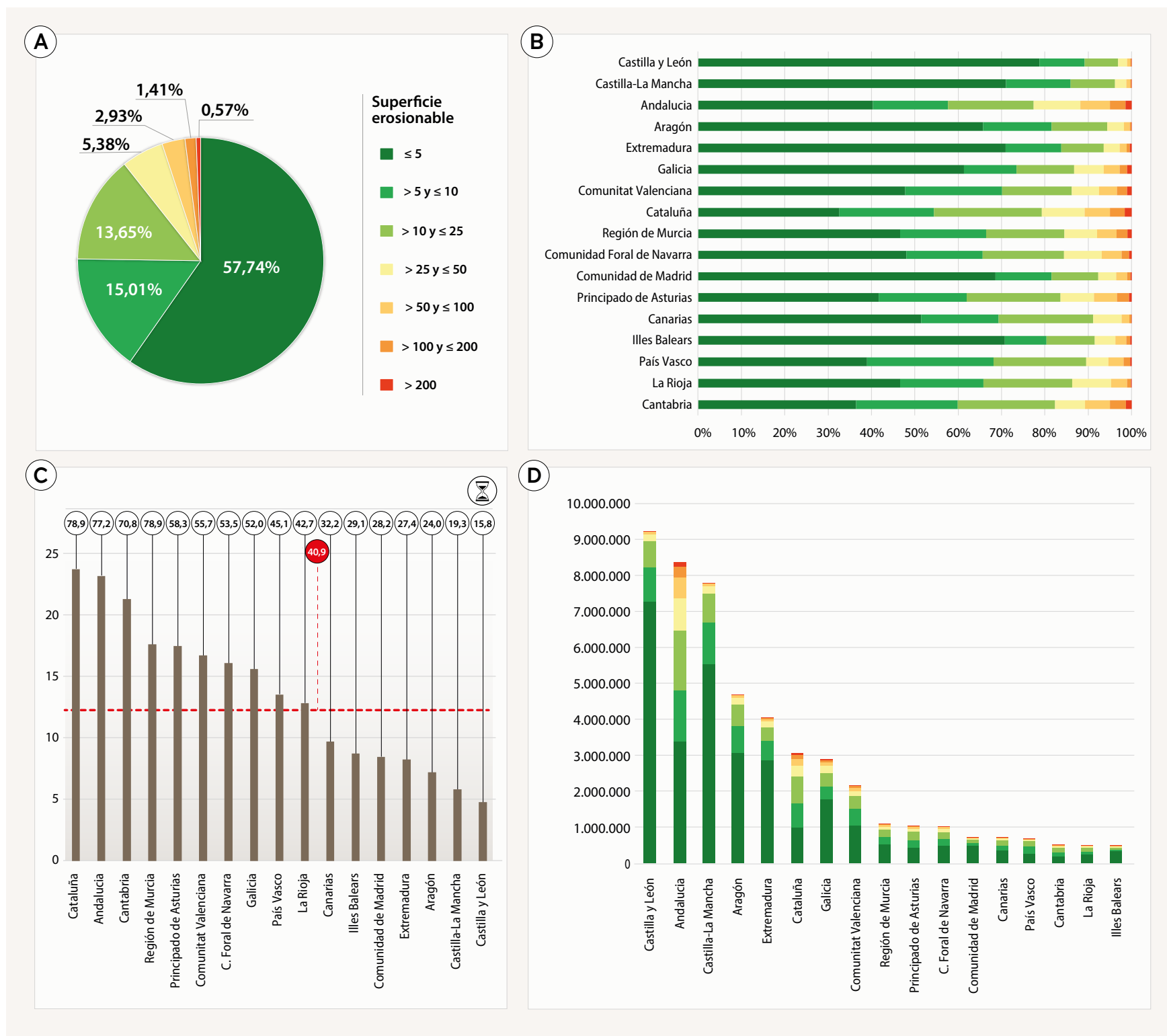


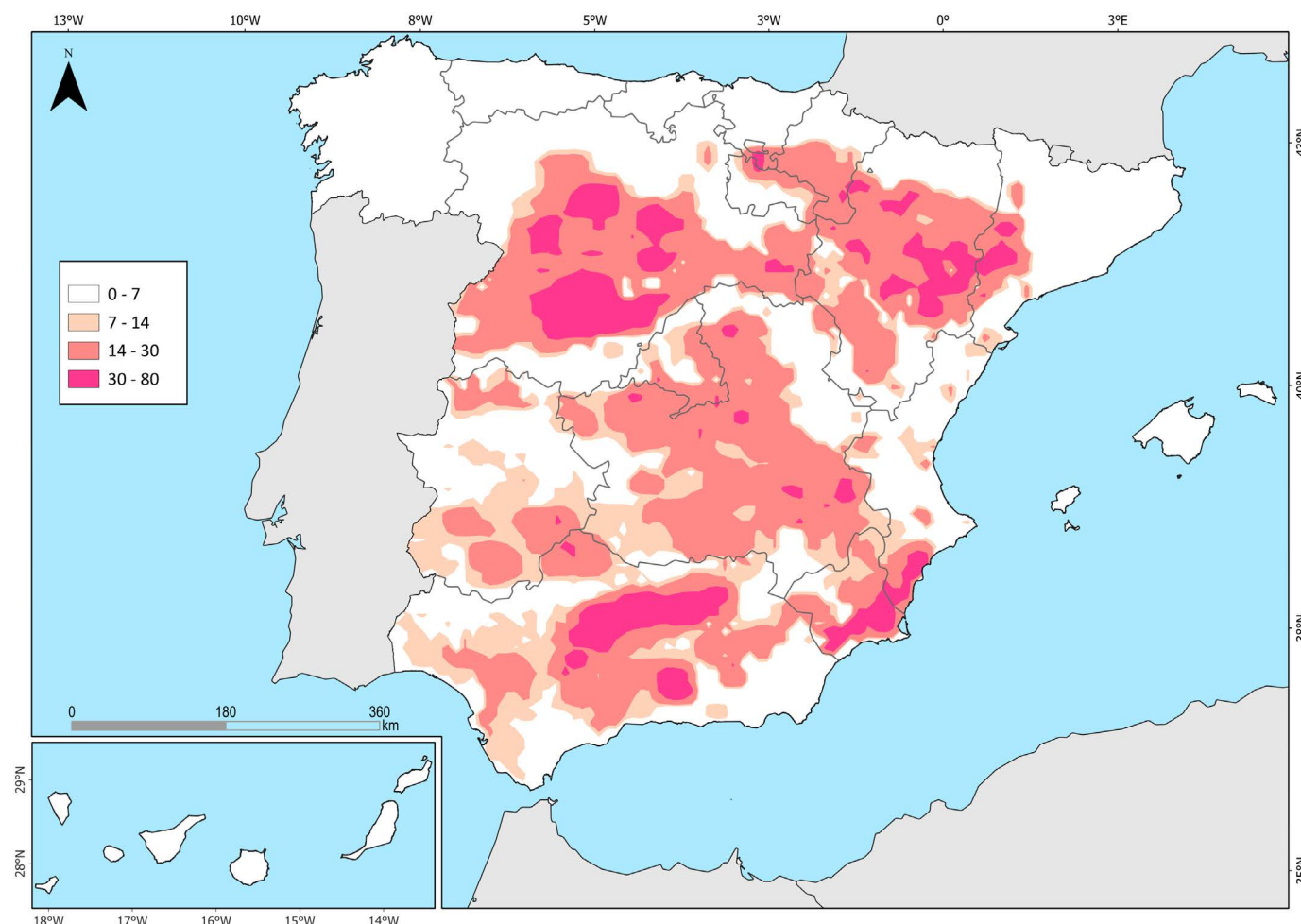
Figura II.3.4. A. Superficie nacional según niveles erosivos (%). B. Niveles erosivos por comunidades autónomas (%). C. Pérdidas medias totales de suelo por comunidad autónoma (t ha⁻¹ año⁻¹) y media nacional (línea roja). Los círculos de la parte superior representan los años estimados de recuperación de ese suelo perdido; en rojo la media nacional. D. Superficie afectada por erosión por comunidades autónomas según niveles erosivos (ha). Fuente: MITECO (2024).

En el entorno mediterráneo la erosión se ha equiparado en muchas ocasiones a la desertificación. Es otra más de las simplificaciones –desertificación y sequías, desertificación y desiertos, etc.– de un problema muy complejo que trata de resumirse en breves axiomas. Erosión no es lo mismo que desertificación. La erosión es un proceso de desertificación cuando esta se desencadena por una mala gestión del territorio, como es dejar el suelo desprotegido o desmenuzado frente a diversos agentes erosivos, principalmente agua y viento.

El mapa de estados erosivos muestra el grado y la distribución de la erosión del suelo en el territorio español debido a procesos de escorrentía laminar

y por regueros. Este mapa permite identificar las zonas con mayor riesgo de degradación del suelo. El matiz es importante, puesto que, a pesar de utilizar datos reales de pérdida de suelo, las cifras que aparecen en el mapa son estimaciones realizadas a partir de un modelo de erosión –los datos de campo se utilizan para calibrar ese modelo–, que considera una serie de factores para dar una cifra anual del suelo que se puede perder por erosión.

En concreto, la erosión se estima mediante el modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). Se trata de una ecuación empírica utilizada para estimar la pérdida de suelo en función de factores ambientales y de manejo, siendo una versión mejorada de la ecuación USLE y ampliamente



Mapa II.3.10. Mapa de emisión de polvo agrícola en España. Se muestra el número de días al año con emisión de polvo a la atmósfera asociado a valores de espesor óptico de aerosoles (EOA) superior a 0,2 (el EOA es una medida de la atenuación de la luz del sol por las partículas en suspensión). Fuente: elaboración propia a partir de datos actualizados usando la metodología de Ginoux *et al.* (2012).

aplicada en estudios de conservación del suelo y gestión del territorio. Su ecuación es $A=R \times K \times LS \times C \times P$, donde A representa la pérdida media anual de suelo y R refleja la capacidad de la lluvia para causar erosión según su intensidad y cantidad, mientras que K mide la susceptibilidad del suelo en función de su textura, estructura, materia orgánica y permeabilidad. El factor LS indica que el riesgo de erosión aumenta con la pendiente y su longitud, y C evalúa el impacto de la cobertura vegetal, con valores cercanos a 1 en suelos desnudos y valores mucho más bajos en zonas boscosas. Finalmente, el factor P mide la efectividad de prácticas de conservación, como terrazas y cultivos en curvas de nivel, para reducir la erosión del suelo.

Según la ENLD, los datos del INES indican que en el 42 % del territorio las pérdidas de suelo superan las $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, un valor que excede el umbral máximo tolerable en España, estimado en torno a $2\text{-}3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En la siguiente figura podemos ver con detalle la estimación de erosión por CCAA. La figura II.3.4B muestra el reparto según el nivel erosivo. Predominan las tasas inferiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, pero en algunos casos, como Cataluña, Cantabria o Andalucía, se observan tramos relevantes por encima de las $25 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La impresión la confirma el panel C de la figura. En ella vemos que efectivamente el escalafón de erosión la encabezan estas tres comunidades, con cifras de erosión media anual estimada que casi duplican la media nacional. El valor es muy diferente según el uso de ese suelo. En suelos agrícolas está en torno a las $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y el de los suelos forestales algo por debajo de las $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, menos de una tercera parte.

En este gráfico presentamos, además, los tiempos estimados de recuperación de ese suelo. Como se explicaba anteriormente, este tipo de cálculos están sujetos a diversas hipótesis. Si tomamos como dato de formación de suelo el que ofrece la CNULD ($0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), más apropiado para zonas

áridas, vemos que el suelo que se estima que se puede perder en un año en Cataluña tardaría en recuperarse 79 años. El dato, para la media de España, es de casi 41 años. Es decir, lo que destruimos por una mala gestión, a la naturaleza le lleva mucho tiempo repararlo. Por último, el panel D ordena de mayor a menor la superficie erosionada por nivel erosivo. El escalafón pasa a ser dominado por las dos Castillas y Andalucía, debido a que son las CCAA con mayor superficie. Hay algo más de un 10 % de la superficie nacional con procesos erosivos altos, por encima de $25 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo que supone un total de algo más de 5 millones de hectáreas. La superficie en la que se están produciendo procesos erosivos muy graves (más de $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es de casi un millón de hectáreas, lo que supone el 2 % de la superficie nacional.

La tolerancia del suelo a la erosión no solo depende de la tasa de formación del suelo, sino también de la profundidad del horizonte fértil. Para evaluar la gravedad de la erosión, el INES ha desarrollado una metodología basada en la fragilidad del suelo, definida, entre otros factores, por la profundidad media del horizonte orgánico superficial. Según esta clasificación cualitativa, el 22 % del territorio nacional presenta una erosión nula o muy leve, el 47 % experimenta una erosión leve o moderada, y en más del 28 % de la superficie los procesos de erosión se consideran graves o muy graves. Es especialmente preocupante que casi un 20 % del territorio nacional registre niveles de erosión muy graves.

Una de las variables que ayudan a entender la destrucción de suelo debido a determinadas prácticas agrícolas son las observaciones desde satélite. El mapa II.3.10 representa las emisiones de polvo agrícola en España. Este mapa muestra el número de días al año en los que los espectroradiómetros a bordo de satélite detectan emisiones de polvo a la atmósfera,

tras haber eliminado los días de polvo en suspensión procedente del desierto del Sahara. Estas emisiones se detectan en grandes áreas que se extienden por Castilla y León, la cuenca del Ebro, Castilla La Mancha, Badajoz, el valle del Guadalquivir, Murcia y Alicante, entre otras regiones. Estas emisiones tienen lugar en terrenos agrícolas dedicados al cereal, olivo, almendro y hortalizas, entre otros cultivos. Las emisiones tienen lugar, principalmente, entre julio y septiembre, cuando muchos terrenos agrícolas presentan menor cobertura vegetal debido a la recolección de la cosecha mediante maquinaria agrícola que rompe las costras biológicas y geológicas, favoreciendo la emisión de polvo. Es importante destacar el enorme paralelismo que se observa entre este mapa de emisión de polvo agrícola (mapa II.3.10) y los mapas de degradación del suelo del EUSO (mapa II.3.8.) y de contenido carbono orgánico (mapa II.3.3), que indican que las emisiones de polvo agrícola están asociadas a suelos con un grado de degradación significativo y relativamente pobres en carbono orgánico. Las emisiones de polvo a la atmósfera representan una pérdida de nutrientes que contribuye al empobrecimiento del suelo. Además, estas emisiones influyen en la calidad del aire, el clima regional y los ecosistemas, mediante complejos mecanismos de retroalimentación. Véase la sección IV.4, caso de estudio «Los perjuicios y beneficios de las emisiones de polvo a la atmósfera»).

Otras fuentes de degradación del suelo

Aunque el suelo contiene sales minerales esenciales para el desarrollo de las plantas, su exceso puede dificultar su crecimiento. Cuando se acumulan grandes cantidades de sales, como el cloruro sódico, las plantas pierden agua en un intento de equilibrar las concentraciones dentro y fuera de sus tejidos. La salinización es el proceso por el cual las sales solubles se concentran en el perfil del suelo, especialmente en la zona radicular de los cultivos. Estas sales pueden tener diversos orígenes, aunque generalmente provienen del uso de aguas de riego de baja calidad o de la aplicación excesiva de fertilizantes y plaguicidas. El siguiente mapa muestra el riesgo de salinización asociado al sustrato litológico. En suelos que contienen sales de forma natural, una gestión inadecuada –como el riego con un drenaje deficiente– puede agravar el problema, llevando a una salinización severa que puede inutilizar el suelo de manera irreversible.

En España, el 3 % de los 3,5 millones de hectáreas de tierras de regadío está gravemente afectado por la salinización (mapa II.3.11), mientras que un 15 % se encuentra en situación de riesgo. Esto ha provocado una disminución del potencial agrícola en estas áreas, convirtiendo la salinización del suelo en una de las principales amenazas para la agricultura. Las zonas más afectadas incluyen el valle y el delta del Ebro, el tramo inferior del Segura, el curso medio-bajo del Guadalquivir, el Campo de Cartagena, el valle del Guadalentín, así como las zonas costeras de la Comunidad Valenciana y Cataluña, y la parte baja de los ríos Tinto y Odiel.

En un suelo saludable, los elementos se encuentran en concentraciones que favorecen una rica vida microbiológica. Sin embargo, cuando ciertos elementos aparecen en exceso, como cadmio, zinc o mercurio, el equilibrio del suelo se rompe y se genera contaminación. Este problema, cada vez más frecuente, está relacionado con el uso de enmiendas de estiércol procedentes de una ganadería intensiva y altamente medicada.

Uno de los efectos más preocupantes es la drástica reducción de los escarabajos coprófagos, conocidos como escarabajos peloteros, cuya desaparición tiene consecuencias devastadoras para los ecosistemas. Su papel es crucial, ya que al descomponer el estiércol evitan su acumulación, lo que podría provocar la eutrofización de los sistemas hídricos. Además, al enterrar los excrementos, crean pequeños túneles que airean el suelo sin alterar su estructura, mejorando su fertilidad. Esta actividad también ayuda a reducir la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco y disminuye las emisiones de

gases de efecto invernadero, como metano y óxido nitroso. Como beneficio adicional, los escarabajos facilitan la dispersión de semillas al esparcir el estiércol.

Sin embargo, el uso masivo de ivermectina, un antiparasitario introducido en los años 80 y aplicado preventivamente a todo el ganado, amenaza gravemente a estas especies y, en consecuencia, a la salud del suelo. Hasta un 90 % de la ivermectina administrada es excretada en las heces, afectando drásticamente a los organismos coprófagos, reduciendo su diversidad, abundancia y capacidad reproductiva. Esto compromete la descomposición del estiércol y el reciclaje de nutrientes, fundamentales para el equilibrio ecológico del suelo. Según la UICN, el 20 % de las especies de escarabajos peloteros evaluadas en la región Mediterránea –donde predominan los endemismos– podrían estar en peligro de extinción.

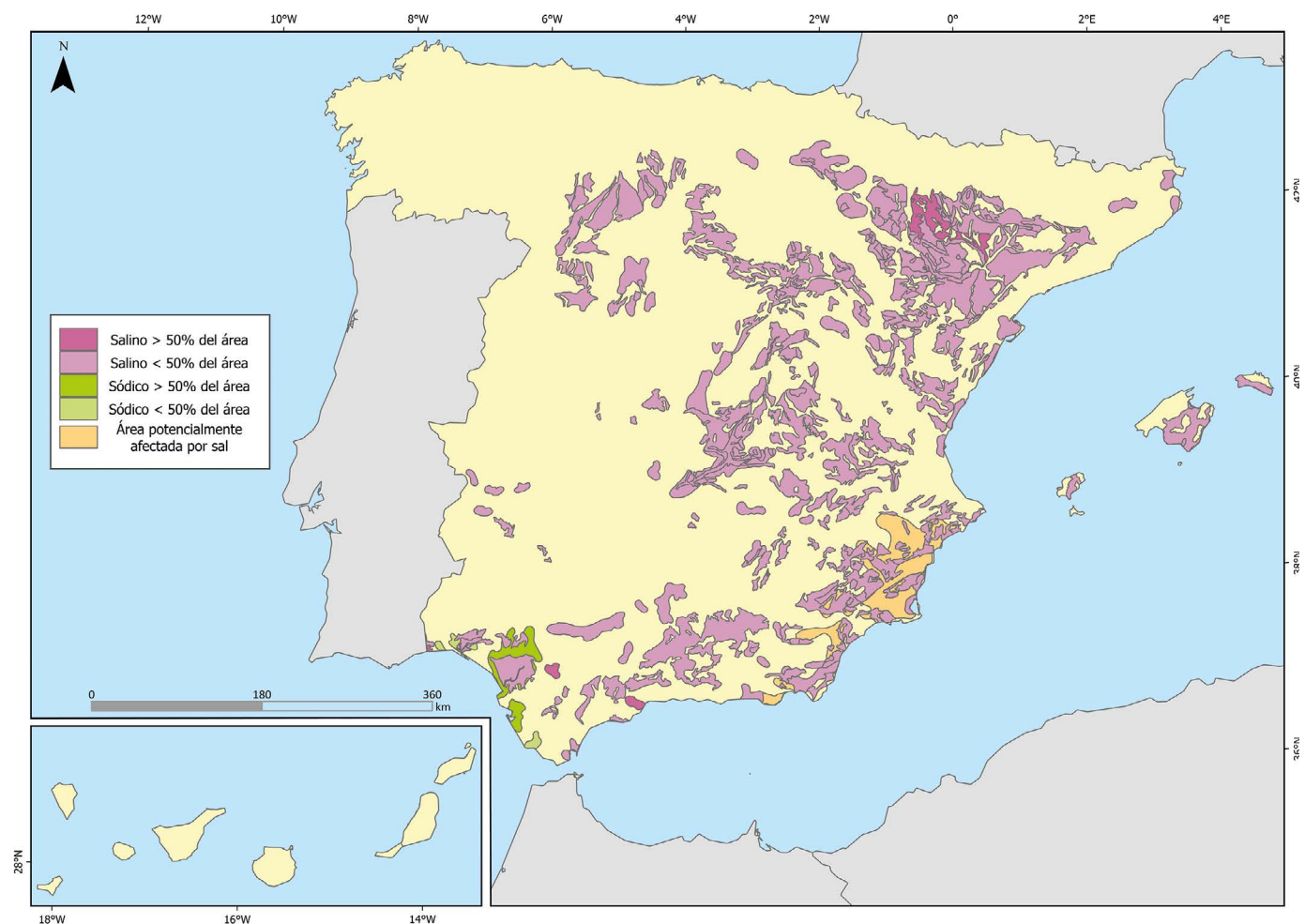
La presencia en exceso de nutrientes esenciales como el nitrógeno (mapa II.3.12), también supone un problema en el suelo. Cuando se proporciona este fertilizante, los microbios responden consumiendo el carbono del suelo, acumulado en gran medida en los polímeros que cementan la estructura del suelo, los mencionados terrones. Sin ese componente, el suelo se va compactando y el agua y el aire circulan cada vez peor. Los efectos en cascada de las dosis excesivas de nitrógeno se acaban trasladando a las plantas: paradójicamente en un suelo sobrefertilizado las raíces de las plantas sufren para conseguir nutrientes.

El suelo, un aliado contra el cambio climático

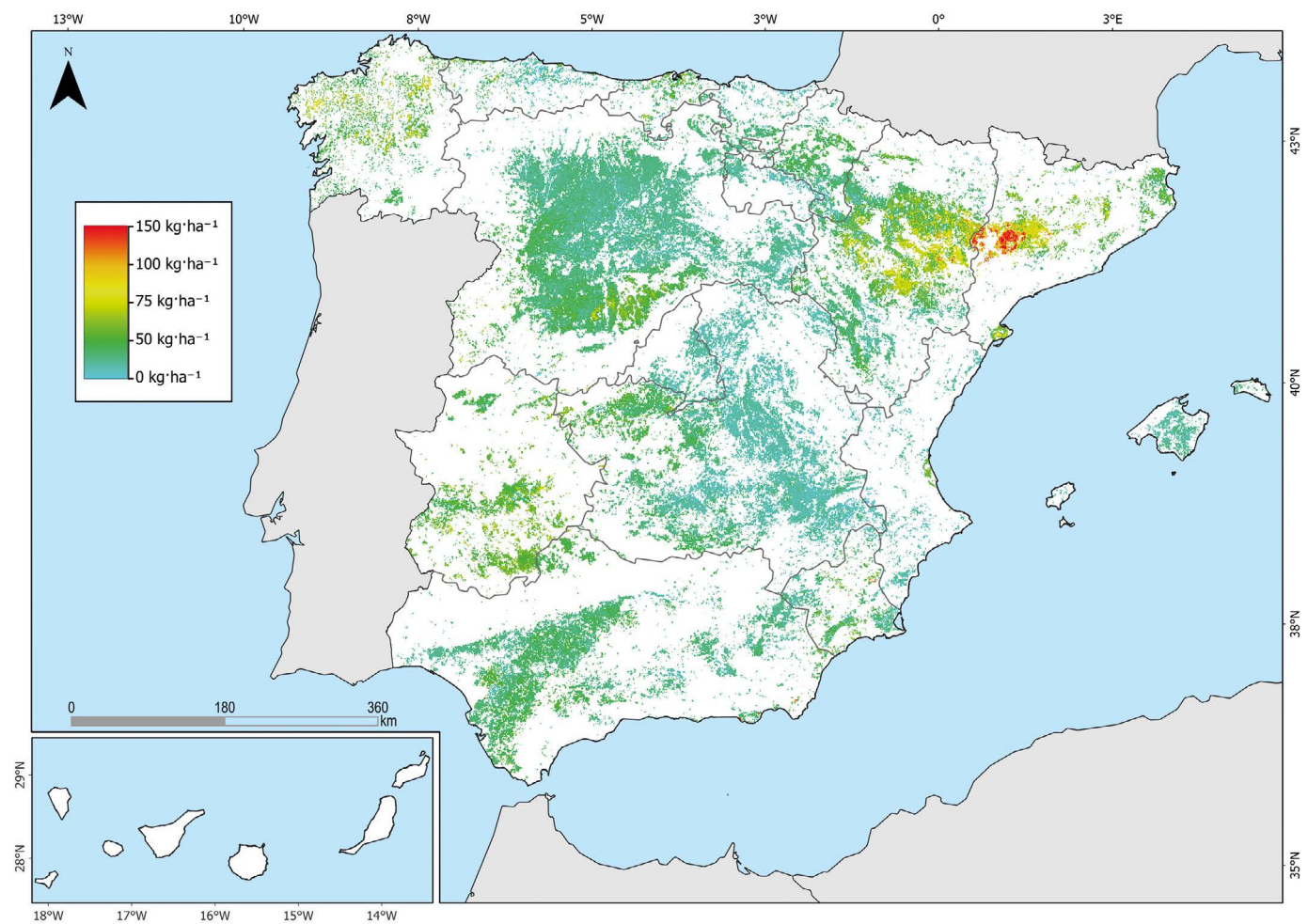
Asumimos que el cambio climático es fruto de las emisiones de carbono como consecuencia de la quema de combustibles fósiles. Sin embargo, buena parte del carbono que está ahora en la atmósfera viene del suelo. La transformación del medio que hemos llevado a cabo durante los últimos 8000 años –tala y quema de bosques, arado, eliminación de vegetación, etc.– ha ido liberando el carbono que se almacenaba en este gran depósito que es el suelo, como muestran las figuras II.3.1 y II.3.5.

Los suelos contienen una reserva de carbono aproximadamente el doble de la que hay en la atmósfera y unas tres veces mayor que la que almacena la vegetación. Pequeñas pérdidas de este gran reservorio podrían tener un impacto significativo en las futuras concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera, por lo que la respuesta de los suelos al calentamiento global es de vital importancia. ¿Puede el cambio climático acelerar la pérdida de carbono del suelo? Los modelos que combinan el clima y el ciclo del carbono muestran grandes diferencias en sus predicciones sobre cómo responderán los suelos al calentamiento global. Todavía hay muchas incertidumbres, y tres preguntas clave siguen sin respuesta clara. La primera es cuán sensible es la materia orgánica del suelo a la temperatura, especialmente aquella que se descompone más lentamente. La segunda es si el calentamiento hará que entre más carbono al suelo –por el aumento de la producción vegetal– o si saldrá más carbono debido a una descomposición más rápida. Y la tercera es cómo interactúa el calentamiento global con otros cambios globales, como la alteración del equilibrio hídrico, el aumento del CO₂ en la atmósfera o los cambios en el uso del suelo. Todo esto hace que sea difícil predecir con exactitud cómo afectará el cambio climático a los suelos y su capacidad para almacenar carbono.

Figura II.3.5. Fuentes y sumideros de carbono. A. A lo largo de la historia, la agricultura ha liberado aproximadamente 116 mil millones de toneladas de carbono a la atmósfera, con una tasa de pérdida que se ha acelerado drásticamente en los últimos 200 años. B. Reservas de carbono en diferentes ecosistemas (kg C m⁻²). Reservas de carbono en la vegetación y el suelo (3 m superiores) en ecosistemas dominados por árboles (arriba) o herbáceas (abajo), para climas tropicales (izquierda), templados (centro) y áridos (derecha). Elaboración propia a partir de Piazza *et al.* (2024).



Mapa II.3.11. Suelos salinos y sódicos de España, que muestra la distribución de áreas salinas, sódicas y potencialmente afectadas por sales. Fuente: ESDAC (2024) y Tóth *et al.* (2008).



Mapa II.3.12. Excedente de nitrógeno, definido como el aporte total de nitrógeno menos el nitrógeno exportado en la cosecha, a una resolución espacial de 1 km² según el modelo DayCent. Fuente: Grizzetti *et al.* (2023).

Si cambiamos de perspectiva, la tragedia puede transformarse en una gran oportunidad, y el suelo convertirse en un verdadero aliado en la lucha contra el cambio climático. Los suelos también podrían desempeñar un papel importante en la mitigación climática; si se logra secuestrar carbono en ellos, podrían constituir un mecanismo significativo para reducir las concentraciones de CO₂ en la atmósfera.

Especialmente relevante son las zonas áridas. Como vemos en la figura, son los que menos carbono albergan en comparación con los ecosistemas tropicales y templados. A nivel mundial, las mayores concentraciones y reservas de carbono orgánico del suelo se encuentran en humedales y turberas, especialmente en regiones de permafrost y en zonas tropicales. En cambio, en las zonas áridas, las concentraciones de carbono orgánico en el suelo son mucho más bajas, a menudo por debajo del 0,5 % de la masa del suelo, lo que da lugar a densidades típicas de entre 0 y 15 kg m⁻². Esto se traduce en densidades de carbono bastante reducidas. Sin embargo, dado que las zonas áridas ocupan una enorme extensión del planeta, la cantidad total de carbono orgánico que almacenan sus suelos es muy relevante para el ciclo global del carbono.

Se estima que los suelos de las tierras secas almacenan unos 431 Gt de carbono orgánico, lo que representa aproximadamente el 33 % del total global en los primeros 1000 metros del perfil del suelo. De este total, 113 Gt se encuentran en zonas hiperáridas y áridas, y 318 Gt en zonas semiáridas y subhúmedas secas. Además del carbono orgánico, estos suelos contienen una gran cantidad de carbono inorgánico, principalmente en forma de carbonato cálcico: unas 916 Gt, lo que equivale al 97 % del carbono inorgánico almacenado en todos los suelos del mundo. De esa cifra, 732 Gt están en zonas hiperáridas y áridas y 184 Gt, en regiones semiáridas y subhúmedas secas.

Los suelos pueden almacenar más carbono en ecosistemas gestionados si se aplican buenas prácticas de manejo. Entre las más efectivas se encuentran: mejorar la productividad vegetal mediante una buena gestión de nutrientes, rotaciones de cultivos y prácticas agronómicas adecuadas; reducir o eliminar el laboreo intensivo; gestionar mejor los restos de cultivos; utilizar enmiendas orgánicas de forma eficiente; cambiar el uso del suelo (por ejemplo, de cultivos a pastizales o árboles); establecer áreas en barbecho; implementar sistemas agroforestales; ajustar la densidad del ganado; e introducir leguminosas o especies vegetales mejoradas. En conjunto, estas prácticas podrían aumentar las reservas de carbono orgánico del suelo en unas 1-1,3 Gt al año.

Sin embargo, el secuestro de carbono en los suelos no está exento de limitaciones como herramienta para mitigar el cambio climático. Existen varios factores que lo hacen una opción incierta: en primer lugar, los suelos tienen un límite de almacenamiento (es decir, solo pueden absorber carbono hasta alcanzar un nuevo equilibrio); en segundo lugar, la permanencia no está garantizada (el carbono almacenado puede liberarse nuevamente si se gestiona mal el suelo); en tercer lugar, puede haber desplazamientos o fugas (por ejemplo, si se gana carbono en un área pero se pierde en otra), y, por último, su efectividad total es limitada, ya que solo puede cubrir una parte de los objetivos de reducción de emisiones. Como vemos, cuidar el suelo no es una cuestión que únicamente atañe a la producción de alimentos o a la desertificación, es imperativo para atajar el cambio climático.

Lecturas Recomendadas

- ARIAS NAVARRO, C., *et al.* 2024. The State of Soils in Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi: 10.2760/7007291 (online), 10.2760/5897030 (print).
- COLEMAN, D.C., CALLAHAM Jr, M.A., CROSSLEY Jr., D.A. 2018. Fundamentals of Soil Ecology. Academic Press.
- GINOUX P, PROSPERO JM, GILL TE, *et al* (2012) Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. *Rev Geophys* 50: RG3005. <https://doi.org/10.1029/2012RG000388>.
- GRIZZETTI, B, VIGIAK, O, AGUILERA, E, ALOE, A, BIGANZOLI, F, BILLEN, G, CALDEIRA, C, DE MEIJ, A, EGGLE, L, EINARSSON, R, GARNIER, J, GINGRICH, S, HRISTOV, J, HUYGENS, D, KOEBLE, R, LASSALETTE, L, LE NOË, J, LIAKOS, L, LUGATO, E, PANAGOS, P, PISONI, E, PISTOCCHI, A, SANZ COBEÑA, A, UDIAS, A, WEISS, F, WILSON, J, ZANNI, M, Knowledge for Integrated Nutrient Management Action Plan (INMAP), Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/692320, JRC129059.
- HASKELL, D.G. 2016. En un metro de bosque. Turner Libros.
- KRAUSMANN F, Erb KH, GINGRICH S, *et al* (2013) Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110:10324-10329. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>.
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) (2022) Inventario Nacional Erosión Suelos 2002-2022. Madrid.
- MONBIOT, G. 2022. Regénesis. Capitán Swing.
- MUÑOZ-ROJAS, M., M. DELGADO-BAQUERIZO, y M. E. LUCAS-BORJA. 2021. «La Biodiversidad y el Carbono Orgánico del Suelo son Esenciales para Revertir la Desertificación.» *Ecosistemas* 30(3). doi: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2238>.
- PANAGOS, P., BROOThAERTS, N., BALLABIO, C., ORGIAZZI, A., DE ROSA, D., BORRELLI, P., LIAKOS, L., VIEIRA, D., VAN EYNDE, E., ARIAS NAVARRO, C., BREURE, T., FENDRICH, A., KÖNINGER, J., LABOUYRIE, M., MATTHEWS, F., MUNTWYLER, A., JIMENEZ, J.M., WOJDA, P., YUNTA, F., MARECHAL, A., SALA, S., JONES, A., 2024. How the EU Soil Observatory is providing solid science for healthy soils. *European Journal of Soil Science*, 75(3), e13507. doi: 10.1111/ejss.13507.
- PIAZZA MV, PINTO P, BAZZONI B, *et al* (2024) From plant litter to soil organic matter: a game to understand carbon dynamics. *Front Ecol Environ* 22:1-10. <https://doi.org/10.1002/fee.2724>.
- PLAZA C, GASCÓ G, MÉNDEZ AM, *et al* (2018) Soil Organic Matter in Dryland Ecosystems. In: García C, Nannipieri P, Hernández TBT-TF of SC (eds) *The Future of Soil Carbon Its Conservation and Formation*. Academic Press, pp 39-70.
- POGGIO, L., DE SOUSA, L. M., BATJES, N. H., HEUVELINK, G. B. M., KEMPEN, B., RIBEIRO, E., and ROSSITER, D.: SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty, *SOIL*, 7, 217-240, <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>, 2021.
- SANJUAN, M. E., G. DEL BARRIO, A. RUIZ, y J. PUIGDEFÁBREGAS. 2014. Mapa de La Condición de La Tierra En España 2000-2010. Memoria. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
- SMITH P (2012) Soils and climate change. *Curr Opin Environ Sustain* 4:539-544. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.005>.
- TÓTH *et al.* (2008) Updated Map of Salt Affected Soils in the European Union. In: Tóth, G., Montanarella, L. and Rusco, E. (Eds.) *Threats to Soil Quality in Europe*. EUR23438 – Scientific and Technical Research series Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities p. 61-74.
- VERDÚ, J.R., CORTEZ, V., ORTIZ, A.J. *et al.* (2020) Biomagnification and body distribution of ivermectin in dung beetles. *Scientific Reports*. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66063-0>.

II.4. Las perturbaciones en la foresta: Entre el esplendor y la desertificación

El avance de la superficie forestal en las últimas décadas es innegable. La razón principal es el progresivo abandono del campo, lo cual ha ido silenciando la frenética actividad rural de antaño. Hasta no hace mucho, vivíamos en pueblos, rodeados de campos de cultivo, bosquetes y praderas. La población, dispersa, ejercía una presión continua sobre los recursos forestales. Los animales pastaban, se recolectaba leña, las praderas se segaban y los campos se araban con fruición. La naturaleza toleraba esta presencia en algunos casos, en otros lo agradecía, y había situaciones en las que se requerían tiempos de descanso.

Poco a poco fuimos emigrando a las ciudades. Se vivía mejor, sobre todo porque había un trabajo que daba salarios más estables que la incierta vida en el campo. El resultado de esta dinámica, iniciada en los años sesenta del siglo pasado, y ratificada en el XXI, parecía llevarnos a una situación ideal. El medio natural, en reposo, se recuperaba de los desmanes sufridos y la gente vivía rodeada de comodidades materiales en la ciudad. Desde ahí imaginábamos que las ardillas podrían volver a corretear de copa en copa por ese bosque de leyenda que cubría la península, y diversas especies, que llegaron a estar al borde de la extinción, iban haciéndose más comunes.

Parte de todo esto es cierto. La foresta en expansión implica contar con más sumideros de carbono, mejores suelos, disminución de las tasas de erosión, e incremento de la biodiversidad. Sin embargo, muchas de esas dinámicas no son favorables. El abandono de la ganadería, el descuido de los montes, o la irrupción de especies alóctonas ha creado paisajes más propensos al fuego. Paradójicamente, el abandono dispara las tasas de erosión en un medio rural acostumbrado a la presencia humana y que nota la falta de dedicación a mantener esos espacios en producción. Es este capítulo incidimos en la complejidad de la relación entre la desertificación y el medio forestal y las nuevas condiciones que encara, que han dado lugar a escenarios que aún no sabemos afrontar. Debemos quitarnos de la cabeza ese paisaje idealizado en el que las ardillas campan a sus anchas y el bosque reverdece una península ocre. No nos podemos contar esos cuentos mientras desde las ciudades creamos una demanda de recursos insaciable –en forma de alimentos, vestimenta, energía, etc.– que implica una huella territorial relevante. Tampoco podemos olvidar que nuestro país es eminentemente árido donde los ecosistemas abiertos y los matorrales tienen más sentido ecológico que los frondosos bosques.

Un edén idealizado

Se dice que la península ibérica estaba cubierta de bosques, hasta el punto de que una ardilla podía ir, sin tocar el suelo, saltando de una rama a otra, desde el cabo de Peñas hasta Tarifa. De ser así, debió de ser hace miles de años, antes de la invención de la agricultura, cuando sus dispersos pobladores, sin noción alguna de que el territorio que pisaban era Iberia, España o cualquier otra entidad territorial histórica, ejercían un impacto muy discreto en la foresta que les cobijaba. Puestos a imaginar, podemos considerar a esos seres humanos bien como unos entes que vivían armónicamente en su medio sin apenas prodigarle ningún daño y cubriendo a la vez todas sus necesidades o, más bien, como unos supervivientes que trataban de abrirse paso entre el tenaz follaje y que usaban el fuego para clarearlo y, cuando pudieron, talaron para vivir en mejores condiciones.

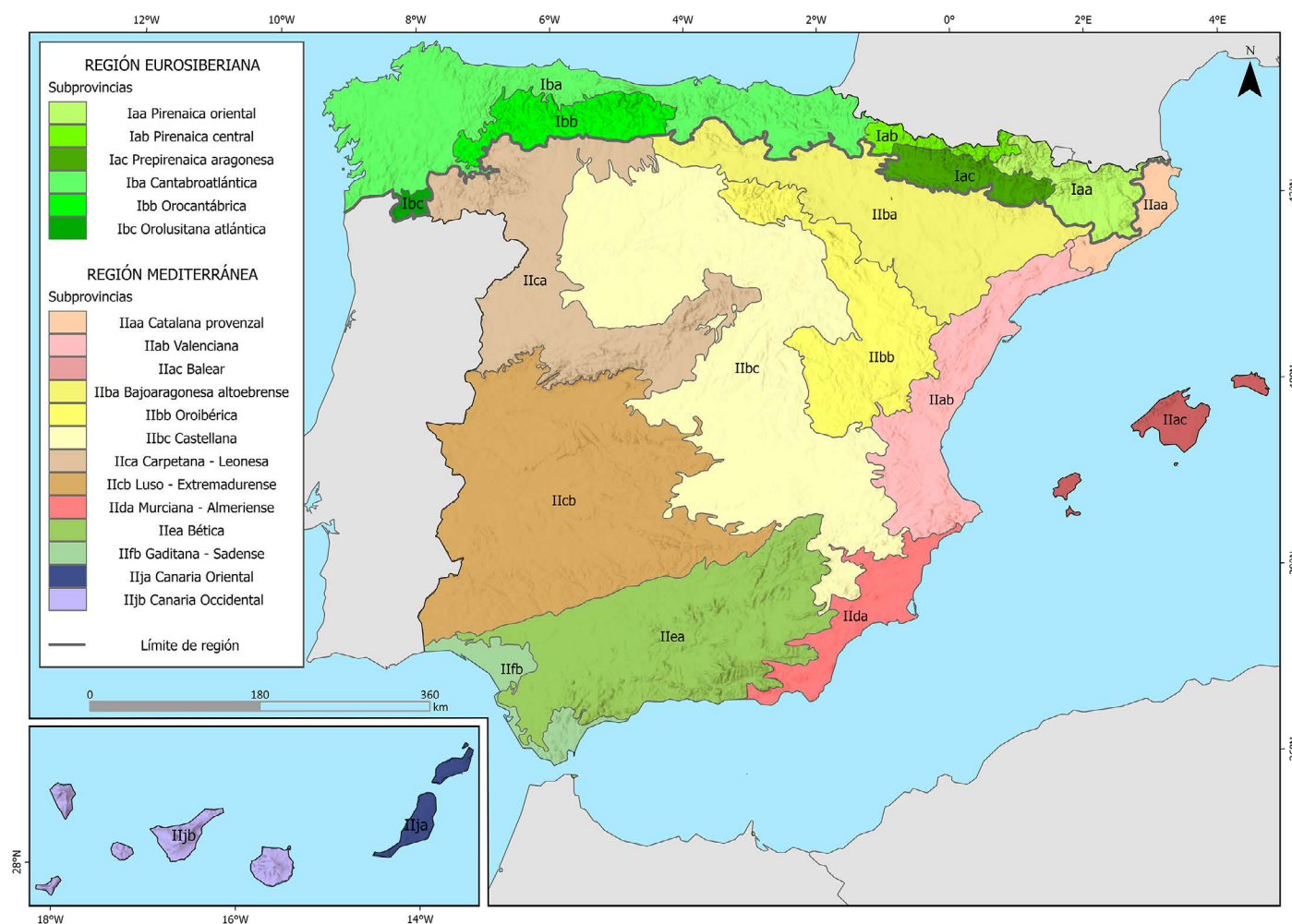
Esa imagen idílica de un esplendor forestal perdido ha sido idealizada desde el mundo urbano, cada vez más desconectado del entorno rural del que provienen los alimentos y materias primas que nos sustentan. Sin embargo, no es descabellado pensar que, de forma natural, existiesen amplias zonas ocupadas por ecosistemas abiertos. Desde el punto de vista de la biodiversidad sería, incluso, una mejora respecto a una compacta y cerrada masa forestal. En efecto, los paisajes en mosaico aportan condiciones más heterogéneas, es decir, una mayor variedad de nichos ecológicos que, por tanto, admiten un mayor número de especies. Pensemos, por ejemplo, en la oferta de recursos pastables de los herbazales, algo esencial para la presencia de grandes herbívoros y, por ende, de sus depredadores. Los bosques enriquecen un paisaje, pero por si lo ocupan todo no queda lugar ni para

otro tipo de ecosistemas ni para el ser humano que, finalmente, se acabó abriendo paso.

Lo que da de sí nuestro medio mediterráneo

La vegetación que podemos encontrar en un territorio viene determinada por su marco climático y litológico. Las primeras condiciones son, además, cambiantes. En efecto, el clima no ha sido siempre el mismo. Así, por ejemplo, la Pequeña Edad del Hielo (1550-1850) dejó en la península una huella en forma de bosques que aún sobreviven en lugares donde no deberían estar dado el clima actual. Uno de estos boques fue el robledal-encinar de la sierra de Gádor, en el sur de la provincia de Almería, posteriormente talado a causa de la fiebre minera que asoló la zona (sección IV.13, caso de estudio «Desertificación heredada: Minería, deforestación y abandono en la sierra de Gádor (Almería)»).

Los mapas de las regiones biogeográficas y de vegetación potencial representan, respectivamente, la distribución de flora y fauna a gran escala al considerar áreas con características ecológicas y evolutivas comunes, y la distribución de la vegetación en función del clima, dividiendo un territorio en zonas con condiciones similares para el crecimiento de plantas. Como podemos observar en el primer mapa, las zonas áridas de nuestro país pertenecen a la región mediterránea, que se extiende, como no podía ser de otra manera, por la cuenca mediterránea: sur de Europa (Italia, Grecia, Francia, Portugal), norte de África (Marruecos, Argelia, Túnez) y partes de Oriente Próximo.



Mapa II.4.1 Regiones biogeográficas. Fuente: Ministerio de Fomento (2019).

España cuenta con varias regiones biogeográficas debido a su diversidad climática, geológica y geográfica. Estas regiones determinan la distribución de la flora y fauna en el territorio, conformando distintos ecosistemas con características propias.

- La región eurosiberiana se extiende por el norte de la península ibérica, abarcando Galicia, la Cornisa Cantábrica y los Pirineos. Se caracteriza por un clima oceánico, con temperaturas suaves y precipitaciones abundantes a lo largo del año. Su vegetación predominante está compuesta por bosques caducifolios de robles, hayas y castaños, que dan cobijo a una fauna variada, incluyendo el oso pardo, el lobo ibérico y numerosas aves forestales.
- La región mediterránea ocupa la mayor parte del territorio peninsular, incluyendo la costa mediterránea, el interior y las islas Baleares. Su clima es mediterráneo, con veranos calurosos y secos e inviernos suaves y lluviosos. La vegetación ha desarrollado adaptaciones a la sequía, con especies como la encina, el alcornoque y el pino, además de formaciones de matorral como la garriga y la maquia. En esta región habitan especies emblemáticas como el lince ibérico, el águila imperial y una gran variedad de reptiles.
- Por otro lado, la región macaronésica comprende el archipiélago de Canarias. Su clima es subtropical, con temperaturas templadas durante todo el año y una fuerte influencia de los vientos alisios, lo que genera contrastes entre las islas más húmedas y las más áridas. Su vegetación es única, con la presencia de la laurisilva en las zonas más húmedas y cardonales y tabaibales en las más secas. La fauna también presenta un alto grado de endemismo, con especies como el lagarto gigante de El Hierro y diversas aves marinas.
- La región alpina se localiza en las altas montañas de los Pirineos y algunas cumbres de la Cordillera Cantábrica, el Sistema Central

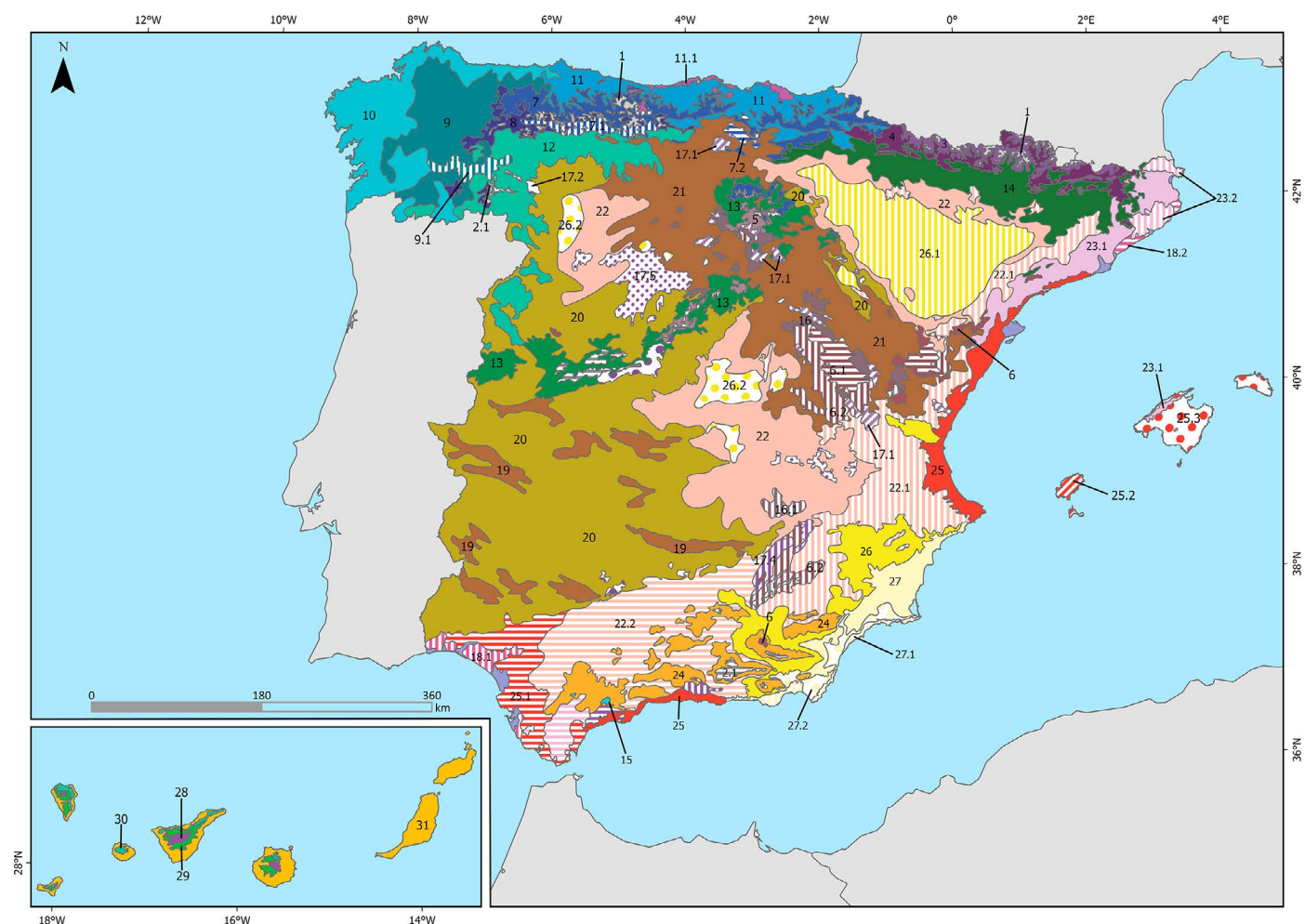
y Sierra Nevada. El clima es de alta montaña, con inviernos fríos y veranos frescos, lo que favorece la presencia de prados alpinos y matorrales de gran resistencia. En estas áreas habitan especies adaptadas a las duras condiciones de la altitud, como el rebeco, el quebrantahuesos y el urogallo.

- Por último, la región estépica o subdesértica se encuentra en zonas áridas del sureste peninsular, especialmente en Almería, Murcia y algunas áreas de Castilla-La Mancha y Aragón. Su clima es semiárido, con escasas precipitaciones y alta evaporación, lo que limita la vegetación a matorrales xerófitos y espartales. A pesar de estas condiciones extremas, la fauna ha desarrollado adaptaciones sorprendentes, destacando especies como la alondra ricotí y el camachuelo trompetero.

Gracias a la variedad de estas regiones biogeográficas, España se considera uno de los países con mayor biodiversidad de Europa, albergando ecosistemas únicos y numerosas especies endémicas.

El mapa II.4.2 presenta los paisajes vegetales como mosaicos repetidos o conjuntos integrados de comunidades vegetales en la línea de las «unidades ambientales». Estas unidades paisajísticas agrupan conjuntos de sistemas naturales que presentan una respuesta más o menos homogénea y relacionada frente a determinados tipos de usos. Su delimitación y estructuración están básicamente concebidas en función de parámetros geomorfológicos, climáticos, litológicos, edáficos, de los sistemas naturales dominantes (identificados principalmente a través de la vegetación) y los principales usos. A menudo constituyen mosaicos repetitivos de tipos de paisajes que interaccionan entre sí en determinadas áreas.

El mapa de paisajes potenciales considera 27 unidades de paisajes vegetales ibero-baleáricos y 4 canarios. Entre los que ocupan diversas zonas



1. «Tasca» alpinizada pirenaico-cantábrica		11. Bosques mixtos eutrofos planocaducifolios, robledales (<i>Quercus robur</i>) encinares y lauredales relictos en el piso colino cantabro-astur y euskaldun		18.1 Pinares de pino piñonero del litoral gaditano-onubense sobre dunas		25. Maquias o garrigas mediterráneo-termófilas de coscoja, lentisco, palmito, acebuches y algarrobos, con o sin pino carrasco, en ambientes infralíticos levantinos, béticos y balearicos	
2.1 «Mosaico oromediterráneo»: variante acidófila		11.1 Variante paleomediterránea de encinares y lauredales litorales y carrascales interiores		18.2 Pinares de pino piñonero de la costa brava catalana sobre granitos litorales, alternando con maquia termófila		25.1 Variante bética con alcornocos, acebuches, pino piñonero y flora psamófila	
2.2 «Mosaico oromediterráneo»: variante basófila		12. Melojares subatlánticos o supramediterráneos del piedemonte del arco hercínico, habitualmente sobre raias pliocuaternarias		19. Bosques mixtos o en mosaico de <i>Quercus</i> mediterráneos, esclerófilos o subesclerófilos (marcescentes), en alineaciones montañosas luso-extremadurenses		25.2 Variante de pinar de pino carrasco con sabinas negrals en Ibiza	
3. Pinares pirenaicos de pino negro, piso subalpino		13. Melojares (<i>Quercus pyrenaica</i>), supramediterráneos del Sistema Central e Ibérico Norte		20. Bosques mixtos o en mosaico de encina y alcornoque luso-extremadurenses y salmantino-durienses		25.3 Variantes con acebuches y algarrobos en Mallorca y Menorca	
4. Pinares albares, hayedos, abedulares y abetales montanos pirenaicos		14. Robledales submediterráneos de robles pubescentes (<i>Quercus pubescens</i>) o quejigos, (<i>Q. subpyrenaica</i> , <i>Q. faginea</i>), carrascales y pinares albares o salgareños prepirenaicos con boj		21. Carrascales continentales y quejigares con sabinas albares en el ambiente supramediterráneo de las parameras ibéricas		26. Maquias continentales de coscoja y pino negro, sabinas negrals o albares y pinares de pino carrasco	
5. Pinares albares del Sistema Central e Ibérico sobre sustratos silíceos		15. Pinsapares y quejigares de las sierras béticas más húmedas a menudo en mosaico con carrascales y pinares de pino carrasco		22. Carrascales continentales, coscojares y pinares de pino carrasco mesomediterráneos, en llanuras terciarias o cuaternarias sobre sustrato básico		26.1 Variante del valle del Ebro	
6. Pinares de pino albar y/o salgareño del Sistema Ibérico meridional y las Béticas sobre suelos carbonatados		16. Sabinas albares del Sistema Ibérico		22.1 Variante termófila de transición, dominio de pino carrasco		26.2 Variante de áreas endorreicas gipsícolas o halófilas de las depresiones terciarias interiores de la mesetas ibéricas	
6.1 Variante oromediterránea (cumbreña) con predominio de pino silvestre		16.1 Variante mesomediterránea manchega		22.2 Variante bética con matagallo - <i>Phlomis purpurea</i> -		27. Espartales, coscojares o espinares y otras formaciones arbustivas-semiáridas murciano-almerienses	
6.2 Variante supramediterránea con predominio de pino salgareño		17.1 Pinares negrals, alcornocales y/o melojares sobre areniscas.		23.1 Alsinares con durillos, lentiscos, madroños, labiágnagos y aladiernos, en mosaico con pinares de pino carrasco y piñonero		27.1 Variante litoral con cornicales y formaciones halófilas	
7. Hayedos del piso montano cantábrico, Pirineo occidental, Sistema Ibérico norte y Sistema Central		17.2 Pinares negrals mixtos o dominados por pino piñonero sobre batolitos graníticos y rocas metamórficas		23.2 Alcornocales. En mezcla con alsinas en los fondos de valle en Cataluña. Presencia salpicada de <i>Quercus pubescens</i> , <i>Q. canariensis</i> , <i>Pinus pinea</i> , <i>P. pinaster</i> y <i>P. halepensis</i>		27.2 Variante interior con espartales, azufalfares, espinares y albardinales	
7.1 Variante cantabro meridional con influencia mediterránea		17.3 Pinares negrals meridionales - <i>Pinus pinaster</i> subsp. <i>hamiltonii</i> sobre peridotitas y serpentinas del sector occidental malacitano-Sierra Bermeja-		23.3 Alcornocales con quejigos (<i>Quercus canariensis</i>) sobre areniscas de la sierra gaditana del Aljibe. Alisadas ribereñas con ojaranzos y helechos subtropicales		28. Paisajes supraforestales de la alta montaña canaria: Retamales, codesares y vegetación de las coladas volcánicas orocanarias	
7.2 Variante de los sistemas Central e Ibérico		17.4 Pinares meridionales (<i>Pinus pinaster</i> subsp. <i>hamiltonii</i> y <i>P. halepensis</i>) y sabinas negrals sobre calcarenitas dolomíticas de las Sierras Béticas		24. Carrascales, quejigares y garrigas con pino carrasco de las sierras béticas		29. Bosques supraalísicos de pino canario con cistáceas y labiadas	
8. Abedulares, robledales, acebados con serbales y melojares en ambientes altimontanos galaico-asturianos		17.5 Pinares (<i>P. pinaster</i> y <i>P. pinea</i>) sobre arenales de la meseta				30. Paisajes de laurisilva y fayal-brezales del piso montano de nieblas «Monteverde»	
9. Carballeiras montanas galaicas en mosaico con abedules, melojares y castañares						31. Paisajes basales canarios en ambientes termoxerófilos: Tabalibales-cardonales, sabinas y restos de los primitivos bosques termocanarios secos	
9.1 Variante mediterránea de los valles Miño y Sil						Vegetación de humedales litorales	
10. Carballeiras (robledales de <i>Quercus robur</i>) colinas galaico-asturianas y pinares (<i>Pinus pinaster</i> var. <i>maritima</i>) sobre sustratos ácidos paleozoicos							

Mapa II.4.2. Paisajes vegetales potenciales. Fuente: elaboración propia a partir de Sainz *et al.* (2010).

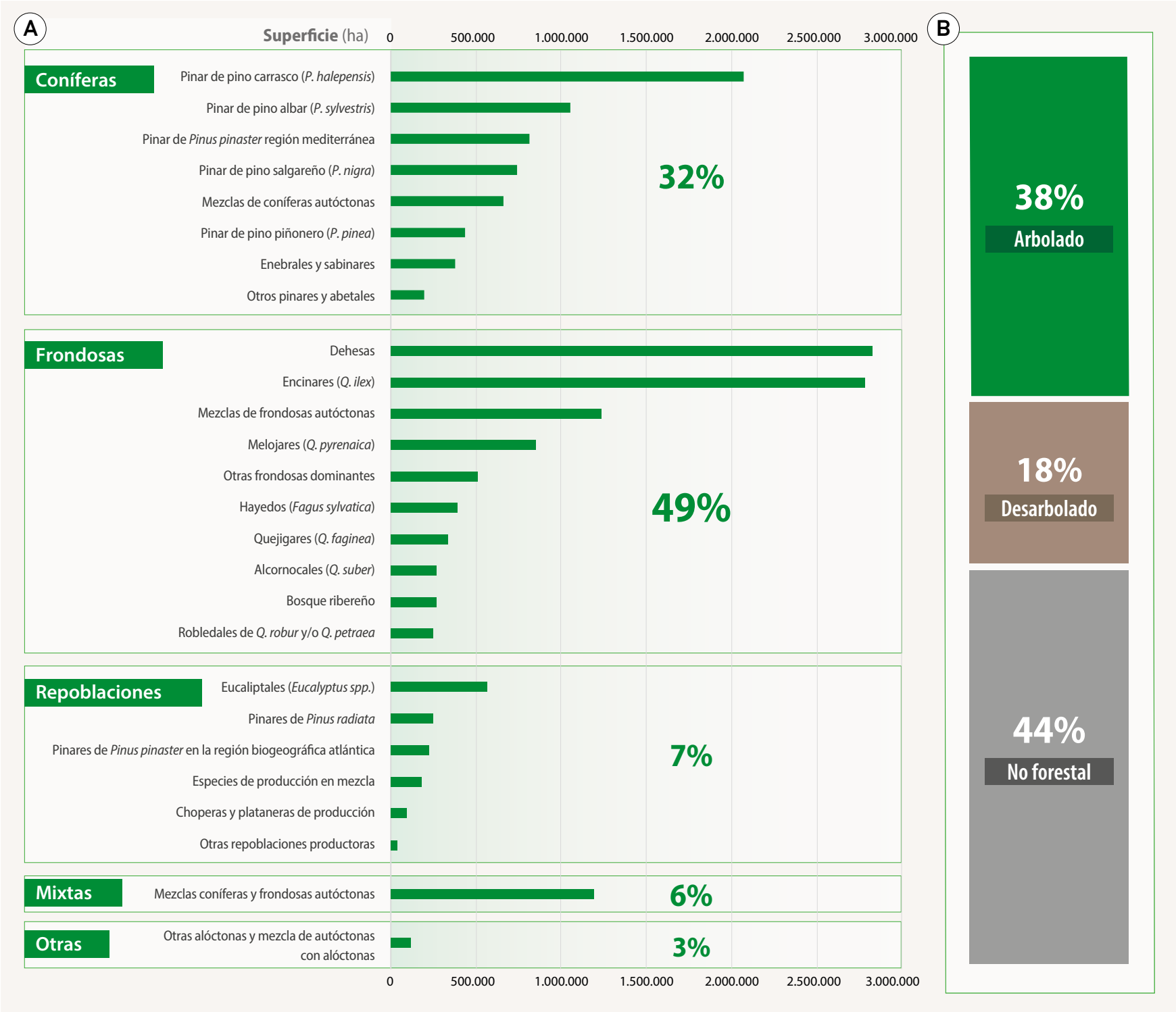
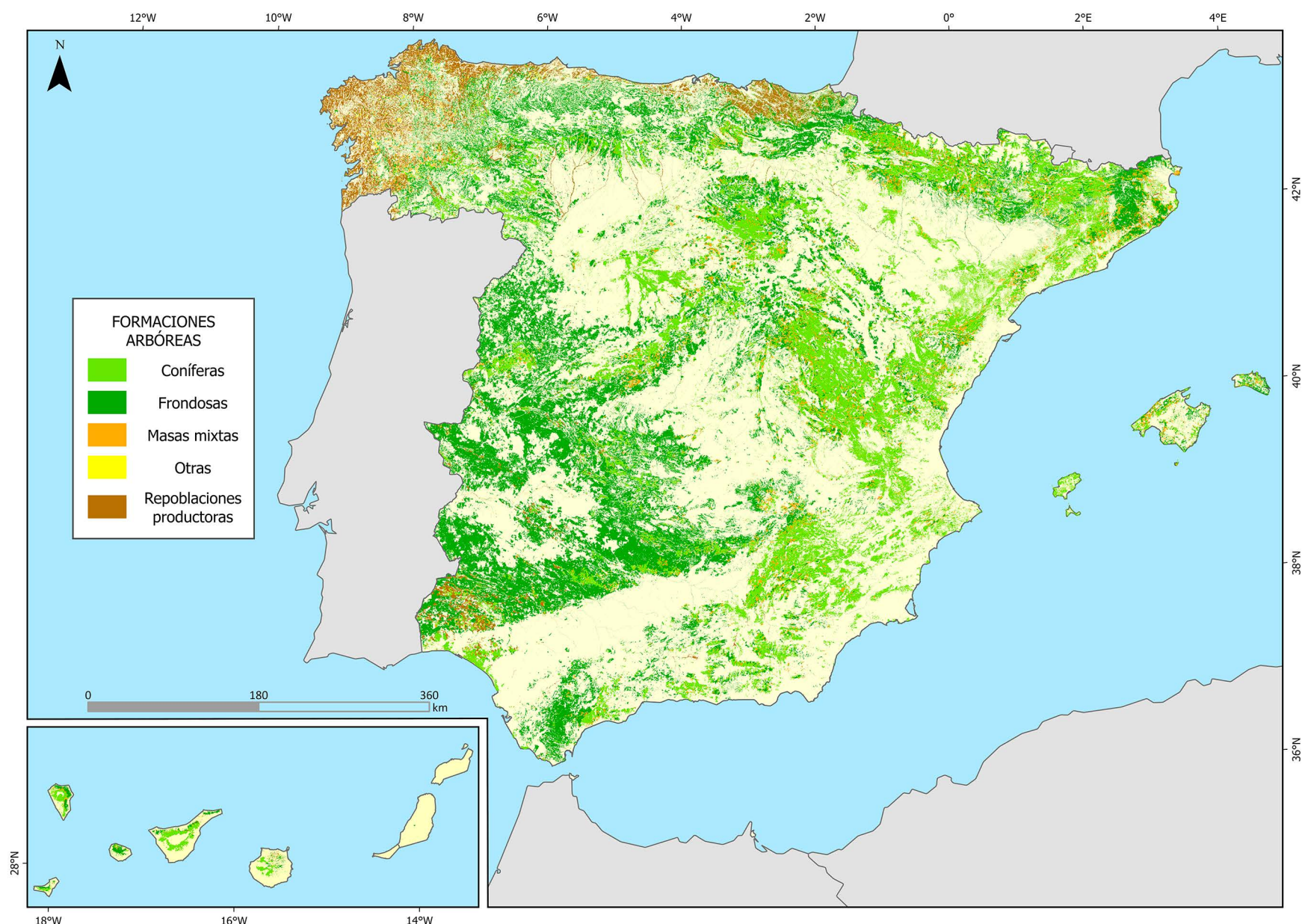


Figura II.4.1. A. Superficie (ha) ocupada según formación de arbolado. B. Porcentaje de superficie según ocupación del suelo. Fuente: Anuario de Estadística Forestal. MITECO (2022).

áridas destacamos los siguientes (información extraída del mencionado trabajo dónde pueden consultarse todos los paisajes con más detalle):

1. En la mitad occidental del sur peninsular (20) destacan los potenciales bosques mixtos o en mosaico de encina y alcornoque luso-extremadurenses y salmantino-durienses. Actualmente el paisaje contiene dehesas monoespecíficas o mixtas, dominadas por encinas y alcornocales en variadas proporciones. Se dan procesos de matorralización, con predominio de jarales, retamares-escobonales y brezales mediterráneos. Además, hay cultivos intercalados bajo el arbolado, a menudo periódicos.
2. En el centro de la depresión del Ebro (26.1) la potencialidad parece corresponder al sabinar albar. El paisaje está caracterizado por albardinares, sisallares-ontinares, romerales gipsófilos, coscojares con

- sabina negral y pino carrasco y algunos rodales de sabinar albar en Monegros. Toda la depresión está muy cultivada. Encontramos cereales en secano, terrazas de los ríos, con cultivos hortícolas o forrajeros y algunas áreas se han puesto recientemente en regadío por medio de canalizaciones. Tras deforestaciones repetitivas e incendios solo queda un 5 % de bosque potencial.
3. En las zonas más térmicas del valle del Guadalquivir (22.2) la vegetación natural que podría ocuparlo son carrascales termohigrófilos béticos con matagallo y otra vegetación arbustiva como lentiscas, acebuchares y maquias mediterráneo-termófilas. Actualmente es un territorio ocupado por diversos tipos de cultivos, donde destacan el olivar, herbáceos e industriales.
 4. En la franja del litoral mediterráneo más septentrional (25) encontramos, potencialmente, maquias o garrigas mediterráneo-termófilas



Mapa II.4.3. Mapa forestal de España. Fuente: MITECO (2024a).

de coscoja, lentisco, palmito, acebuches y algarrobos, con o sin pino carrasco, en ambientes infrailínicos levantinos, béticos y baeáricos. Actualmente dominan en el paisaje los pinares de pino carrasco y, en la costa, se trata de un territorio muy urbanizado. La vegetación a menudo coloniza espacios que fueron antiguas terrazas.

5. En la franja del litoral mediterráneo meridional (27) la vegetación potencial de esta unidad árida o semiárida, marcada por la influencia florística saharo-síndica, y en algunas zonas subdesértica, es típicamente desarbolada, salvo en circunstancias especiales donde pueden aparecer pinares muy abiertos de pino carrasco o formaciones puntuales de *Tetraclinis articulata*.
6. En buena parte de las islas Canarias (31) los únicos bosques potenciales de esta unidad son los sabinares, que representan solo una pequeña parte de estos paisajes dominados por las formaciones suculentas de tabaibales y cardonales. Los sabinares aparecen en un 7 % de esta unidad paisajística.

Los bosques, ¿el anverso de la desertificación?

La sociedad recibe con entusiasmo las sucesivas noticias de que el bosque va ganando territorio. Ante la equívoca, pero persistente imagen de que

la desertificación es el avance del desierto, queremos asistir a una batalla entre los bosques, o cualquier otro verdor, como los esplendorosos regadíos, y el temible desierto, que va devorando tierras fértiles a su paso. Bajo esta influencia, los bosques nos parecen el anverso de la desertificación, y a tenor de los datos más recientes, las ardillas se frotan las manos ante la posibilidad de volver a recorrer la península de cabo a rabo y de copa en copa. En efecto, en poco más de un siglo hemos pasado de seis millones de hectáreas (estimación aproximada de 1903), a 19,2 millones de hectáreas de superficie forestal arbolada. Si a esa superficie le añadimos la cubierta por vegetación más rala, como los arbustos, tenemos un total de superficie forestal de 28,3 millones de hectáreas, es decir, más de la mitad (56 %) de la superficie del país.

La figura II.4.1 presenta una muestra de las formaciones arboladas más representativas de los bosques españoles. Casi la mitad de la superficie arbolada, que ronda el 40 % del territorio, son especies frondosas, donde destacan los encinares (*Quercus ilex*) compactos o aclarados, es decir, las dehesas, con más de cinco millones y medio de hectáreas. A continuación, las coníferas, con casi un tercio de la superficie forestal, son las especies más abundantes. En este grupo destaca el pino carrasco (*Pinus halepensis*), con más de dos millones de hectáreas. Por último, señalar que las repoblaciones ocupan menos del 10 % de la foresta, donde sobresale el eucalipto (*Eucalyptus spp.*), con más de medio millón de hectáreas.

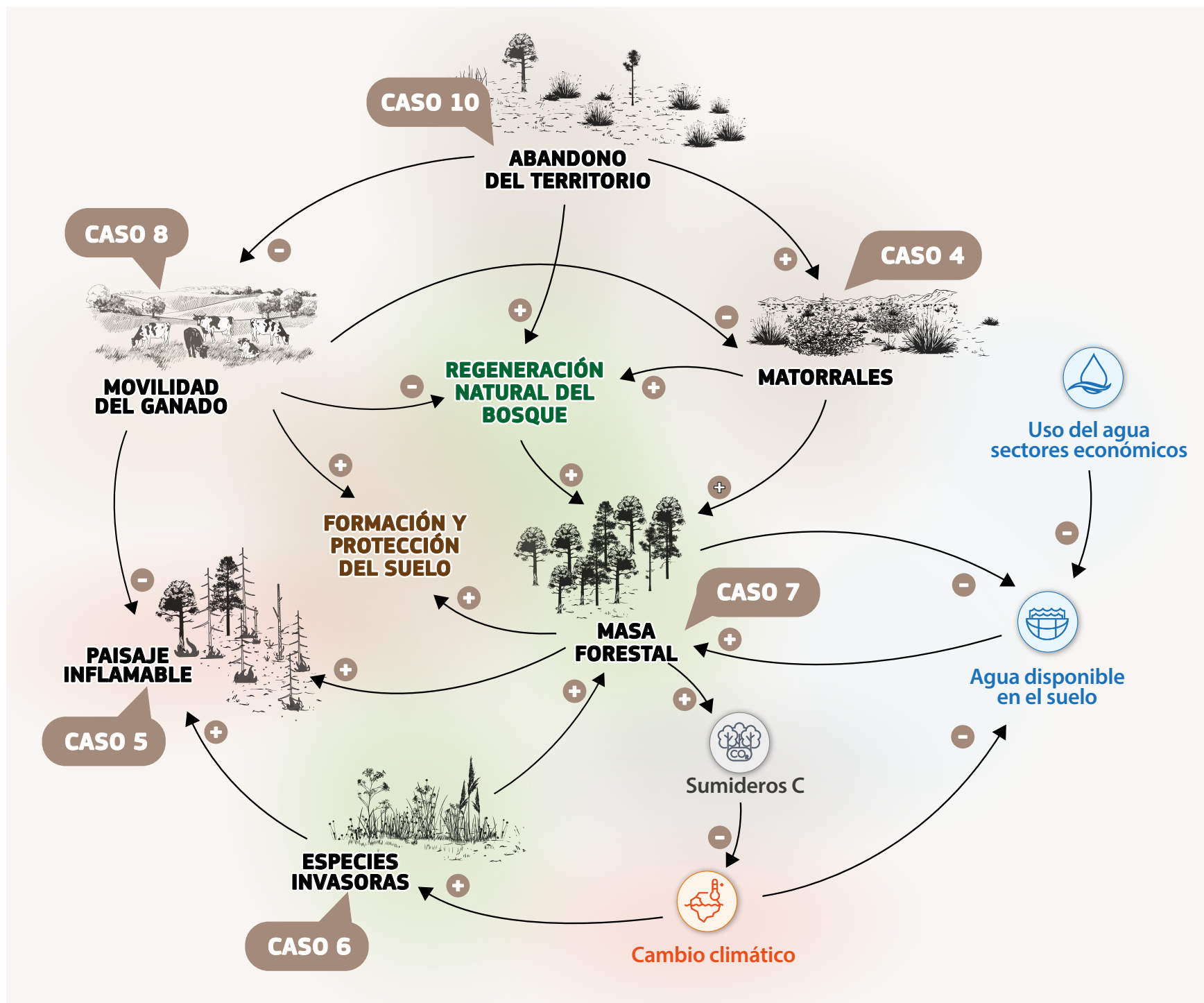
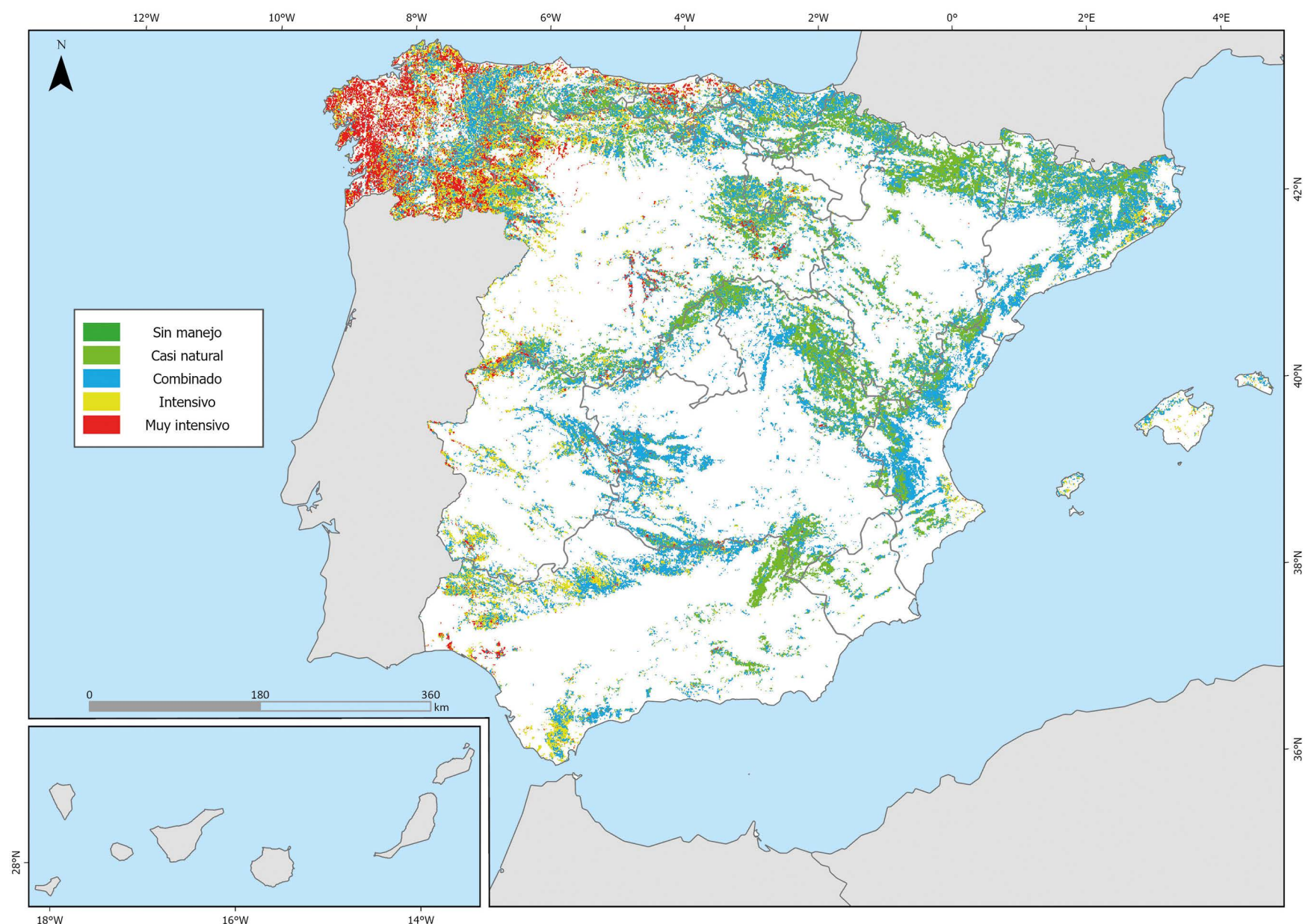


Figura II.4.2. Relaciones causales entre diversos elementos forestales y los casos de estudio de la sección IV.

El mapa forestal de España (mapa II.4.3) recoge la distribución de los ecosistemas forestales del país, proporcionando información detallada sobre su estructura, cobertura y principales especies arbóreas. España alberga una gran diversidad de especies forestales debido a su variada geografía y condiciones climáticas. Entre las más representativas se encuentran la encina (*Quercus ilex*), predominante en la región mediterránea; el alcornoque (*Quercus suber*), característico del suroeste peninsular y fundamental en dehesas y montados, y el pino piñonero (*Pinus pinea*), común en la meseta central y zonas costeras. En áreas montañosas destacan el pino silvestre (*Pinus sylvestris*), presente en el centro y norte, y el haya (*Fagus sylvatica*), que domina en la región eurosiberiana, como la Cordillera Cantábrica y los Pirineos. Además, en mesetas elevadas y zonas montañosas del centro y este se encuentra la sabina albar (*Juniperus thurifera*). Estos bosques reflejan la riqueza y diversidad forestal de España, desempeñando un papel clave en la conservación de la biodiversidad y la regulación del clima. Como vemos en el mapa forestal, en la mitad oriental predominan las coníferas

(pinos o abetos), y en la mitad occidental, las especies de frondosas (castaños, robles o encinas).

El aumento de la superficie boscosa es una buena noticia, a tenor del importante papel que juegan los bosques en, por ejemplo, el suministro de agua de calidad para distintos usos, o en estabilizar y proteger los suelos de la erosión. Buena parte de las reforestaciones llevadas a cabo tuvieron como misión levantar un bosque protector con el fin de atajar las peligrosas avenidas de agua y barro. Con esa consigna se realizaron importantísimas actuaciones, como el Plan General de Reforestación, que sumó entre 3,5 y 4 millones de hectáreas de arbolado. Iniciativas posteriores, como el programa europeo de forestación de tierras agrarias, comenzado en 1993, también contribuyeron al incremento de la cubierta forestal. Pero el bosque también se ha expandido por sí solo, de forma natural, como consecuencia del éxodo rural y el abandono de tierras agrícolas.



Mapa II.4.4. Distribución de las clases de gestión forestal. Fuente: Scherpenhuijzen *et al.* (2025).

Sin embargo, no son todas buenas noticias. Si bien los bosques «fabrican» agua, las rápidas actuaciones forestales suponen un enorme varapalo al balance hídrico del territorio reforestado, sobre todo cuando se trata de zonas áridas. Cada árbol actúa como una bomba succionadora de agua y, como ya se ha comprobado en muchos lugares, ello puede significar la desaparición de manantiales, el descenso de los niveles piezométricos de los acuíferos y, en definitiva, un aumento del estrés hídrico de la zona. Además, los densos marcos de plantación y las especies elegidas –motivados por la necesidad de cubrir lo más rápidamente posible el suelo– resultaron en masas forestales lejos de ese ideal de bosque equilibrado, con una biodiversidad muy pobre. Muchas de estas repoblaciones y el medio rural colonizado por la vegetación de forma desordenada han sido pasto de las llamas y contribuyen a que el paisaje sea más inflamable. Por último, no debemos olvidar que los ecosistemas abiertos son una expresión natural de nuestras condiciones orográficas y ambientales. Estos espacios admiten una mayor biodiversidad cuando logran crear un paisaje en mosaico, donde el bosque es un elemento más. Por último, el ideal de un bosque continuo choca con una necesidad fundamental: la necesidad de contar con pastizales y tierras agrícolas en las que producir alimentos. En España, y en toda Europa, el reverdecimiento de las últimas décadas es patente, pero ello ha sido a costa de importar alimentos y materias primas de lejanos territorios, donde el bosque está en franca degradación (sección IV.17, caso de estudio «El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación»).

No es verde todo lo que reluce

España tiene más árboles, sí, pero sus bosques están más afectados que nunca por largas temporadas secas que los dejan, además, vulnerables a agresiones como las plagas. No es el único devenir que apunta o merodea la desertificación. Hemos explorado varios de ellos en los casos de estudio de la sección IV.

Sin pretender ser exhaustivo, el diagrama de la figura II.4.2 muestra algunas relaciones entre elementos que se tratan en esos casos. Como se puede deducir, el entramado de relaciones directas e indirectas¹ denota la complejidad del problema forestal y la dificultad de catalogar determinadas situaciones como de desertificación o sostenibilidad. Podemos ilustrarlo con algún ejemplo. Así, el despoblamiento del territorio conlleva el abandono de las actividades ganaderas y agrícolas. Con ello reaparece la vegetación natural, como los matorrales y el arbolado. Sin embargo, ese crecimiento

1. Las relaciones directas son aquellas señaladas con un signo «+». Indica que las variables se mueven en la misma dirección. Si una crece, la otra también. Si una decrece la otra se comporta de igual modo, disminuye. Por el contrario, en las relaciones indirectas, que portan un signo «-», las variables representadas se comportan de forma opuesta, si una aumenta, la otra disminuye y viceversa.

desordenado está lejos de un bosque maduro y equilibrado. Los bosques secundarios tardan décadas en establecerse y eso considerando las condiciones climáticas en las que crecieron, las cuales han desaparecido. Si seguimos las flechas, vemos que esa masa forestal, aunque es un sumidero de carbono y protege el suelo, procesos ambos que se traducen en una mayor tasa de formación de suelo, genera paisajes inflamables. Por ello los matorrales y esas masas forestales sin gestionar se consideran paisajes de desertificación en el PAND (véase la figura IV.1.1). Esa inflamabilidad era reducida por el ganado que se encargaba de transformar la celulosa de los rastrojos o los brotes arbustivos en proteína de alta calidad. Al abandonarse el campo e ir desapareciendo oficios como el de pastor, ese elemento de control desaparece. Podemos hacer otras lecturas de este diagrama, e incluir otros aspectos, pero como decíamos, el propósito es mostrar la enorme complejidad del territorio y los matices con los que constantemente se tropieza al hablar de desertificación.

Si el Inventario Nacional Forestal atestigua que en los últimos cuarenta años las masas forestales han ganado terreno en España al pasar de 11,7 millones de hectáreas arboladas a más de 18,5 millones de hectáreas, la salud de esos árboles es otra cosa: el creciente calor y los periodos de sequía más agudos asociados al cambio climático provocado por los humanos han deteriorado los ejemplares en la última década. El avance de la masa forestal no se corresponde con la recuperación de bosques sanos, como esos por donde supuestamente circulaban las ardillas. La manera más fácil de evaluar el estado de los bosques es mirar cuántas hojas tienen. El nivel de defoliación –es decir, de falta de hojas o acículas– marca la salud de los árboles y, por tanto, de las masas forestales. En 2024, la defoliación media en España fue de un 22,9 % que es casi la misma de un año antes (23,06 %) y sigue en los niveles más altos desde que hay registros según el último Inventario de Daños Forestales del Ministerio de Transición Ecológica (el

diario.es). Ese nivel medio de España esconde, lógicamente, estados mucho peores en diversas zonas (como Catalunya o Sierra Morena) y otros mejores. La zona donde más situaciones graves (defoliaciones superiores al 60 %) se han detectado es Cataluña. También esta es la comunidad autónoma con más nivel de pérdida moderada, es decir, entre el 26 % y el 60 % de las copas perdidas

En 2024 esto se hizo más patente también en áreas de Castilla-La Mancha, Baleares, Extremadura, sur de Aragón y la Sierra Morena de Andalucía. Esta situación se ha dado durante un año (2024) que la Agencia Estatal de Meteorología calificó como «húmedo en su conjunto». Las precipitaciones en la península supusieron un 105 % respecto al promedio. Incluso el mes de octubre fue el más lluvioso de toda la serie histórica. Sin embargo, no fue suficiente para remontar significativamente el vuelo tras años de sequía.

Esto se produce porque algunas especies, como las coníferas (los pinos y los abetos), presentan una gran capacidad de resistencia a la falta de agua, pero, una vez superado cierto punto de no retorno, las lluvias ya no les salvan. Por otro lado, las especies frondosas se desprenden de las hojas en cuanto les falta humedad, pero si les llegan las lluvias pueden rebrotar. Plagas al acecho. Están de manera natural en el medio y cuando un árbol se debilita lo atacan. La cuestión es que, cuando la población de árboles está atravesando estrés hídrico, por ejemplo, en lugar de morir un ejemplar muere un corro de árboles. Y ese corro va creciendo

Estos procesos de mortalidad masiva de una especie dominante pueden tener efectos ecológicos a largo plazo y podrían tener profundas consecuencias sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, la composición de especies, los procesos ecohidrológicos, el ciclo biogeoquímico, la dinámica de las perturbaciones y la prestación de servicios ecosistémicos,



Figura II.4.3 A. Monte de pino laricio (*Pinus nigra*), ensanche de las Majadas (Cuenca). Estructura forestal de la masa resultado de aclareo sucesivo uniforme. Fotografía de Manuel E. Lucas Borja.

incluyendo el secuestro de carbono (sección IV.8, caso de estudio 7: Los procesos de mortalidad: Cómo la muerte de los árboles puede acelerar la desertificación»). Los recientes procesos de mortalidad en el sureste de la península ibérica (figura IV.8.1) ilustran perfectamente estos impactos a distintas escalas espaciales, impulsados por la retroalimentación

Los bosques no están muy sanos y además están lejos de ser esos enclaves prístinos. Un reciente estudio muestra que solo una pequeña parte de eso que tenemos idealizado como zonas forestales que la naturaleza va recuperando son verdaderos bosques. Se trata de aquellos que tienen muy poco manejo o ninguno, es decir, aquellos que se parecen más a «lo salvaje». Vemos en el mapa II.4.4 que esas zonas se corresponden con algunos de nuestros principales sistemas montañosos, como el Sistema Central, las Béticas, el Sistema Ibérico o Pirineos. En otras muchas zonas se trata de un bosque con un manejo más o menos intensivo, orientado a la producción de madera.

El devenir natural del bosque: no todas las perturbaciones son degradación

La idea de un bosque continuo en la península ibérica, evocada en la célebre leyenda de la ardilla y reflejada también en otras regiones mediterráneas, como en la novela *El barón rampante* de Italo Calvino, encaja con una antigua teoría ecológica ya desechada: la sucesión ecológica de Clements, que concebía el bosque como el estado clímax de un ecosistema. Esta visión influyó en los ingenieros forestales franceses, quienes, en 1927, acuñaron por primera vez el término *desertificación*. En aquel entonces, la escasa cobertura forestal de Túnez, dominada por estepas y vegetación dispersa, contrastaba con el ideal de exuberancia arbórea que estos ingenieros, formados en el centro de Europa, consideraban el estado óptimo de un ecosistema. Así, el grado de desertificación de un territorio se medía en función de su lejanía con respecto a un paisaje boscoso.

Basándose en la teoría de Clements y otras similares, se asume que cada zona climática está naturalmente caracterizada por un tipo específico de vegetación: el clímax. En la zona climática templada del hemisferio norte, que incluye Europa, esta vegetación es el bosque. Cuando el bosque clímax desaparece como resultado de algún tipo de perturbación, bien natural, como un incendio o la actividad de los herbívoros, o antropogénica, como una tala, el bosque se desarrollará nuevamente de manera espontánea mediante sucesión secundaria una vez que la perturbación cese. Esta teoría se basa en gran medida en la observación de que los campos y praderas abandonados tienden a regenerarse naturalmente en bosques cuando la actividad humana cesa y el ganado es retirado de los terrenos.

En términos generales, la sucesión ecológica en un terreno desnudo comienza con la aparición de plantas pioneras, principalmente herbáceas anuales. Estas especies de ciclo de vida corto crecen rápidamente, se adaptan con facilidad y producen gran cantidad de semillas, asegurando su persistencia en el tiempo. Este patrón de vida, característico de las plantas anuales, es clave para comprender el impacto de la agricultura en los ecosistemas. Muchas de estas primeras colonizadoras son las llamadas «malas hierbas», que brotan en suelos desnudos, huertas y campos arados. Sin embargo, su función ecológica es fundamental: cubren rápidamente el suelo tras una perturbación, generando materia orgánica y fomentando la actividad microbiológica, aspectos esenciales para la instalación de especies más grandes, como arbustos y árboles.

Cuando el suelo adquiere estructura y nutrientes, aparecen las herbáceas perennes, que viven más de un año y desarrollan sistemas de raíces profundos. Estas especies ayudan a formar suelos fértiles al capturar carbono atmosférico y almacenarlo en forma de materia orgánica. A medida que el ecosistema evoluciona, emergen los primeros arbustos pioneros, como leguminosas, que crean hábitats para la fauna y preparan el terreno para la llegada de los

árboles iniciales. Con el tiempo, el suelo madura lo suficiente para sostener árboles longevos, que acaban dominando el paisaje. A medida que crecen y proyectan sombra, las especies pioneras, dependientes de la luz solar, se vuelven menos abundantes, y el ecosistema alcanza un estado más estable. Cabe destacar que este proceso no es lineal, sino dinámico e irregular, con comunidades vegetales que se solapan y evolucionan de forma progresiva.

Las perturbaciones alejan al bosque de su estado de clímax, lo que impulsa un aumento en la productividad primaria. No deben interpretarse como degradación, sino como procesos esenciales para la regeneración del ecosistema. Sin estas interrupciones, el bosque envejece y se debilita progresivamente. Al estimular constantemente la sucesión ecológica, las perturbaciones garantizan la presencia y funcionalidad de distintas especies o comunidades de especies que desempeñan roles clave en el ecosistema. Si un bosque permaneciera intacto, sin alteraciones, su capacidad de respuesta ante una perturbación repentina sería limitada. Carecería de un banco de semillas de hierbas anuales y perennes, arbustos pioneros y otras especies adaptadas a la colonización de espacios abiertos. En otras palabras, el ecosistema perdería las herramientas necesarias para regenerarse y, en consecuencia, colapsaría.

La clave radica en la magnitud de las perturbaciones, es decir, en su frecuencia e intensidad. Si son demasiado severas, como incendios recurrentes o sobrepastoreo, pueden superar la capacidad del sistema para recuperarse. Del mismo modo, perturbaciones demasiado seguidas impiden que el ecosistema complete su regeneración antes de enfrentar un nuevo evento. Además, estas alteraciones pueden tener orígenes e impactos diversos y, a menudo, interactúan entre sí de manera compleja. En el contexto de la desertificación, es crucial analizar dos perturbaciones naturales que, debido a la intervención humana en el paisaje, se han desmadrado, contribuyendo a episodios de degradación y desertificación: la herbivoría y la alteración del régimen natural de incendios.

El encaje de la ganadería en un territorio hostil

Una de las perturbaciones naturales más importantes en la conformación del paisaje y en la regeneración de los ecosistemas es la herbivoría. Existen tres mecanismos esenciales en su interacción con el medio. Los pastadores son los especialistas en comer hierba, mientras que los ramoneadores se centran en hojas, brotes tiernos y frutos, principalmente de plantas leñosas, como arbustos y árboles jóvenes. Por último, los desbrozadores son los grandes herbívoros con capacidad para impactar o tirar árboles y arbustos, aunque estos últimos se clasifican también como grandes ramoneadores.

La presencia de herbívoros silvestres no degrada ecosistemas sanos. Hay dos factores que regulan su presencia y permiten que la vegetación se recupere: los depredadores y que se acabe el alimento. La progresiva sustitución de estos herbívoros por la ganadería cambió las reglas del juego. Un breve recordatorio de los mecanismos de respuesta de las plantas al pastoreo ayudará a entender cómo una perturbación natural se puede convertir en un episodio de degradación.

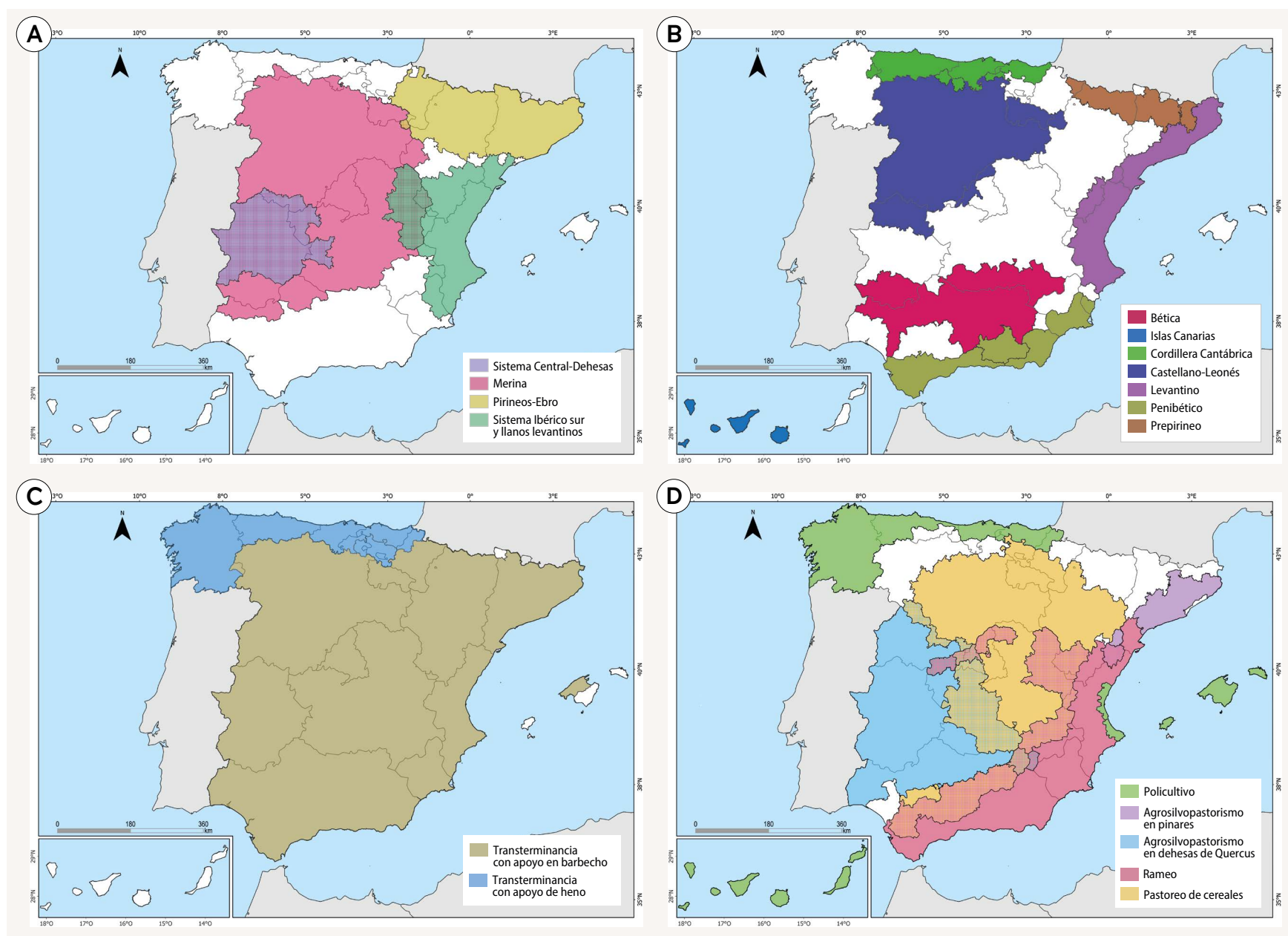
En los árboles, los tejidos de crecimiento o meristemos principales son apicales, esto es, las zonas a partir de las que crece la planta son las puntas de sus ramas. Sin embargo, la mayoría de especies botánicas que forman parte de pastos y praderas, las plantas herbáceas, tienen también meristemos intercalares prácticamente a nivel del suelo, por lo que crecen desde la base de la planta. Esta adaptación es esencial a la hora de convivir con la presencia de herbívoros que pastan. En efecto, cuando un animal pasta, mordiendo y arrancando las hojas de una planta en una pradera, se desencadena un mecanismo de regeneración asombroso. Al ver mermada su capacidad fotosintética, la planta utiliza las reservas de sus raíces y tallos para rebrotar tras ese primer mordisco. Si la planta recibe un segundo mordisco antes de haberse podido restablecer totalmente no dispondrá de suficiente energía



Figura II.4.4. Ovejas pastando. Fotografía de Diego Juste. Fototeca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.



Figura II.4.5. Dehesas en la comarca del Campo Arañuelo, al pie de la cara sur de Gredos, en las provincias de Toledo y Cáceres. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.



Mapas II.4.5. Clasificación de los sistemas pastorales españoles en función de su movilidad: A. Grandes sistemas migratorios. B. Transterminancia a media distancia. C. Transterminancia a corta distancia. D. Pastoreo móvil diario. Fuente: Serrano-Zulueta *et al.* (2024).

en sus raíces para su recuperación, y entrará en un estado de debilidad que puede terminar con la muerte de la planta, tras sucesivos mordiscos.

Esta situación se denomina sobrepastoreo, que tiene que ver, por tanto, con el tiempo de descanso más que con la densidad de animales. Así, por ejemplo, un par de vacas pastando en una hectárea de terreno pueden sobrepastorear muchas plantas si las dejamos semanas en ella en una época de crecimiento activo como la primavera, ya que seguramente volverán a insistir sobre aquellas plantas más nutritivas y palatables sin dejarlas recuperarse. Sin embargo, cientos de vacas en esa misma hectárea no sobrepastorearán ninguna planta, siempre y cuando estén solo un día o unas horas y no vuelvan hasta que se hayan recuperado completamente.

Los mapas de movilidad de los sistemas pastorales españoles (mapas II.4.5) dan una idea de cómo pueden aprovecharse amplias zonas del país de manera que se obtenga proteína animal de primera calidad y, además, ayude de forma indirecta al ecosistema reduciendo la presencia de material inflamable o manteniendo su agrobiodiversidad (sección IV.10, caso de estudio «La dehesa: Un paisaje cultural afrontando los desafíos del futuro»). Durante siglos el ganado se ha movido de un sitio a otro para aprovechar los pastos. Su relevancia era tal que Azorín escribió: «El genio de España no podrá ser comprendido sin la consideración de este ir y venir de los rebaños

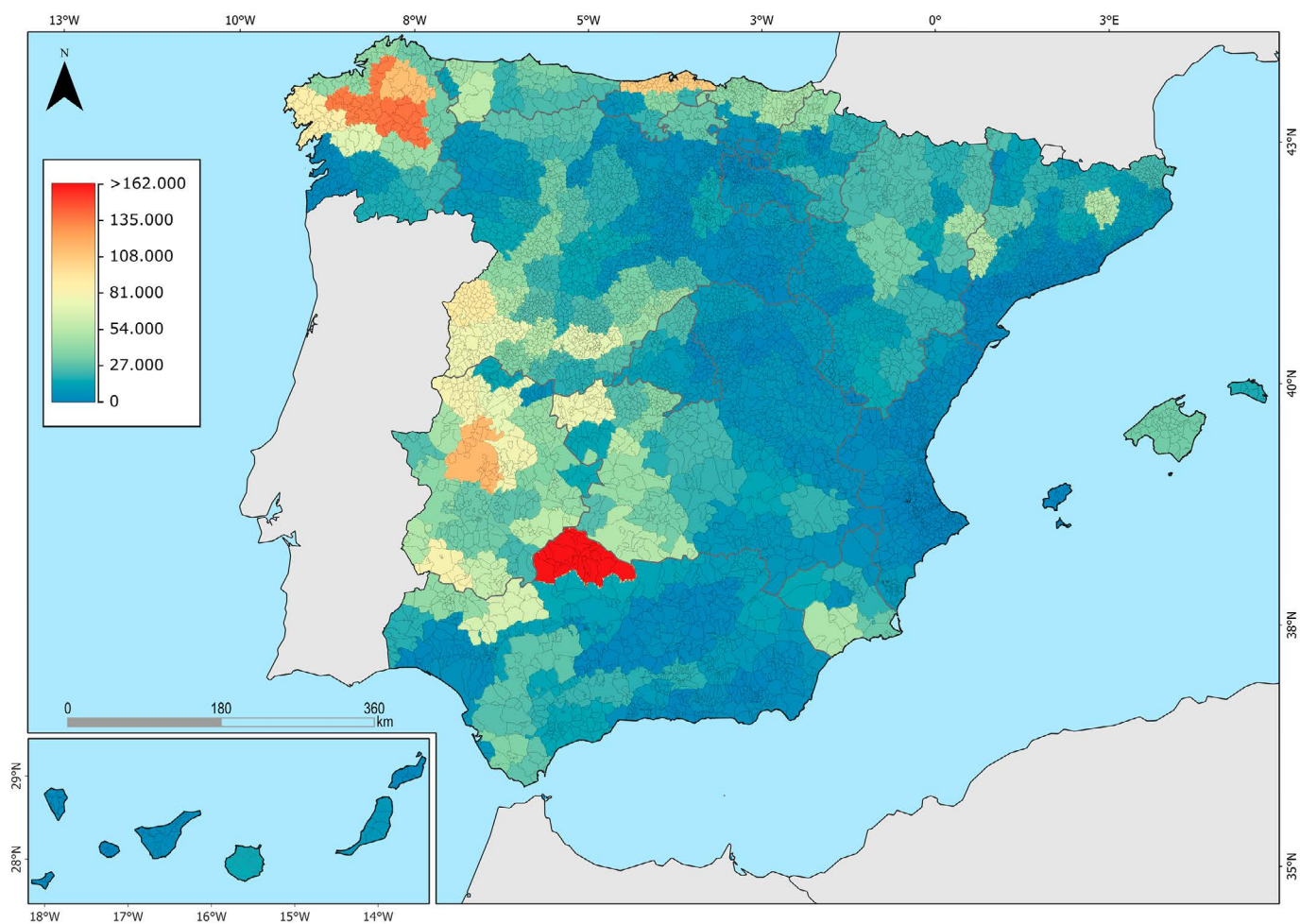
por montañas y llanuras». Fruto de ello se estableció una tupida red de vías pecuarias (mapa II.4.6) que permitía trasladar a los animales generalmente siguiendo un gradiente norte-sur. En la magnífica serie *Cuadernos de Trashumancia*, alojada en la web del MITECO, podemos leer la historia de cada una de estas vías.

Por otra parte, si la planta llega a este punto óptimo de crecimiento y no es pastada por ningún animal, sus hojas empezarán a amarillear y a oxidarse, perdiendo capacidad fotosintética. Además, todas estas hojas secas harán sombra sobre las nuevas hojas que podrían ir saliendo de su base (recordemos que estas plantas crecen a partir de la base), dificultando su crecimiento. Esta condición se conoce como subpastoreo o sobredescanso, y puede conducir también a la degradación y muerte de la planta y al empobrecimiento en diversidad y productividad de la pradera o pastizal. En otras palabras, es lo que ocurre en praderas donde ya no hay animales ni ningún tipo de gestión. En este caso, los tejidos de la planta no pasan por un proceso de descomposición biológica que las incorpora al ciclo de nutrientes, como lo haría en caso de ser pastada, sino química, suponiendo un escaso o nulo aporte de nutrientes al suelo y al ecosistema al que pertenece.

El herbívoro en cuestión no solo participa comiéndose la planta y potenciando, como hemos visto, el rebrote de la misma, sino que cumple muchas



Mapa II.4.6. Red General de Vías Pecuarias de España. Fuente: MITECO (2024b).



Mapa II.4.7. Número de animales totales (ovino, caprino, vacuno) en unidades de ganado equivalente por comarca. Fuente: elaboración propia a partir de Malek *et al.* (2024).

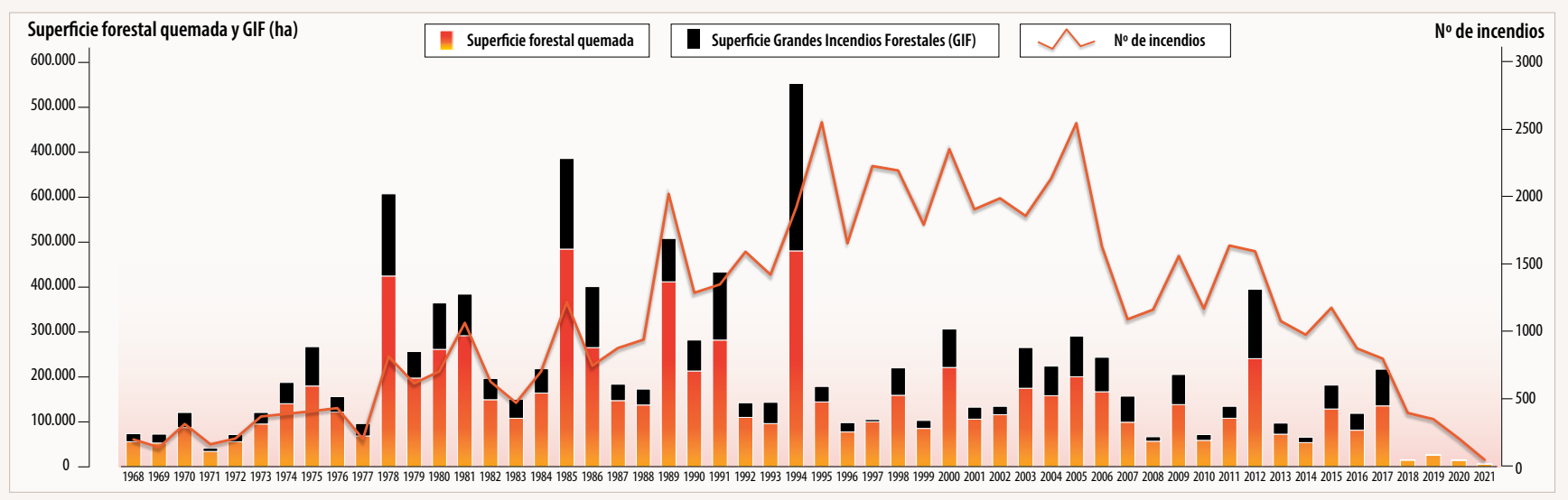
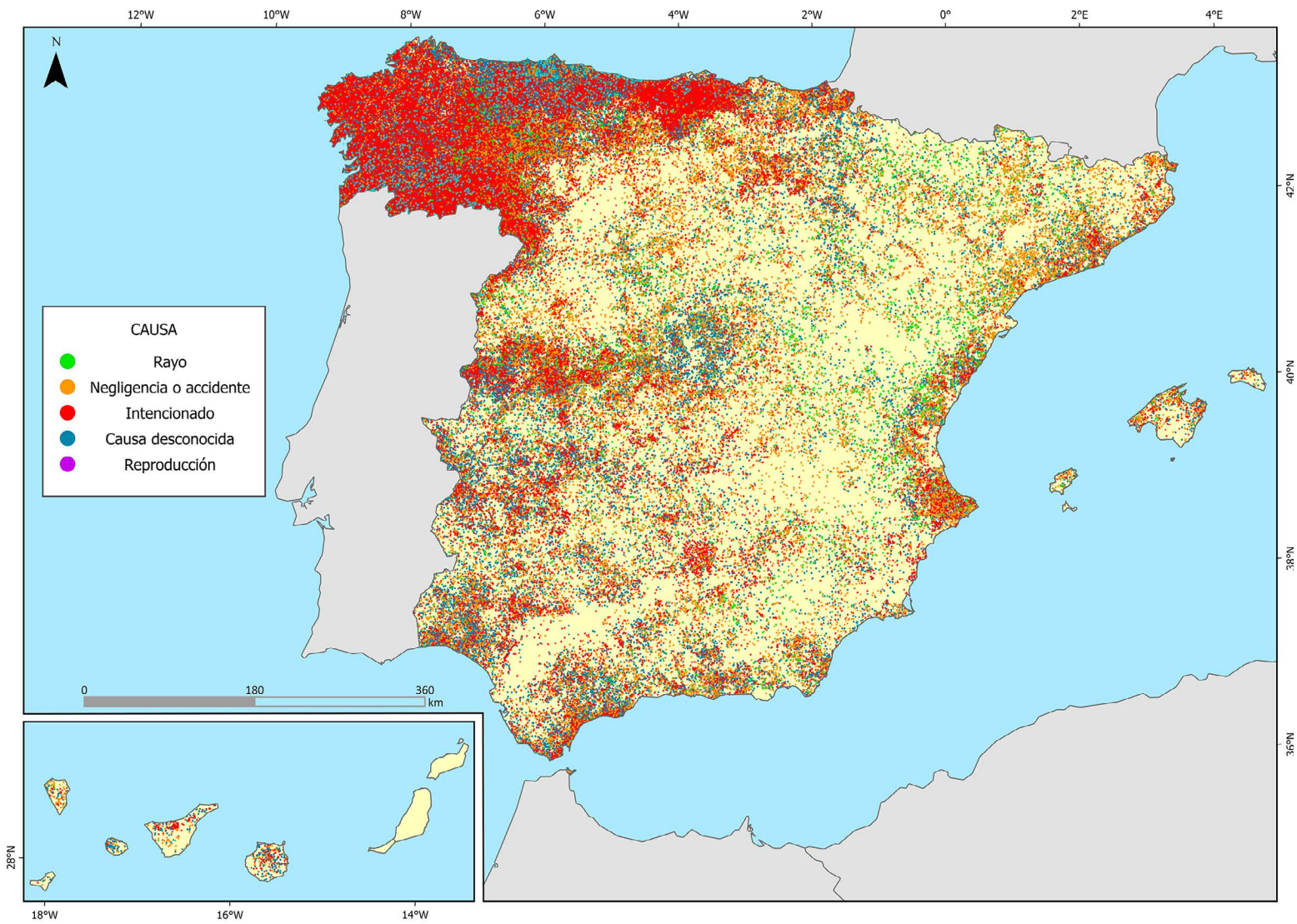


Figura II.4.6. Evolución de la superficie forestal quemada por incendios normales y por grandes incendios (ha) y del número de incendios entre 1963 y 2021. Fuente: MITECO (2025).



Mapa II.4.8. Incendios forestales ocurridos entre 1968 y 2021 según causa. Fuente: MITECO (2025).

otras funciones. Por un lado, el pisoteo con sus pezuñas favorece la germinación de muchas semillas. Por otra parte, el animal va a orinar y defecar en la pradera, aportando y reciclando nutrientes esenciales que serán incorporados al suelo a través de los organismos coprófagos (principalmente escarabajos), las lombrices de tierra y, sobre todo, por los microorganismos descomponedores. Además, si la planta ya ha sembrado, transportará estas

semillas por otras zonas, favoreciendo su dispersión. Por todo esto se dice que la hierba necesita que la muerdan, que la orinen y defequen, que la pisoteen y, por último, que la dejen descansar.

A pesar de estos argumentos, la ganadería no tiene buena prensa. Su huella en el territorio ha supuesto la tala de bosques para crear pastizales o el

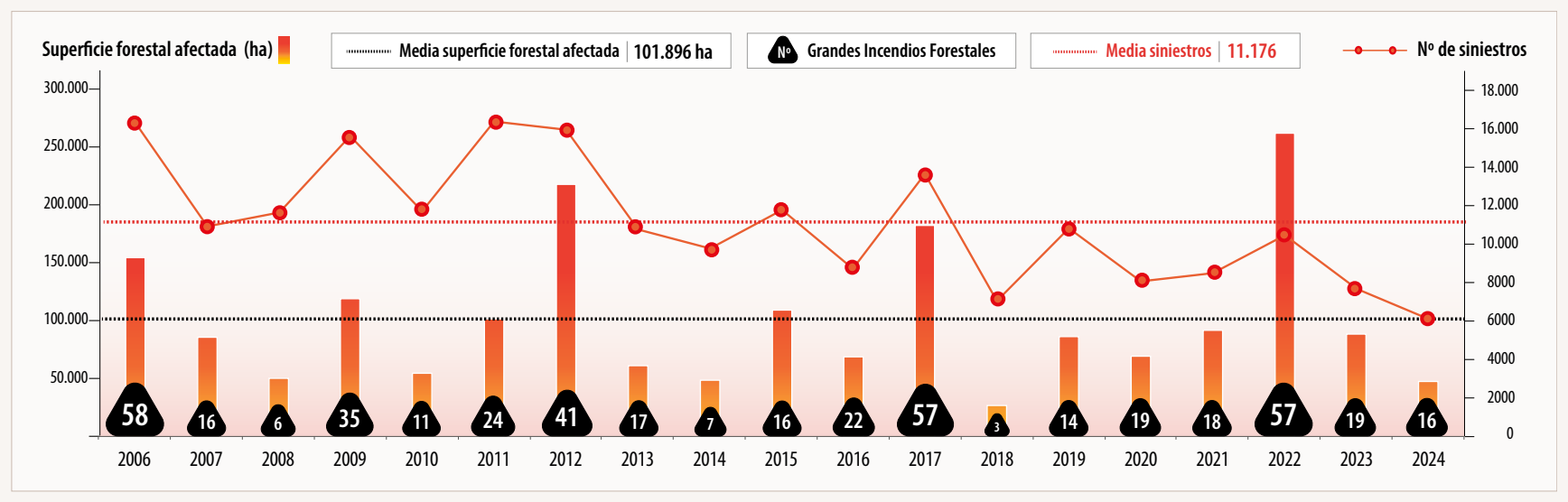
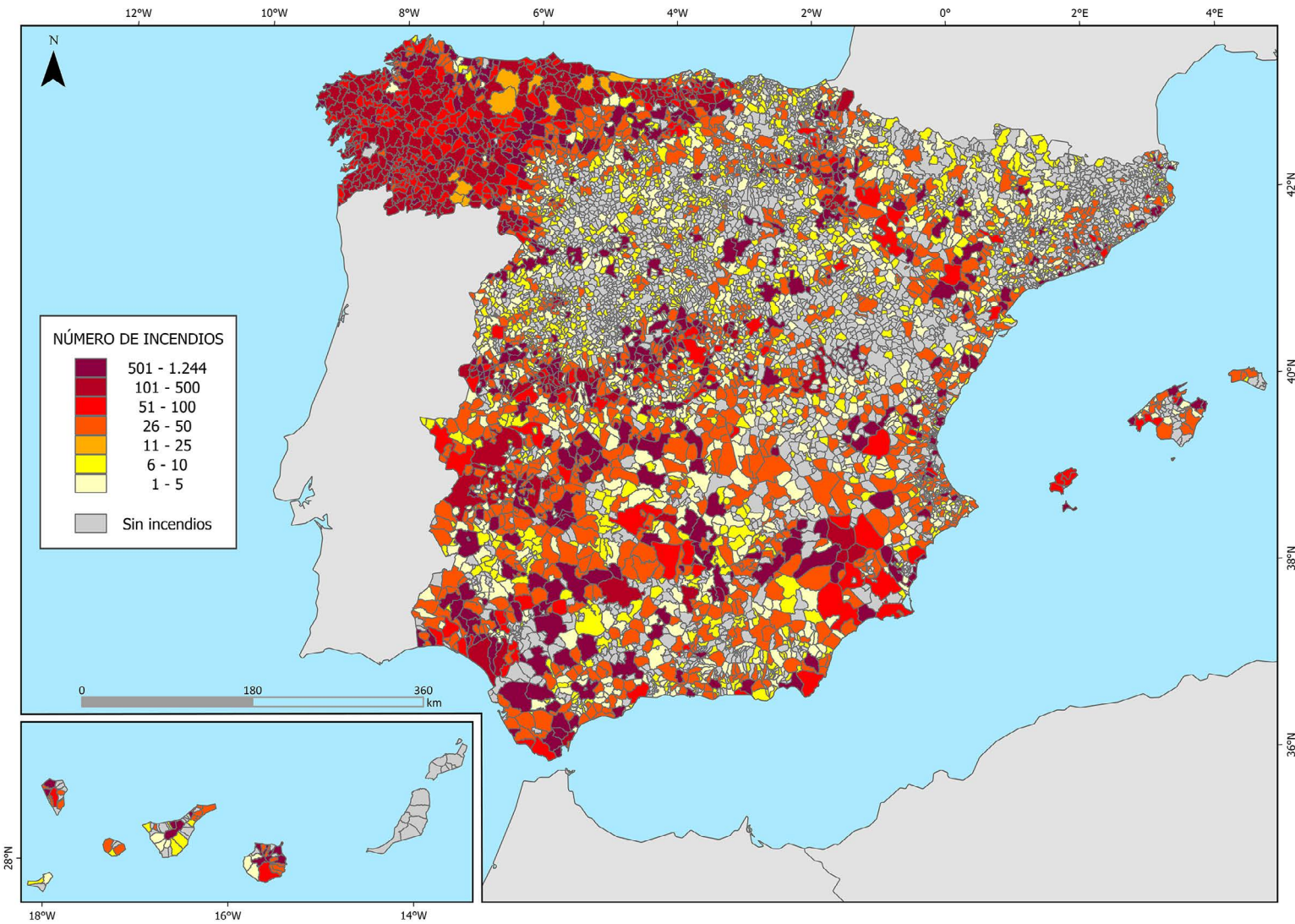


Figura II.4.7. Evolución de los incendios forestales en España para el periodo 2006-2024. Fuente: MITECO (2025).



Mapa II.4.9. Frecuencia de incendios forestales por municipio. Fuente: MITECO (2025).

sobrepastoreo del monte. Más recientemente, el ganado es acusado como uno de los principales responsables del cambio climático por sus emisiones de metano. Además, a la carne se le achacan problemas de salud y de un consumo de agua excesivo en su producción. Son cifras que deben ser puestas en contexto. Por ejemplo, hay que distinguir entre los distintos tipos de agua que se utilizan (verde, azul y gris) pues el 94 % de la huella hídrica se debe al agua verde, es decir al agua procedente de la lluvia, no del regadío. También es esencial prestar atención al grado de intensificación

del sistema de producción, que va desde la ganadería industrial hasta los sistemas extensivos con movilidad. Estos últimos imitan la presencia de los grandes herbívoros en la naturaleza y considerarlos como emisores de carbono equivale a contabilizar las emisiones de CO₂ de los humanos.

El mapa II.4.7 muestra la presencia de ovejas, cabras y vacas en el territorio. Como vemos, hay muy poca ganadería en amplias zonas del país. Destaca Galicia, la costa de Cantabria y Cáceres pero, por encima de ello, sobresale la

comarca de Los Pedroches en Córdoba. El mapa puede sugerir que en estas zonas la presión sobre los recursos pastables es muy alta. Sin embargo, faltan atributos para llegar a esa conclusión. Así, sabemos que la ganadería de Los Pedroches es fundamentalmente ganado vacuno orientado a la producción de leche, es decir, animales estabulados que reciben su alimento en forma de pienso. En Cáceres, sin embargo, muchos de esos animales puede que pasten en las dehesas, pero no sabemos nada de su movilidad y cuánto alimento suplementario consumen. Lo cierto es que el ganado ha ido abandonando el campo y concentrándose en macrogranjas (mapa II.6.13). El éxodo rural (sección IV.10; caso de estudio 9 «Desertificación por abandono de tierras agrícolas») y por ende del pastoreo, ha permitido que buena parte de España reverdezca, cuestión que encierra, como hemos visto más arriba, una serie de ventajas, pero también de potenciales problemas (sección IV.6; caso de estudio «Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego»).

Por otro, la ganadería industrial explica buena parte de esas emisiones: 261.305 toneladas en 2021. Además, la mala gestión de los purines de estas instalaciones impacta significativamente en la calidad de las aguas subterráneas debido al exceso de nitratos (mapas II.2.9 y II.3.11). Esta progresiva transformación del sector ganadero, donde cada vez hay más animales y menos explotaciones, ha transformado los paisajes de desertificación. Ya no tiene mucho sentido que los sistemas agrosilvopastorales formen parte de ellos (el mencionado caso de las dehesas), aunque la cuestión de la movilidad del ganado es un punto esencial en esta consideración, mientras que las macrogranjas desafían el propio concepto de desertificación. Por un lado, son emisores de contaminantes y carecen de base territorial. Por otro, los insumos que consumen, en forma de piensos, proceden de lejanos lugares, por lo que la huella de degradación queda desacoplada del lugar de producción (ver caso exportación degradación).

El régimen de incendios

Como hemos visto, el fuego es una perturbación natural que necesita nuestro ecosistema para la regeneración de bosques y montes, pues aporta estrategias rebrotadoras y de germinación tras su paso. Sin embargo, ha dejado de ser una perturbación natural que modela el paisaje para convertirse en una terrible amenaza que en más de un 96 % de los incendios de causa conocida en España está ocasionada por el ser humano.

La extinción, por sí misma, no resuelve el problema, hay que invertir en prevención. En 2017 el 63 % de los incendios producidos quedaron en menos de una hectárea afectada, esto es gracias a que la extinción de los incendios es exitosa. Sin embargo, y aunque resulte paradójico, estas intervenciones interrumpen el régimen natural de incendios, acumulando combustible en el monte de una temporada a otra. En otras palabras, los incendios pequeños evitan los de grandes dimensiones.

Fruto de una perversa combinación de factores –especies alóctonas, cambio climático, abandono del medio rural y matorralización del territorio, efectiva extinción de pequeños incendios y, en definitiva, mala gestión del territorio– se crean extensísimas superficies forestales que arden con facilidad. En definitiva, el régimen de incendios ha cambiado (recuérdese el recién mencionado caso de estudio) debido al aumento de la continuidad vertical y horizontal de biomasa forestal, con la consecuente disminución de discontinuidades a nivel paisaje y ausencia de mosaicos con diferentes usos del suelo que servirían de interrupciones naturales frente a la circulación del fuego.

Los 603.581 incendios forestales ocurridos entre 1968 y 2021 (mapa II.4.8) quemaron 7.651.286 hectáreas (figura II.4.6). Aunque parecemos haber sobrepasado el pico de siniestralidad, entre el inicio de los años 90 y 2005, es preocupante el número de grandes incendios (figura II.4.7) y las características cada vez más devastadoras de los incendios, como luego veremos.

Como se observa en la figura II.4.7, en las dos últimas décadas se ha reducido el número de siniestros, pero crece el número de grandes incendios forestales (GIF), que calcinan áreas superiores a 500 hectáreas. Los GIF son escasos, pero sus consecuencias son devastadoras. En términos cuantitativos, representan tan solo el 0,6 % del total de los incendios ocurridos entre 1983 y 2016. Sin embargo, calcinaron el 40,4 % del total de la superficie quemada.

Como vemos en los mapas II.4.8 y II.4.9, la España húmeda concentra el número de siniestros acumulados. En las comunidades autónomas de Galicia (72 %) y Asturias (21 %) se ubican el 93 % de las localidades donde más cantidad de siniestros se desencadenan. Solo se hallan siete municipios ajenos a esas regiones en los 100 municipios con más incendios: Vega de Pas (Cantabria, 45 en el escalafón), Badajoz (Extremadura, en el puesto 59), Baztán (Navarra, 64), Cabuérniga (Cantabria, 68), Cáceres (Extremadura,

	1ª Generación	2ª Generación	3ª Generación	4ª Generación	5ª Generación	6ª Generación
 Masa forestal continua	×	×	×	×	×	×
 Incremento carga de biomasa		×	×	×	×	×
 Alta velocidad e intensidad de las llamas			×	×	×	×
 Afecta a interfaz urbano-forestal				×	×	×
 Simultaneidad varios incendios					×	×
 Crean sus propias condiciones meteorológicas						×

Figura II.4.8. Elementos que incluyen las diversas generaciones de incendios. Elaboración propia a partir de Hernández *et al.* (2025).

77), Rionansa (Cantabria, 90) y Hermisende (Castilla y León, 91). Buena parte de los términos municipales gallegos y asturianos padecieron más de 100 incendios en el periodo registrado, con casos de más de 1200. Muchas de estas situaciones responden a la intencionalidad (80 %), relacionada con el uso cultural del fuego en prácticas agropecuarias que buscan favorecer el crecimiento del pasto en detrimento del matorral.

La sofisticación de los incendios forestales

Contemplamos con estupor el nuevo tipo de incendios forestales que vemos en las noticias. Lo que da miedo es detrás de ellos parece haber vida propia. Los incendios han ido adquiriendo una serie de propiedades que los ha convertido en una especie de entes con vida propia que solo pararán de devorar hectáreas de bosque, y también casas, cuando lo consideren oportuno.

Se trata de los denominados incendios de sexta generación, aquellos cuya velocidad, intensidad e imprevisibilidad exceden la capacidad de control de los servicios de extinción. Su característica más llamativa es que son capaces de modificar las condiciones meteorológicas de la zona, produciendo pirocúmulos que pueden derivar en tormentas de fuego y que tienen un comportamiento tan impredecible que imposibilitan su extinción sería considerados dentro de esta nueva categoría. Este atributo encuentra sustento en tres ingredientes: abandono rural y del monte, la mala, escasa o a veces nula gestión de la biomasa sobrante de los bosques –cuestión relacionada con el punto anterior– y el cambio climático.

Si hablamos de sexta generación, se sobreentiende que hay otras cinco anteriores. A lo largo del tiempo, los incendios forestales han evolucionado hasta convertirse en fenómenos cada vez más complejos y difíciles de gestionar; la figura II.4.7 nos presenta esta evolución. Los de primera generación se caracterizaban por propagarse de forma ilimitada en paisajes continuos. Con la acumulación de vegetación en esos mismos paisajes, surgieron los incendios de segunda generación, que aumentaron su velocidad de propagación. En la tercera generación, además de la continuidad y velocidad, se sumó una mayor intensidad de las llamas. Posteriormente, en la cuarta generación, el foco se desplazó a la interfaz urbano-forestal, poniendo en riesgo no solo los bosques, sino también vidas humanas y bienes materiales, lo que convirtió los incendios en auténticas emergencias civiles. La quinta generación introdujo la simultaneidad: varios incendios intensos, rápidos y continuos ocurriendo al mismo tiempo. Finalmente, los incendios de sexta generación representan un fenómeno extremo y poco predecible; son capaces de generar sus propias condiciones meteorológicas y de quemar bosques ya debilitados por la sequía, superando con frecuencia la capacidad de extinción de los equipos de emergencia.

Ante la enorme dificultad de contener este tipo de incendios, la estrategia más inteligente, una vez más, es prevenir. Lo más inmediato es desarticular los factores que están detrás de ellos, es decir, gestionar de manera inteligente un mundo rural cada vez más abandonado, acudiendo al consejo de los que habitaron esos lugares desde antaño y conocen sus peculiaridades. Una de las estrategias principales es romper la continuidad de las masas forestales, creando paisajes en mosaico –que a su vez aumentan la biodiversidad, como veremos en la sección II.5– que den lugar a espacios donde el fuego sea apagable. Para ello hacen falta inversiones, contar con los conocimientos forestales pertinentes –que ayuden a superar la llamada paradoja de la extinción: cuanto más eficientes sean los servicios de extinción, estos llegarán a apagar casi todos los fuegos fáciles, pero cuando se combinen las peores circunstancias, incluida la simultaneidad, unos pocos devendrán catastróficos, pues se habrá acumulado un material inflamable que los fuegos de baja intensidad consumían– y fomentar actividades como la ganadería extensiva con movilidad que, además de ayudar a limpiar el monte, son fuentes de desarrollo económico y proveedores de alimentos de primera calidad.

¿Podemos esperar una versión aún más dañina de los incendios forestales? Si no se acomete la gestión del territorio con las directrices expuestas, lo que podemos esperar es que la continuidad y densidad de combustible impedirán la actuación de los medios de extinción al superar en mucho sus límites técnicos y de seguridad del personal. El cambio climático, de seguir la tendencia observada, nos va a proporcionar un contexto muy favorable para estos grandes incendios.

Lecturas recomendadas

- ÁLVAREZ, C. 2024. El gran avance del bosque en España: así ha cambiado el paisaje en 100 años. El País. https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2024-09-15/el-gran-avance-del-bosque-en-espana-asi-ha-cambiado-el-paisaje-en-100-anos.html?event_log=oklogin
- BLANCO, J. A. (2017). Bosques, suelo y agua: explorando sus interacciones. *Ecosistemas*, 26(2), 1-9. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-2.01>
- HERNÁNDEZ, L. *et al.* (2025). Incendios fuera de control. 20 años promoviendo la prevención. WWF España
- MAESTRE, Fernando T., and Jordi CORTINA. 2004. «Are Pinus Halepensis Plantations Useful as a Restoration Tool in Semiarid Mediterranean Areas?» *Forest Ecology and Management* 198:303-17. doi: 10.1016/j.foreco.2004.05.040.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). (2013). La trashumancia en España. Libro Blanco. Dirección General de Desarrollo Sostenible del Medio Rural. Recuperado de https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/publicaciones/publicaciones-de-desarrollo-rural/LIBRO%20BLANCO%202013_tcm30-131212.pdf.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). (2019). Los Incendios Forestales en España. Decenio 2006-2015. Madrid. 166 p. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/incendios-decenio-2006-2015_tcm30-521617.pdf
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s.f.). Cuadernos de la trashumancia. Gobierno de España. Recuperado el 26 de julio de 2025, de https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/vias-pecuarias/rvp_cuadernos_trashumancia.html
- MITECO 2022. Anuario Estadístico Forestal. Madrid. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/estadisticas/avance-estadistica-forestal-2022-v2.pdf>
- MORI, A.S. (2011), Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 48: 280-292. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01956.x>
- PAUSAS, J.G. (2024) Incendios forestales. Una introducción a la ecología del fuego. Madrid: CSIC y Catarata.
- PEMÁN GARCÍA J, Iñaki IRIARTE GOÑI, Francisco JOSÉ LARIO LEZA (2017) La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/libro75anosdeunailusion_b_tcm30-530962.pdf
- SAINZ OLLERO H, SÁNCHEZ DE DIOS R, GARCÍA-CERVIGÓN MORALES A (2010) La Cartografía Sintética De Los Paisajes Vegetales Españoles. *Ecología* 23:249-272
- SCHERPENHUIJZEN N, WEST TAP, DEBONNE N, *et al* (2025) Mapping forest management regimes in Europe. *For Ecol Manage* 594: 122940 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122940>
- SERRANO-ZULUETA, Rubén, Antonio GÓMEZ-SAL, Ferrán PAUNÉ, Elena VELADO-ALONSO, Jesús GARZÓN, Agustín DEL PRADO, Pedro María HERRERA, Julio MAJADAS, Francesca PASETTI, Esther PRADA-LLORENTE, and Pablo MANZANO. 2024. «A Classification of Pastoralism in Spain: Understanding the Past To Address Present Challenges.» *Nomadic Peoples* 28(2):242-74. doi: 10.3828/whnpn.63837646691057.
- TURNER, Matthew D., Diana K. DAVIS, Emily T. YEH, Pierre HIERNAUX, Emma R. LOIZEAUX, Emily M. FORNOF, Anika M. RICE, and Aaron K. SUTER. 2023. «Great Green Walls: Hype, Myth, and Science.» *Annual Review of Environment and Resources* 48:263-87. doi: 10.1146/annurev-environ-112321-111102.
- VERA FWM 2000. Grazing ecology and forest history. Wallingfore: CABI Publishing.

II.5. La pérdida de biodiversidad es desertificación

Aunque de manera intrincada pero explícita, en la definición de desertificación se menciona la pérdida de biodiversidad como desertificación. El declive del número de especies o de ejemplares es, en el fondo, otra consecuencia de la sobreexplotación de recursos y de los cambios en el uso del suelo.

Mientras que en tiempos pretéritos la pérdida de biodiversidad se asociaba a la eliminación directa de ejemplares, por ejemplo, a través de la caza o la roturación de los espacios forestales para conseguir tierras de cultivo o pastizales, en tiempos más recientes el deterioro de la biodiversidad sigue rutas más sutiles. La fragmentación del territorio, atravesado por un creciente número de vías de comunicación (carreteras y vías de tren) que impiden la circulación de la fauna, da lugar a espacios aislados que dificultan la conectividad de las poblaciones animales. La invasión de especies exóticas, acelerada por el cambio climático, puede considerarse un vehículo de degradación al poner en riesgo la viabilidad de diversas especies autóctonas, pero también un síntoma de degradación. Por último, el deterioro de las masas de agua subterránea impacta negativamente en los humedales, cuya desaparición o contaminación arrastra a la flora y fauna que albergaba.

La conservación de la biodiversidad muestra cuál debe ser el espíritu de las estrategias que abordan la desertificación. Se trata de implementar una gestión inteligente del territorio que permita crear las condiciones adecuadas para que las diversas especies cuenten con hábitats sanos en los que vivir, y no tanto tener como objetivo tratar un síntoma de degradación concreto como puede ser salvar determinadas especies emblemáticas. Además, el auge de determinadas especies choca frontalmente con algunos intereses económicos, lo que pone de manifiesto la necesaria gobernanza en materia de desertificación.

Dos convenciones para atender el problema de la pérdida de biodiversidad

En 1992 se celebró la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro. En ella se aprobaron tres convenciones que señalaban las principales preocupaciones medioambientales de la humanidad. Una de ellas fue el Convenio sobre la Diversidad Biológica. Es el instrumento internacional para «la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos», que ha sido ratificado por 196 países. Sin embargo, la CNUCLD también se preocupa sobre la biodiversidad, puesto que, recordemos, por degradación se entiende «la pérdida de productividad biológica, económica y de biodiversidad».

De esta manera, la pérdida de biodiversidad es una arista más de este puzzle que es la desertificación. Es importante dejar claro, como vamos tratando de asentar a lo largo de esta obra, el orden causal del problema. Es decir, la pérdida de biodiversidad, que desencadena diversos factores como el cambio del uso de la tierra, la liberación de contaminantes al medio o la fragmentación de hábitats, es un proceso más de desertificación. Sin embargo, la cuestión se plantea en ocasiones justo al revés: ¿causa la desertificación pérdida de biodiversidad? Esta cuestión, incómoda, asume implícitamente que la desertificación es en sí misma un proceso capaz de alterar ecosistemas. En realidad, es un conjunto de procesos que operan simultáneamente y es por eso mismo por lo que resulta tan complicado cuantificarla y cartografiarla. Ahora bien, en un territorio desertificado, donde ya se han perdido determinadas capacidades, como suelo fértil o recursos hídricos, es mucho más complicado revertir la pérdida de biodiversidad que en un territorio que mantenga sus servicios ecosistémicos a pleno rendimiento. Desde este punto de vista, la desertificación puede concebirse como un agente causal, pero como hemos visto, ninguno de los tres indicadores que la CNUCLD utiliza para monitorizar la desertificación aborda específicamente la cuestión de la biodiversidad. Solo el cambio en el uso de la tierra puede darnos pistas sobre ello, alegando que estos cambios impactan directa (mediante la eliminación de ejemplares) o indirectamente (mediante

la perturbación o eliminación de sus hábitats) sobre la biodiversidad. Dicho esto, existe una clara sinergia entre las convenciones de Biodiversidad y Desertificación. El mensaje del día de la desertificación de 2025 apunta en esta línea: «Proteger la vida en la Tierra significa proteger la tierra. Solo restaurando el 15 % de las tierras degradadas, se podría evitar hasta el 60 % de las extinciones de especies previstas».

De acuerdo al último Informe anual sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España de 2023, el índice tendencia de las poblaciones de aves comunes muestra un declive importante en muchas de las especies de aves ligadas a los ambientes agrícolas, lo que podría estar relacionado con la intensificación de las prácticas agrícolas. Otros usos aparentemente más inocuos también impactan en la biodiversidad. Así, las plantas fotovoltaicas, debido a su alto grado de ocupación y transformación del territorio, pueden tener un impacto directo sobre: (i) la biodiversidad, ya que implica la pérdida y destrucción de hábitats de flora y fauna y la fragmentación de poblaciones, y (ii) el paisaje, al introducir un gran número de elementos antrópicos en una matriz con un alto grado de naturalidad. Los terrenos con mejores aptitudes para la instalación de las plantas fotovoltaicas son las zonas llanas, con bajo valor económico y proximidad a la red de transportes, que suelen coincidir con hábitats esteparios bien conservados e importantes para la fauna. Un claro ejemplo de este conflicto lo constituyen las aves esteparias, muchas de las cuales se encuentran amenazadas o en regresión en España.

Ello aviva el debate sobre, al menos, un par de cuestiones. En primer lugar, los efectos colaterales de políticas medioambientales bienintencionadas que persiguen la descarbonización acaban por causar serios perjuicios al medio. En segundo lugar, nuestra enorme capacidad para cambiar el aspecto de un lugar en poco tiempo (en este caso invadiéndolo con placas solares) no permite ir evaluando gradualmente el impacto de la intervención. Es decir, para cuando se quiere revertir una mala decisión ya no se está a tiempo.

Aunque los esfuerzos por recuperar parte de la biodiversidad —sobre todo centrado en especies emblemáticas como el lince (*Lynx pardinus*), el felino



Figura II.5.1. Huertos solares en el Campo de Tabernas, Almería. Foto: Jaime Martínez-Valderrama.

más amenazado del mundo— ha sido encomiable y está dando sus frutos, otras especies están en retroceso. Cuando esto sucede en las zonas áridas, el fenómeno forma parte de la desertificación. Como muestra del complejo mundo en el que vivimos, resulta que el avance de otro tipo de especies también lo consideramos un problema de degradación de la biodiversidad. Esta paradoja la encarnan las especies invasoras. En efecto, las especies exóticas invasoras constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo. Se trata de aquella especie «que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética».

El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras del MITECO incluye aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan, de hecho, o puedan llegar a constituir una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agricultura, o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. Los siguientes mapas muestran, con datos de 2013, la distribución de las especies exóticas vegetales (herbáceas, arbustivas y arbóreas), pero existe información con distinto grado de detalle de otros taxones (peces, hongos, mamíferos, etc.). Mantener actualizada esta información es muy relevante de cara a abordar la desertificación y otros problemas, tanto de corte medioambiental como socioeconómicos.

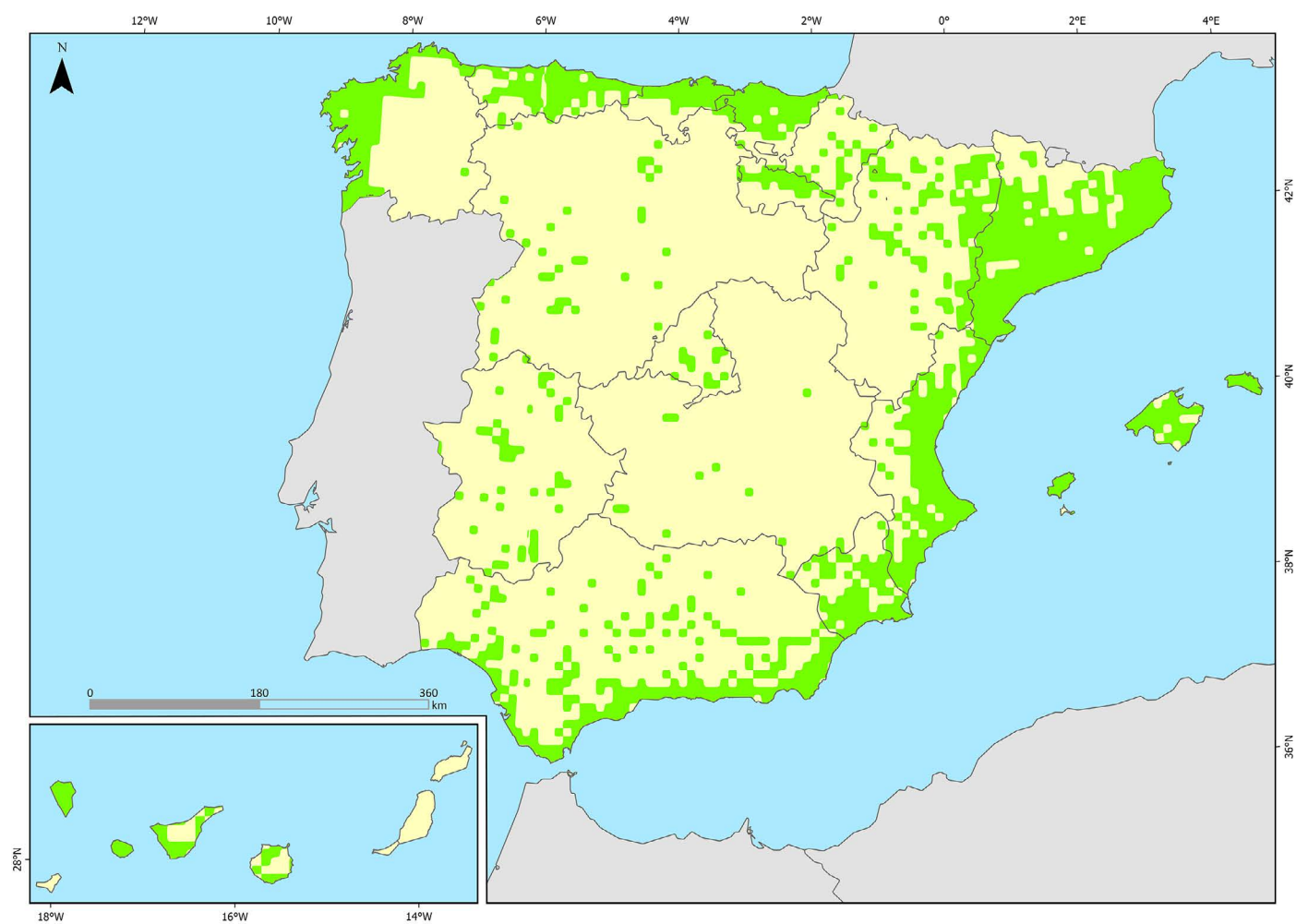
La fragmentación de hábitats

Tenemos una idea relación bastante clara entre la pérdida de biodiversidad y la extinción de especies con la eliminación de ejemplares a través de, por

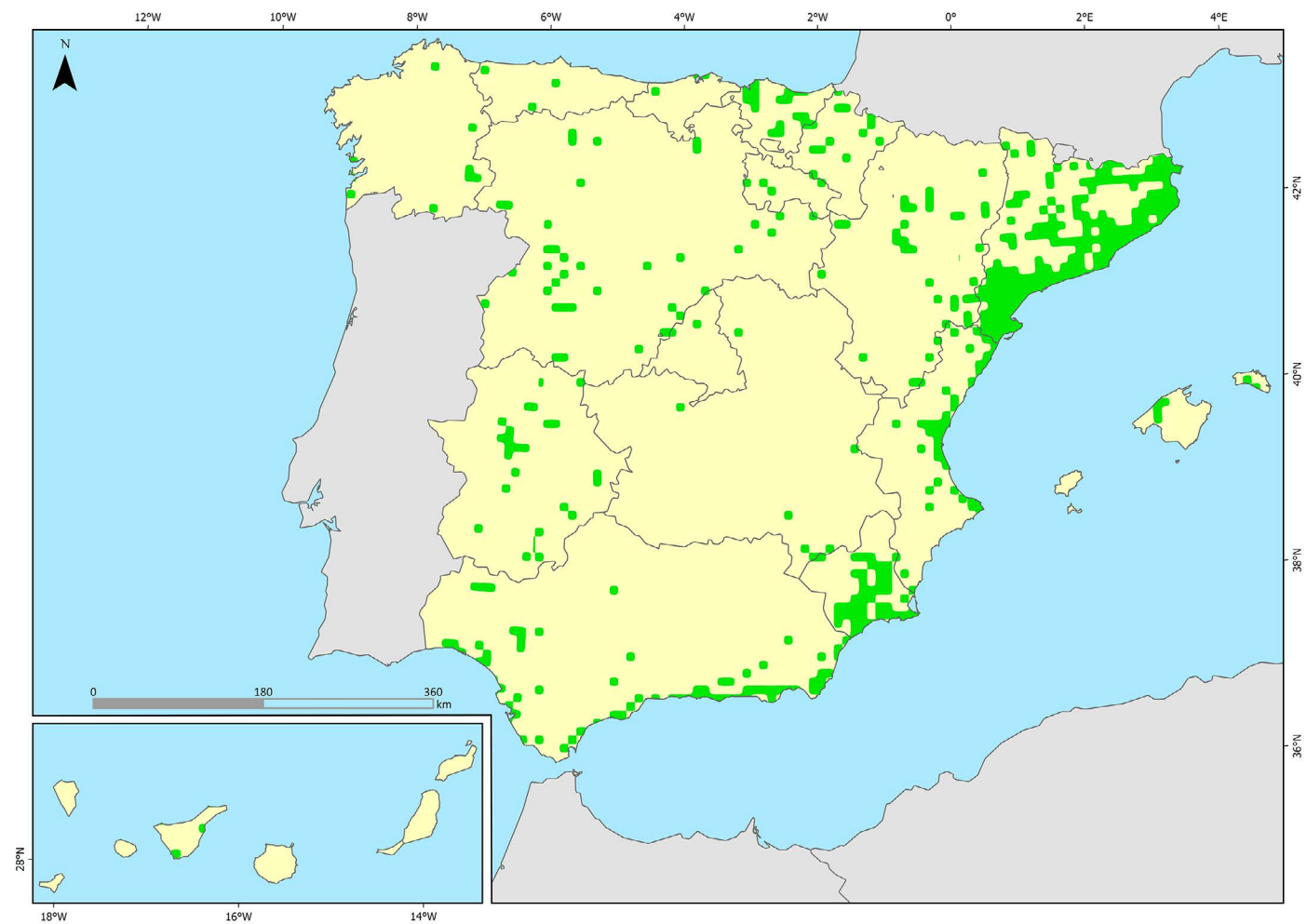
ejemplo, la caza o la colocación de trampas. En nuestro país, la Ley de Ali-mañas de 1953 creó a nivel provincial las juntas de extinción de animales dañinos y protección a la caza con el objetivo de establecer planes de lucha contra esos animales, suministrando el veneno y otros medios para matarlos. Fue una persecución sistemática contra cualquier especie que osase comer de nuestros cultivos o ganados. En la posguerra, espoleados por el hambre, cualquier competencia por la comida podía y debía ser eliminada. Afortunadamente los tiempos han cambiado y ahora protegemos a los animales que antes aniquilábamos. Bien es cierto que esto lo hacemos una vez que tenemos el estómago lleno, es decir, gracias a la seguridad alimentaria de la que disfrutamos.

Existe, sin embargo, una relación más sutil e indirecta entre nuestra actividad y la biodiversidad, que es el estado de los hábitats donde viven las diversas especies. Si estos hábitats están bien conservados, entonces se pueden dar las condiciones para que las diversas especies vayan medrando. El caso del mencionado lince nos lo deja bien claro. Esta especie se ha recuperado en aquellos lugares en los que se ha favorecido la presencia de conejos, su principal alimento. Desde luego que dejar de cazarlo ha contribuido, pero el aspecto más fundamental ha sido mejorar los hábitats que potencialmente podía volver a ocupar.

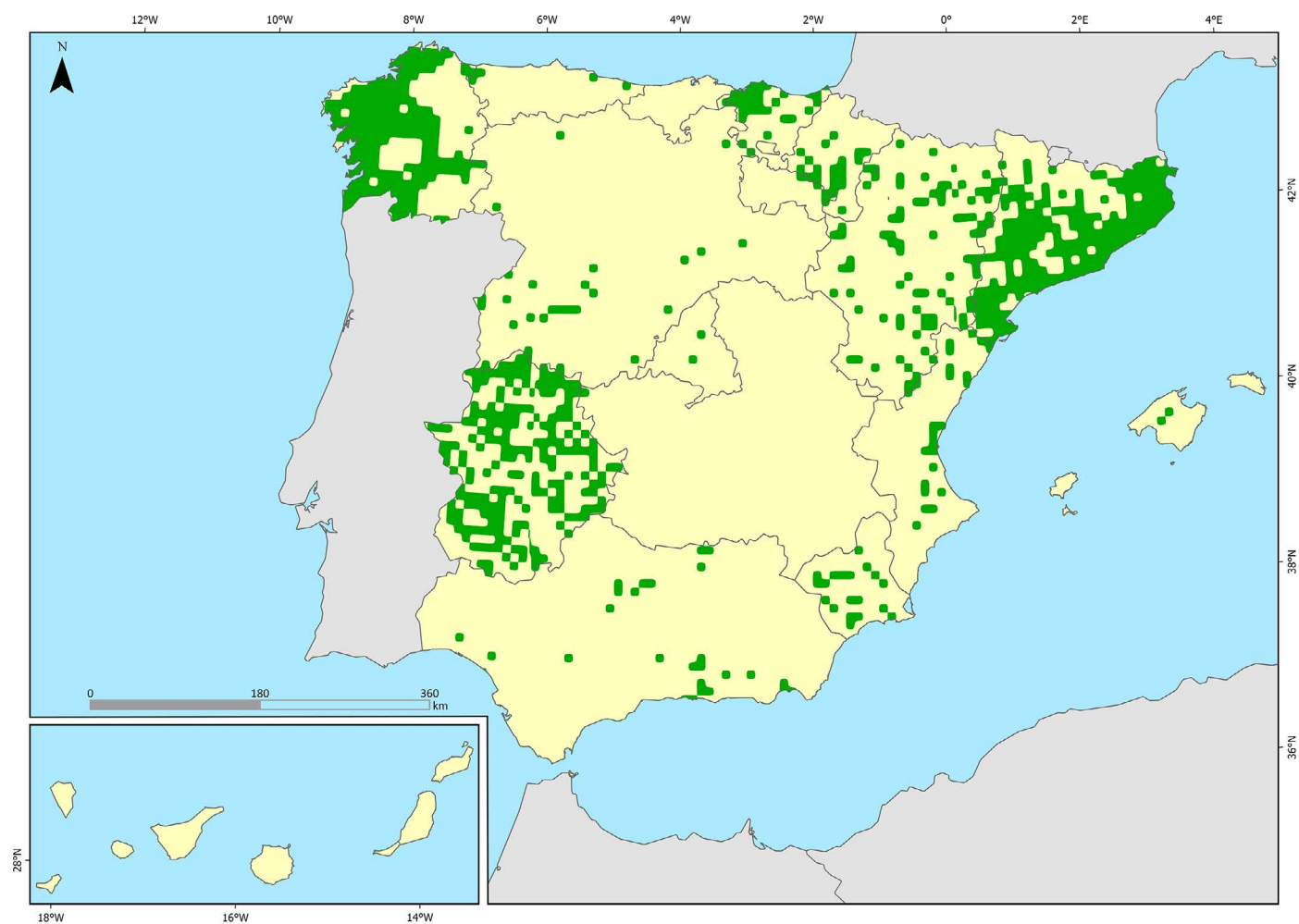
Esto nos lleva a hablar de la fragmentación de los hábitats. Desde el Neolítico, nuestra capacidad para alterar las propiedades del paisaje ha ido creciendo exponencialmente, hasta el punto de que las especies no tienen tiempo para adaptarse. La tala de bosques para crear pastizales o tierras de cultivo, la urbanización del territorio o la creación de diversas infraestructuras de comunicación ha ido troceando los hábitats originales. Los ejemplares de las distintas especies van quedando aislados, es decir, las



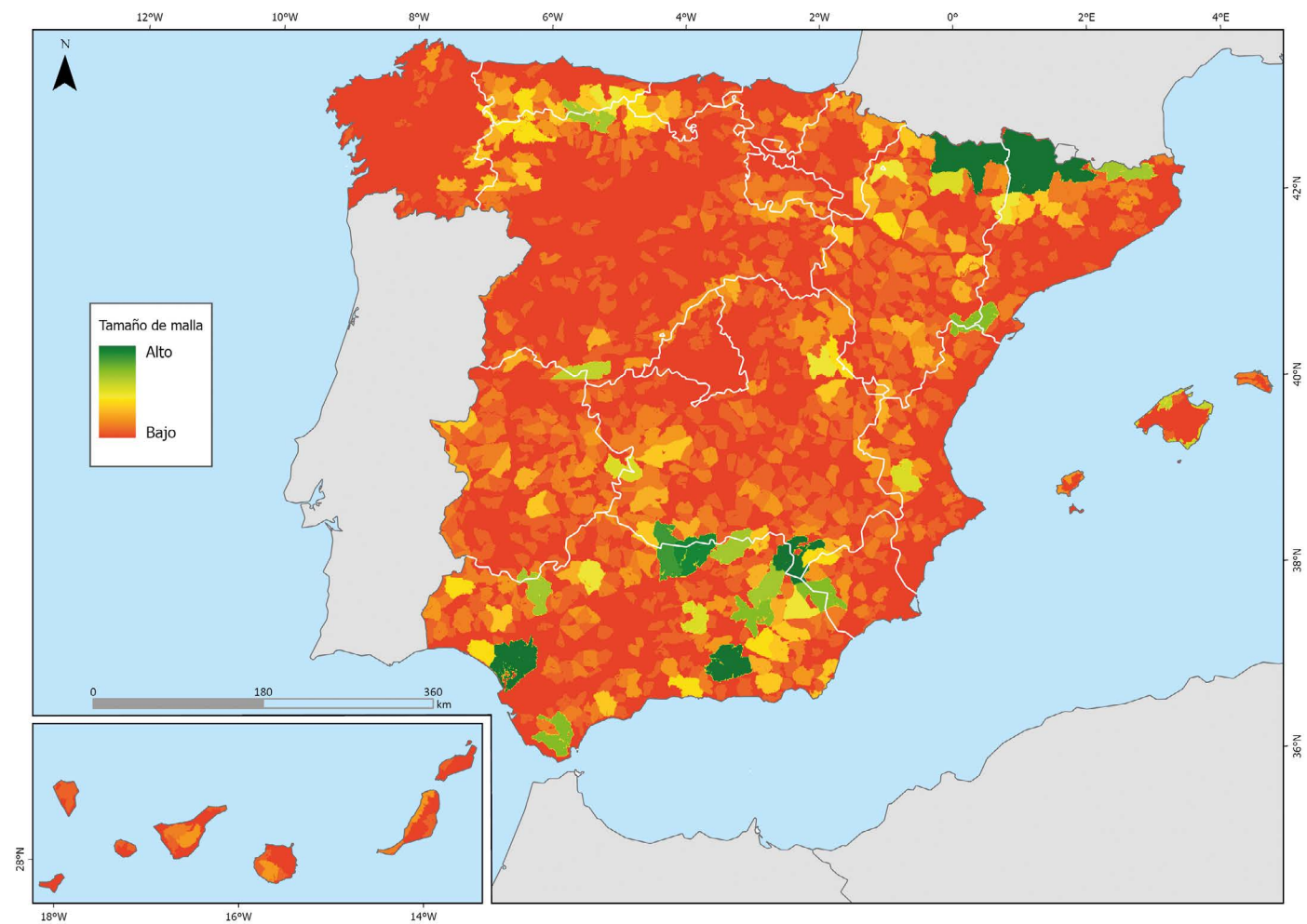
Mapa II.5.1. Distribución de especies herbáceas invasivas. Fuente: MITECO (2013).



Mapa II.5.2. Distribución de especies arbustivas invasivas. Fuente: MITECO (2013).



Mapa II.5.3. Distribución de especies arbóreas invasoras. Fuente: MITECO (2013).



Mapa II.5.4. Índice tamaño efectivo de malla. Altos valores indican un bajo grado de fragmentación. Fuente: MITECO (2024a).

diversas poblaciones están desconectadas unas de otras. Las sociedades europeas, que llevan siglos ocupando y modificando su territorio, se enfrentan a paisajes muy fragmentados.

Surge el problema de cómo asegurar la persistencia de la biodiversidad reservando la menor cantidad posible de territorio natural, en forma de red de espacios protegidos inmersos en la gran matriz de usos del suelo. En efecto, como veremos en la siguiente sección, salvaguardar espacios para la naturaleza no es sencillo. Así, se trata de ubicar lo mejor posible esos espacios de modo que aumente la conectividad entre las especies. Dicho en otras palabras, se trata de desfragmentar el territorio en la medida de lo posible. Una de esas iniciativas contempla actuar sobre las infraestructuras de transporte, como carreteras, ferrocarriles y otras vías de comunicación.

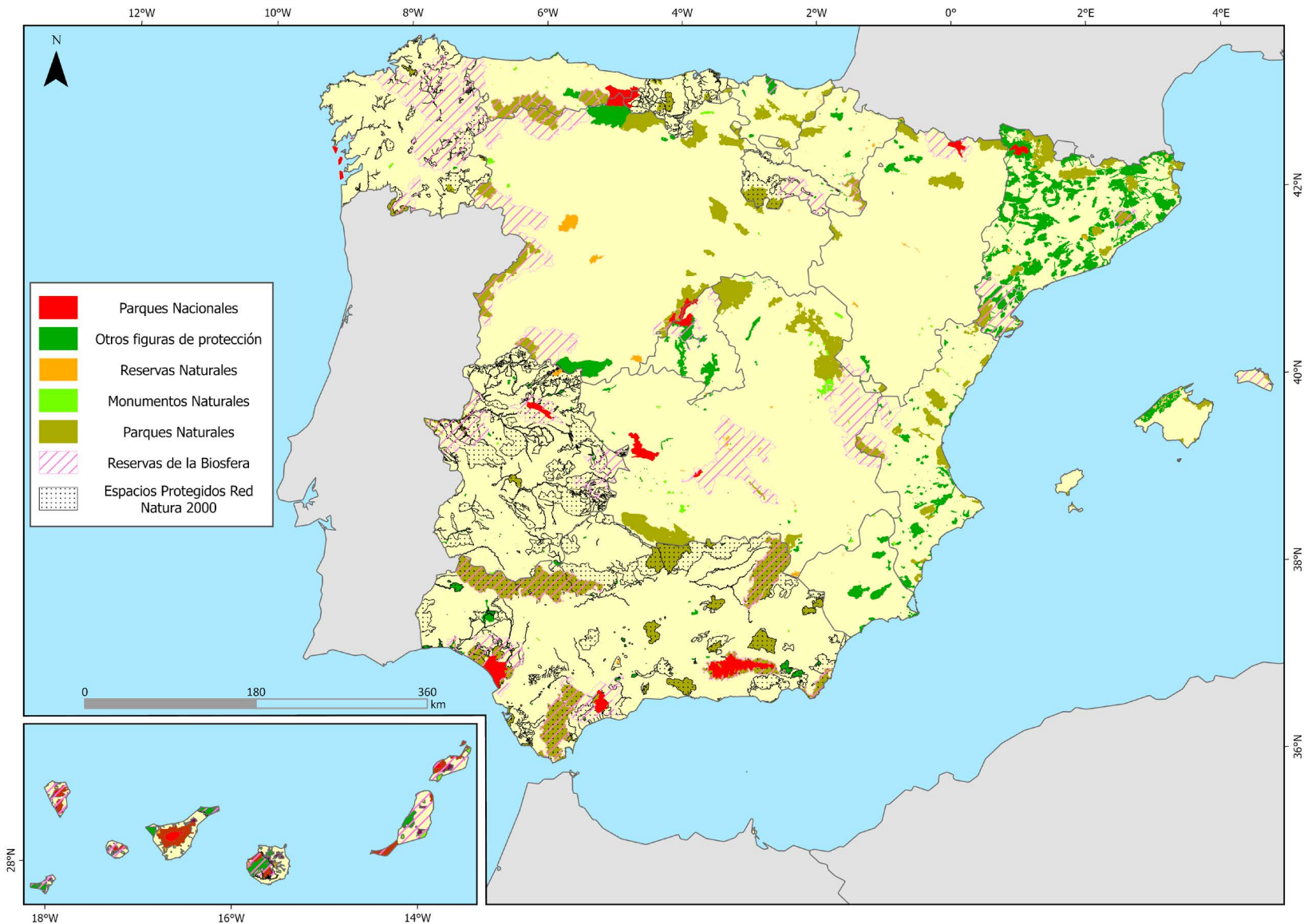
Existen diversos modos de cuantificar y cartografiar tanto la fragmentación como la conectividad de un territorio. El mapa II.5.4 muestra el tamaño efectivo de malla. Se trata de un índice de cuantificación de fragmentación del paisaje y considera cuál es la probabilidad de que dos puntos de un territorio escogidos al azar no queden separados entre sí por ninguna infraestructura de transporte. Aplicada a la fauna, esta probabilidad es la de que dos individuos situados al azar pudiesen encontrarse sin necesidad de atravesar ninguna infraestructura. Como se aprecia, los obstáculos que encuentra la fauna para desplazarse son muy elevados debido al gran número de infraestructuras de comunicación.

Figura	Nivel	Enfoque principal	Uso humano permitido
Parque Nacional	Muy alto	Conservación total	Muy restringido
Parque Natural	Alto	Conservación + uso	Compatible
Reserva Natural	Muy alto	Hábitats o especies clave	Muy restringido
Monumento Natural	Medio	Elementos singulares	Variable
ZEPA / ZEC / Red Natura	Alto	Biodiversidad europea	Regulación estricta
Reserva de la Biosfera	Variable	Sostenibilidad y cultura	Sí, según zona

Tabla II.5.1. Características de las distintas figuras de protección en España.

¿Están a salvo las zonas protegidas de la desertificación?

En España contamos con diversas figuras de protección del medioambiente. Para el ámbito terrestre, que es al que afecta la desertificación, cerca del 37 % de la superficie española está protegida. De acuerdo a la legislación estatal, existen cuatro figuras de protección (parques, reservas naturales, monumentos naturales, paisajes protegidos) (mapa II.5.5), pero la legislación autonómica relativa a la conservación de la naturaleza incrementa las denominaciones elevando la tipología de espacios naturales a más de 40.



Mapa II.5.5. Espacios terrestres protegidos naturales en España según figura de protección. Fuente: MITECO (2024b).



Figura II.5.2. Las poblaciones de buitre leonado (*Gypsus fulvus*) han experimentado un notable auge en España, recuperando áreas de distribución antiguas y aumentando su número de parejas reproductoras. Fuente: V. García Matarranz. CENEAM.

La protección más alta corresponde, como vemos en la tabla ii.5.1 a los parques nacionales, donde la actividad económica está muy restringida. Supuestamente estos 16 parques, que ocupan 391.583 hectáreas, con zonas periféricas de protección que ocupan casi el mismo territorio, 331.342 hectáreas (es decir, en conjunto el 1,4 % del territorio), son la joya de la corona del medioambiente, y el ciudadano medio entiende que en esos recintos la naturaleza se va a conservar prístina. Sin embargo, hemos sido testigos en los últimos tiempos del declive de la que puede considerarse la

más preciada joya de esa corona, el PN de Doñana, que alberga más aves acuáticas invernantes que cualquier otro lugar de Europa y es hogar de muchas especies globalmente amenazadas. La degradación ha sido tan extrema que se ha llegado a plantear que el Parque pierda su condición de Patrimonio Mundial en Peligro de la UNESCO, y en 2023 salió por su mal estado de la Lista Verde de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

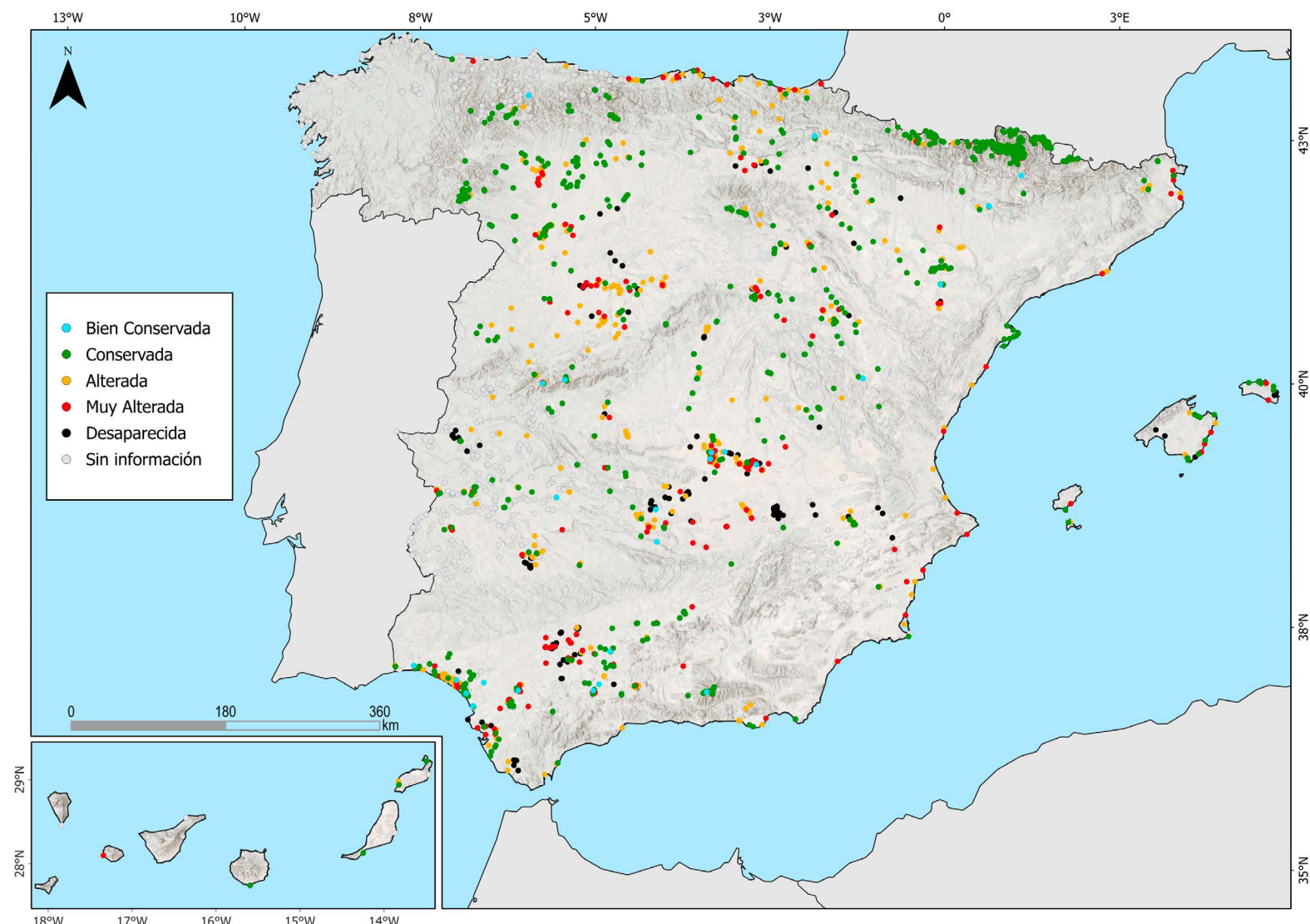
¿A qué se debe esa degradación? Como el declive de sus lagunas, que son la razón de ser del parque, ocurre en periodos de sequía, se tiende a culpar a estos eventos del problema. Este razonamiento implica que la vuelta de las lluvias resucitará el lugar. En todo caso, se puede culpabilizar al cambio climático, que se ha convertido en el sospechoso habitual. Desde esta perspectiva, nosotros, nuestra sociedad, no puede hacer nada o casi nada, porque revertir el cambio climático lleva años e implica unos cambios estructurales tan profundos que ningún político se atreve a llevar a cabo. Considerando, por tanto, que nada podemos cambiar, puesto que la sequía es un «enemigo» externo, nuestra conciencia, aunque apenada, está más o menos tranquila.

En el fondo, todos somos sospechosos. La razón del declive de Doñana, de Daimiel y de otros muchos espacios aparentemente protegidos radica en que consumimos tanta agua que apenas le dejamos a la naturaleza recursos, de modo que, cuando llegan las sequías, el desplome de los ecosistemas es inevitable. Doñana es un ejemplo palmario y pone de manifiesto, además, que cuando se trata de gestionar recursos hídricos no se pueden considerar de forma aislada, porque todos ellos están interrelacionados mediante el ciclo hidrológico.

En efecto, las aguas subterráneas que de forma natural alimentan las marismas y lagunas de Doñana han impulsado la rápida expansión de invernaderos alrededor del parque, en la mayor zona de producción de fresas (otras bayas, como los arándanos) de Europa. El efecto de la extracción



Figura II.5.3. El lobo (*Canis lupus*) es una de las especies más emblemáticas en España en la reivindicación de la protección de la naturaleza. Concebido como el enemigo público número uno durante siglos y el malo de tantos cuentos para niños, el insigne Félix Rodríguez de la Fuente nos mostró otra versión de este cánido, hasta que en 2021 la especie fue legalmente protegida en todo el territorio. Fuente: J.L. Perea. CENEAM.



Mapa II.5.6. Estado de los humedales españoles. Fuente: Fundación Global Nature (2025).

masiva de aguas subterráneas, por encima de su recarga anual, tiene unos efectos devastadores en el ecosistema y beneficioso en la economía local. Se abren interrogantes en esta bifurcación: ¿de quién es la culpa? ¿De los productores, que son los que bombean el agua? ¿De la Administración, que no pone coto a los pozos ilegales? ¿De los consumidores, que queremos productos de máxima calidad, muy baratos y todo el año? ¿Por qué no dedicar toda el agua a una actividad rentable? ¿Qué aporta un ecosistema en buen estado? ¿Es irreversible la degradación de Doñana? ¿Es efímero ese modelo económico?

El caso de Doñana muestra la verdadera casuística del problema, del que ya hemos dado parte en el capítulo «La brecha hídrica no solo responde a ...». Este conocimiento es el que debe permitir implementar soluciones verdaderamente efectivas, que pasan por regular el uso de las aguas subterráneas. Los enfrentamientos políticos entre el Gobierno central y el regional nos muestran que buena parte de las soluciones a los problemas medioambientales, incluyendo la desertificación, pasan por alinear los intereses de la población y Administraciones implicadas. Es decir, que se trata, en buena medida, de una cuestión de gobernanza. Son estos elementos que citamos en el caso del PN de Doñana los que deben sustentar la implementación de la ambiciosa neutralidad de la degradación de las tierras.

El caso de Doñana no es único, como muestra el mapa del estado de los humedales en España. Esta competencia por el agua entre sectores económicos y medioambiente solo puede agravarse en el contexto de aridez que nos asegura el cambio climático. Por tanto, es necesario establecer guías de actuación coherentes, que consideren la particularidad de cada territorio,

pero que contengan el mismo espíritu conciliador entre usos ambientales y económicos y miradas corto y largoplacistas. No se trata de una tarea sencilla y casos como el de la protección de especies como el lobo (*Canis lupus*), figura II.5.3, ponen en el primer plano el conflicto entre medioambiente y actividades económicas, en este caso la ganadería.

Lecturas recomendadas

- CAMACHO, Carlos, Juan J. NEGRO, Johan ELMBERG, Anthony D. FOX, Szabolcs NAGY, Deborah J. PAIN, and Andy J. GREEN. 2022. «Groundwater Extraction Poses Extreme Threat to Doñana World Heritage Site.» *Nature Ecology and Evolution* 6(6):654-55. doi: 10.1038/s41559-022-01763-6.
- GREEN, Andy J., Carolina GUARDIOLA-ALBERT, Miguel Ángel BRAVO-UTRERA, Javier BUSTAMANTE, Antonio CAMACHO, Carlos CAMACHO, Eva CONTRERAS-ARRIBAS, Teresa GIL-GIL, Iván GOMEZ-MESTRE, Javier HEREDIA-DÍAZ, Claus KOHFAHL, Juan José NEGRO, Manuel OLÍAS, Patricia M. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, Miguel RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, Fernando RUIZ-BERMUDO, Luis SANTAMARÍA, Guido SCHMIDT, José Antonio SERRANO-REINA, and Ricardo DÍAZ-DELGADO. 2024. «Groundwater Abstraction Has Caused Extensive Ecological Damage to the Doñana World Heritage Site, Spain.» *Wetlands* 44:20. doi: 10.1007/s13157-023-01769-1.
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico). 2023. Informe Anual 2023 sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España. Madrid.
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico). 2024. Identificación de Áreas a Desfragmentar para Reducir los Impactos de las

La **albufera de Adra**, que vemos en la fotografía rodeada de un mar de invernaderos, es una **reserva natural** que ocupa 131 hectáreas. Se trata de un humedal costero compuesto principalmente por dos lagunas, la Albufera Honda y la Albufera Nueva situado en un entorno árido. Se encuentra en Adra (Almería), entre la desembocadura del río Adra y los Llanos de Dalías, siendo una **fuentes permanente de alimento y vida para la fauna residente en la zona**. Sus aguas salobres provienen de las filtraciones de las aguas del mar y, sobre todo, de los aportes de la lluvia que llegan desde los barrancos de la sierra de Gádor. Este espacio protegido probablemente contraste con la idea preconcebida que tenemos de los espacios naturales.

En España el territorio está enormemente antropizado, y los ecosistemas poco modificados apenas existen. A pesar del escaso valor paisajístico, y del alto grado de eutrofización debido a la actividad agrícola (cultivos intensivos bajo plástico) que se desarrolla en su entorno, **la albufera de Adra es un ecosistema acuático de gran importancia ornitológica y sustenta una comunidad íctica** con presencia del **endemismo ibérico *Aphanius iberus***. La albufera de Adra se encuentra incluida en la **Lista de Humedales Ramsar de Importancia Internacional**.



Infraestructuras Lineales de Transporte en la Biodiversidad (Segunda Edición Ampliada y Revisada). Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats Causada por Infraestructuras de Transporte. Madrid.

MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico). 2025. «Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.» Retrieved (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.html>).

VALERA, Francisco, Luis BOLONIO, Abel LA CALLE, and Eulalia MORENO. 2022. «Deployment of Solar Energy at the Expense of Conservation Sensitive Areas

Precludes Its Classification as an Environmentally Sustainable Activity.» Land 11:2330.

MÁRQUEZ BARRASO, S., BARRIO, G. D., RUIZ MORENO, A., SIMÓN ZARZOSO, J. C., SANJUÁN, M. E., SÁNCHEZ PÉREZ, E., & HIDALGO, R. (2015). Conectividad del paisaje para tipos de hábitat zonales de interés comunitario en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (España). <http://doi.org/10.20350/DIGITALCSIC/9070>

II.6. Una sociedad ajena a la aridez y la desertificación

Cuando se menciona la palabra desertificación, irremediablemente se establece una conexión con los desiertos, África y los países en vías de desarrollo. Es decir, se toma como una cuestión completamente ajena a nuestras sofisticadas sociedades. Las secciones anteriores ya han ido evidenciando la falsedad de esta asociación. España es un país principalmente árido por propia condición natural, donde han ocurrido, ocurren y ocurrirán procesos de desertificación.

Para abordar un problema el primer paso es reconocer su existencia. Son varias las barreras que impiden a la sociedad española, y a otras muchas, ser conscientes de la existencia de la desertificación y las graves implicaciones para nuestra seguridad alimentaria e hídrica. A la de una imagen confusa, que a veces raya en lo pintoresco y circunscribe el problema a unas llamativas geoformas, se une la desconexión emocional de gran parte de la población hacia la naturaleza y la fe ciega de la sociedad contemporánea en las soluciones tecnológicas.

Imbuidos en los mundos virtuales y protegidos por una fabulosa red comercial que puede traernos del lugar más remoto lo que se nos pasa por la cabeza, no reparamos en el peaje que se paga o en la deuda que vamos a dejar. En efecto, recomponer las reservas hídricas que nos hemos fulminado en unas pocas décadas y las toneladas de suelo fértil que hemos arrancado al territorio en el proceso de desarrollo, supone décadas, siglos o milenios de regeneración a la naturaleza. En la actualidad, las condiciones de mercado han ido favoreciendo determinadas prácticas que en el fondo son parches que duran poco. Entre esas prácticas se encuentra la mejora de la eficiencia de los sistemas de riego, el creciente uso de todo tipo de insumos en la producción vegetal y animal (agua, fertilizantes, pesticidas, antibióticos, plásticos...) o la exportación a terceros países de la huella ambiental de las materias primas y alimentos que consumimos. Este tipo de actuaciones pueden formar parte de una solución más compleja, pero no solucionan el problema por sí mismas; es más, a veces lo empeoran.

El desconocimiento del medio puede llevar asociado su idealización. Así, pensar en que la naturaleza se va a regenerar por sí misma en un territorio que está acostumbrada a la presencia humana desde tiempo inmemorial y que además está sometida a un cambio climático de una magnitud nunca antes vivida por el ser humano, es poner las bases para perpetuar el problema. Abordar la desertificación, así como otros problemas medioambientales, pasa por el conocimiento y un cambio notorio de nuestro estilo de vida.

Vivimos en zonas áridas que se están desertificando

Buena parte de la idiosincrasia de la desertificación tiene que ver con la inmediata adscripción mental que se hace del problema a África y, por extensión, a países en vías de desarrollo. Son muchos los casos que desmienten esta visión, empezando por el peor desastre medioambiental de Estados Unidos, como ocurre con la *Dust Bowl*, en la década de los años veinte del pasado siglo. Durante esos años, a consecuencia de las innovaciones tecnológicas de la época y de un oportuno momento de mercado, las praderas del medio oeste norteamericano, donde convivían búfalos e indios, fueron convertidas en tierras de labor. Aquellos inmensos trigales daban un rendimiento agrícola extraordinario y fue un enorme polo de atracción. La mancha de tierra labrada se fue propagando y los vientos desecantes (Chinook) de la región encontraron una víctima propicia en los miles de toneladas de suelo fértil, que volaron hasta el Atlántico. En otro ámbito territorial, no pueden olvidarse las hambrunas relacionadas con las graves secuencias de sequía padecidas en la India o China durante el siglo XX en relación con anomalías del monzón.

La desertificación ocurre aquí y ahora. En España, en el siglo XXI. Debe recordarse el mapa de las zonas áridas. Casi tres cuartas partes de nuestro territorio se enmarcan en esta categoría. La degradación que acontece en estos territorios es, por definición, desertificación. La pérdida de suelo fértil derivada de los procesos de erosión que desencadenan las malas prácticas de cultivo unidas al viento o las lluvias torrenciales conllevan, en última instancia, algo parecido a lo que sucedió en el *Dust Bowl*. La contaminación de las aguas subterráneas, o su agotamiento, es otra forma de desertificación, que ocurre en nuestro territorio, de manera silenciosa, pero que a la

larga se traduce en una enorme vulnerabilidad frente al cambio climático. La pérdida de suelo y agua en zonas áridas, sin posibilidad de regeneración, es propiciar condiciones de desertificación.

Con un porcentaje tan alto de zonas áridas, es obvio que haya una cantidad muy importante de población habitando estos espacios. El mapa II.6.1 y la figura II.6.1 muestran la distribución de la población en estos lugares; en las tablas II.6.1 a II.6.4 puede consultarse el detalle provincial y autonómico. Más de la mitad de la población española vive en zonas semiáridas y un cuarto en zonas de clima subhúmedo seco. Además, otro 3% vive en zonas propiamente áridas. Por último, resulta muy llamativo que casi 100.000 personas vivan en las zonas hiperáridas de nuestro país. En total, cuatro de cada cinco habitantes viven en lugares donde el índice de aridez es menor a 0,65.

Así pues, en España un gran porcentaje de población vive en zonas áridas mayoritariamente y la tendencia es a ocuparlos cada vez mayor. Si nos fijamos en 1991, vemos que se ha producido un incremento. Hemos aumentado nuestra presencia en las zonas áridas un 26,2%. El principal aumento se ha producido en las zonas hiperáridas que, aunque ocupan muy poco espacio (en la isla de Lanzarote), han visto cómo se ha triplicado su población. También es notable el aumento en la categoría de «árido», donde el incremento ha sido del 63,2%.

Como se mostró en la sección II.1, dejamos las zonas más húmedas para ir a los lugares con menores precipitaciones, más horas de luz y más calor. La población se ha ido litoralizando desde la segunda mitad del siglo XX y solo persisten en el interior grandes núcleos como Madrid, Valladolid o

	Zonas no áridas	Subhúmedo-seco	Semiárido	Árido	Hiperárido
1991	9.252.494	9.749.575	18.959.729	755.161	31.094
2020	9.933.850	11.906.980	24.108.968	1.232.109	97.610
Δ 1991-2020	7,4%	22,1%	27,2%	63,2%	213,9%

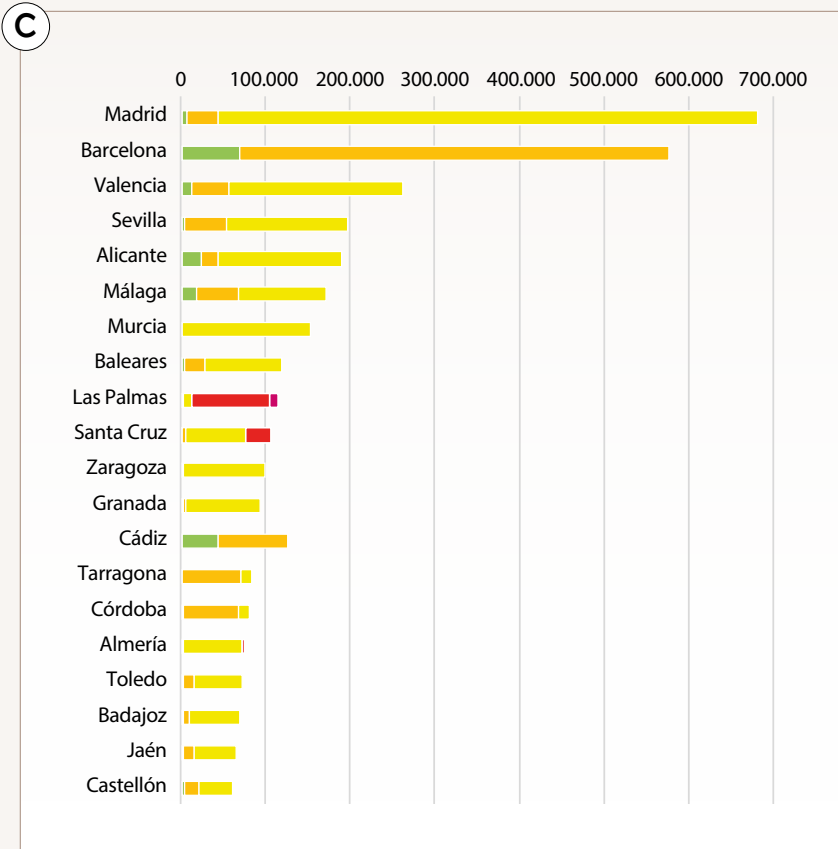
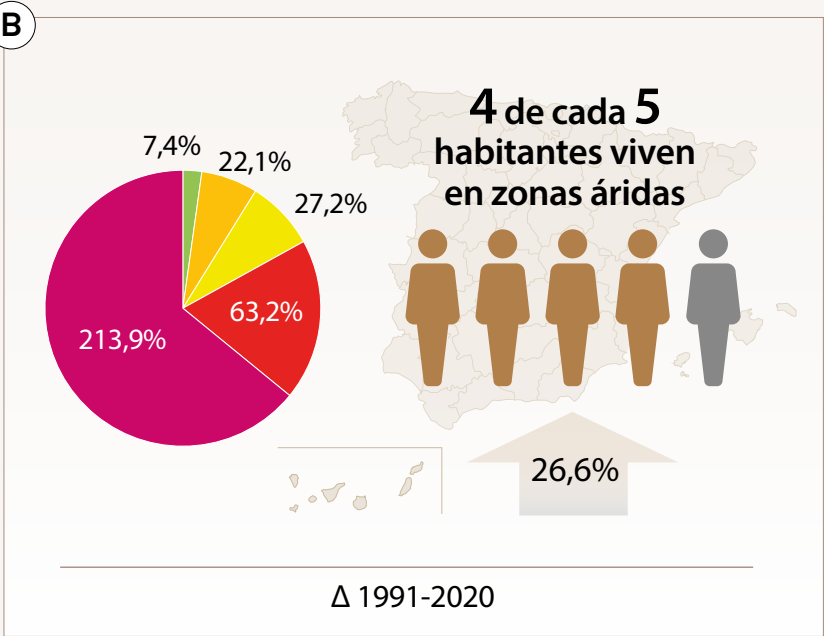
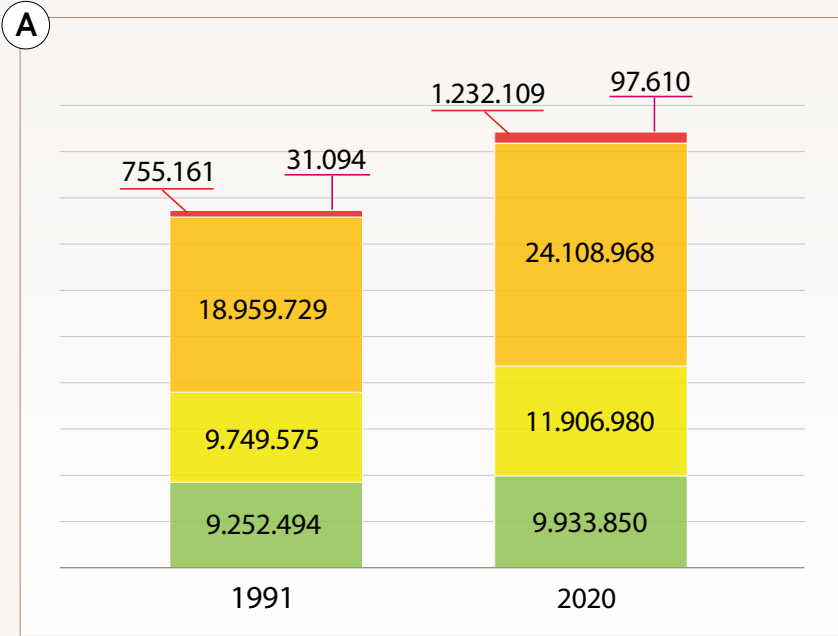
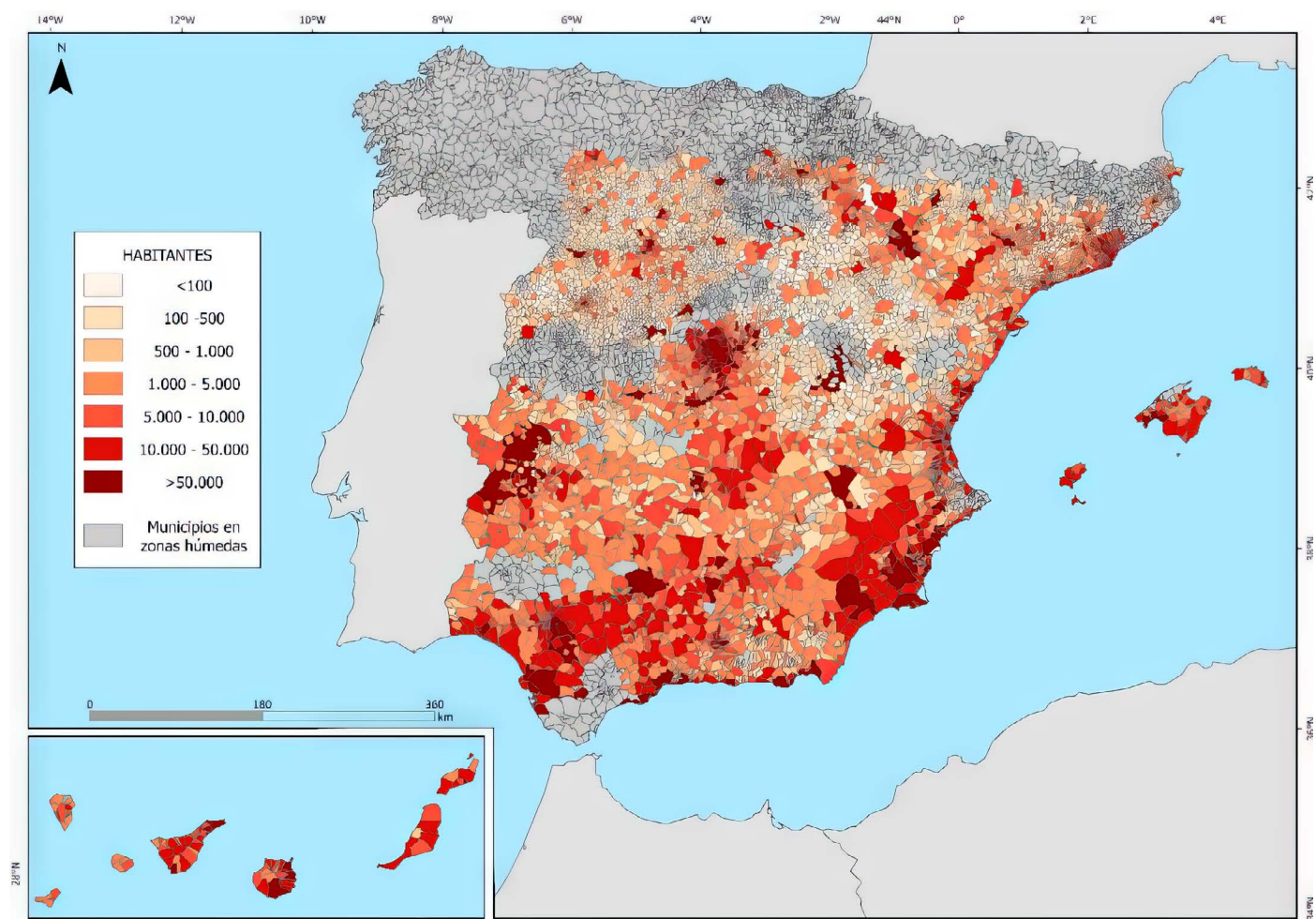
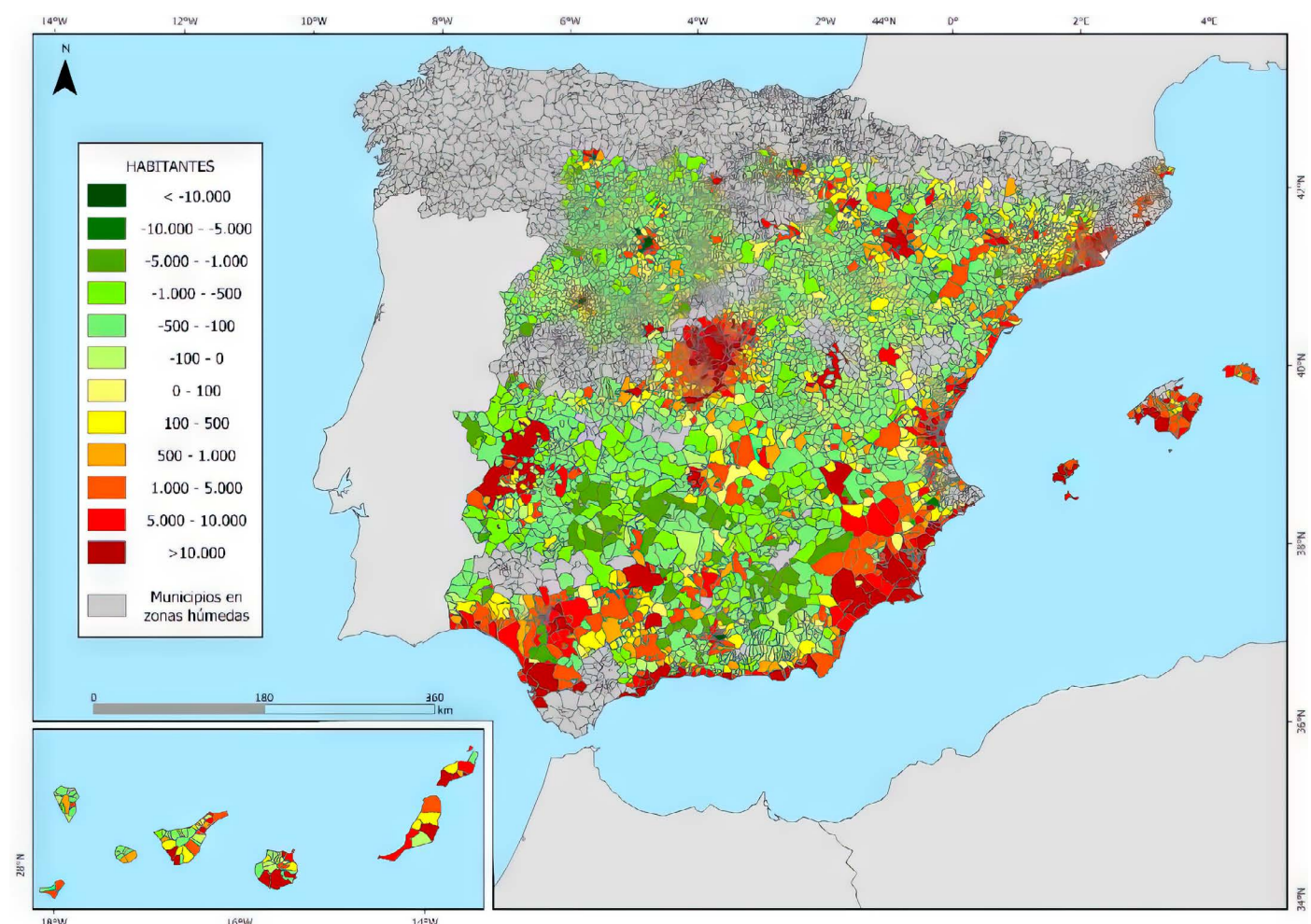


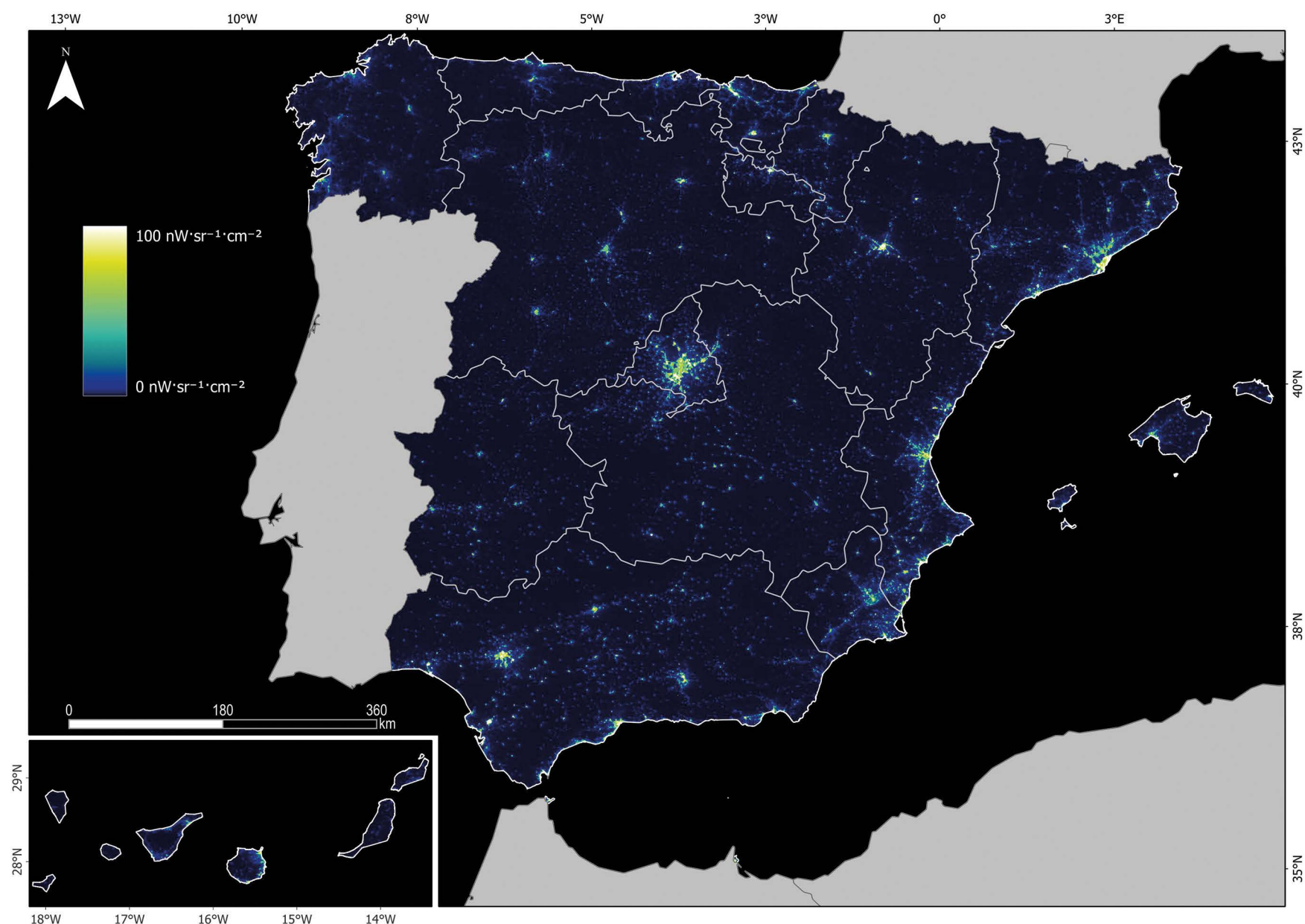
Figura II.6.1. A. Distribución de la población según categoría de aridez. B. Proporción de población que vive en zonas áridas y variación entre 1991 y 2020 de la población en todas las zonas áridas y sus categorías. C. Escalafón provincial según población que vive en las zonas áridas de cada provincia. D. Escalafón provincial de acuerdo a 1) proporción de población que vive en zonas áridas y 2) proporción de población que vive en la categoría árida, es decir, IA comprendido entre 0,05 y 0,2. Fuente: elaboración propia a partir de mapa II.1.7. e INE (2001 y 2024).



Mapa II.6.1 Población en zonas áridas (2020). Fuente: elaboración propia a partir de Mapa II.1.7. e INE (2024).



Mapa II.6.2 Cambios de la población en zonas áridas entre 1991 y 2020. Fuente: elaboración propia a partir de Mapa II.1.7. e INE (2001 y 2024).



Mapa II.6.3. Contaminación lumínica. Los datos se expresan en radiancia que suele expresarse en nanovatios por centímetro cuadrado por estereorradián ($\text{nW}/\text{cm}^2/\text{sr}$). Valores cercanos a 0 indican ausencia de luz artificial (zonas rurales o naturales). Valores más altos ($10\text{-}100 \text{ nW}/\text{cm}^2/\text{sr}$ o más) indican fuerte presencia de luz artificial (ciudades, zonas industriales). Fuente: VIIRS Night-time Day/Night Annual Band Composite V2.2 (2022).

Zaragoza, como más destacados. El mapa II.6.2 refleja este cambio, al representar el cambio poblacional acaecido en las zonas áridas, que a su vez se han expandido (ver mapas II.1.8 y II.1.9).

Es interesante analizar la escala provincial con objeto de ver cuáles son las que albergan más población en zonas áridas. Las figuras II.6.1 C y D muestran las veinte primeras provincias para dos situaciones. La primera recoge valores absolutos y, por lo tanto, está sesgado para aquellas provincias con mayor población. Así, Madrid y Barcelona encabezan esta lista, seguida de Valencia y Sevilla. Más interesante resulta el otro escalafón. En él se representan las provincias según la proporción de población que vive en zonas áridas. Entonces entran en escena aquellas que no aparecían en la clasificación anterior. Como se ve, hay varias provincias con el 100% de la población viviendo en zonas áridas (las cinco primeras) y otras muchas con porcentajes superiores al 99%. Para ordenarlas hemos utilizado como segundo criterio el porcentaje de población que vive en la categoría de aridez más extrema que, obviando el hiperárido, apenas presente en nuestro territorio, es la árida, aquella con un IA comprendido entre 0,05 y 0,2. Añadiendo este segundo criterio, vemos que Las Palmas, Almería y Murcia encabezan la lista. Santa Cruz de Tenerife, pese a ser la segunda provincia con más proporción de habitantes en la categoría árida, cae al

octavo puesto. La razón es que una pequeña fracción de su población viven en zonas no húmedas, mientras que, en provincias como Tarragona, la mencionada Murcia o, sorprendentemente, Valladolid, el 100% de la población vive en zonas áridas. Junto a la propia ocupación poblacional del territorio, el desarrollo de una actividad agraria intensa está en la base de estos resultados.

Si a esta realidad demográfica le añadimos la actividad turística (sección IV.12, caso de estudio 11 «Turismo y estrés hídrico: una preocupante convergencia en tiempo y espacio»), vemos que la presión demográfica en las zonas áridas es muy alta. Con una progresión imparable en el número de visitantes anuales —hay un dato muy llamativo, solo la isla de Tenerife tiene más turistas al año que todo Brasil, dato de 2024— las costas españolas, fundamentalmente la mediterránea, están superpobladas durante unos meses al año. La presión sobre los recursos hídricos es extraordinaria y con ello la desertificación tiene muchas más probabilidades de desencadenarse.

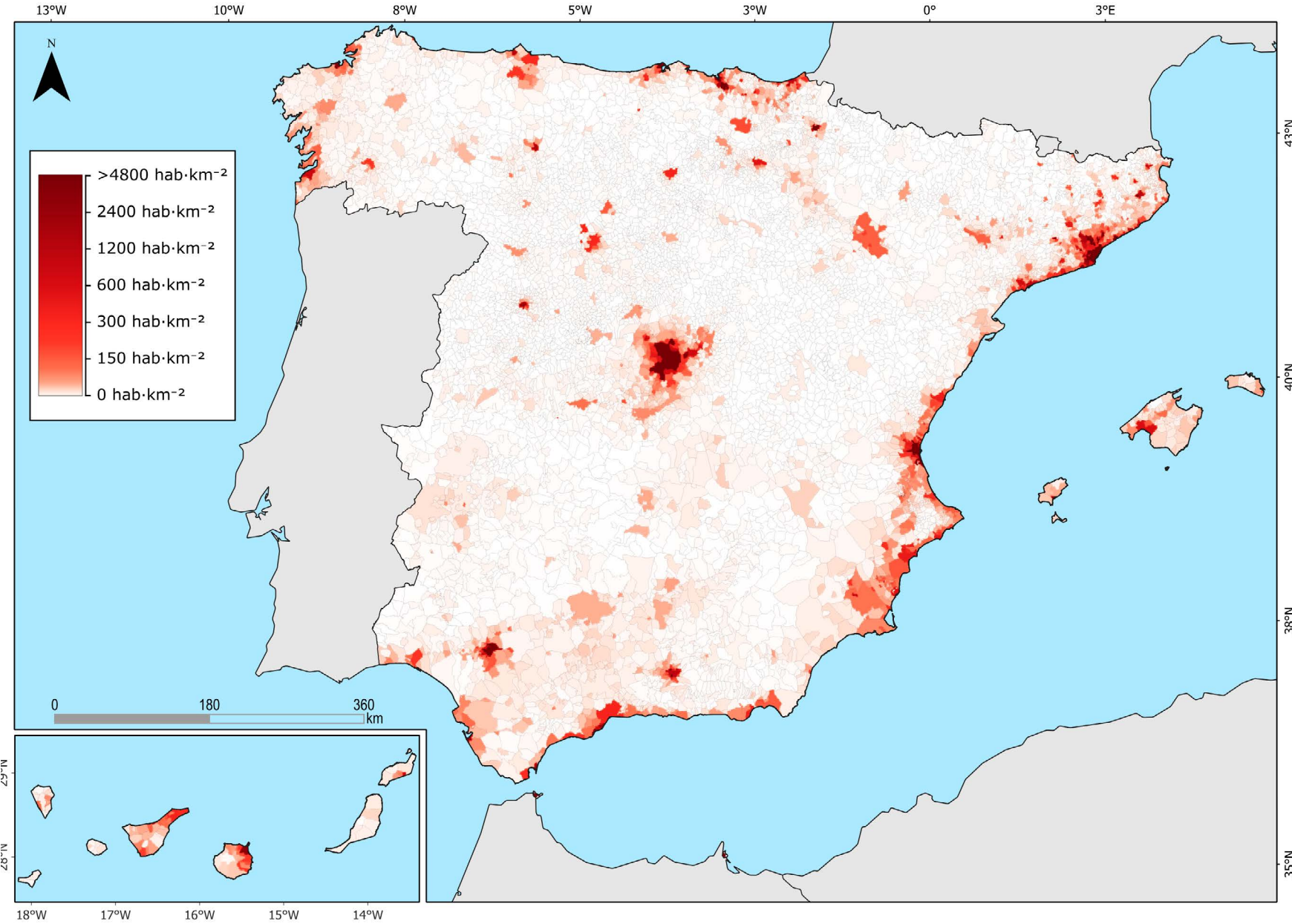
La población, en general, no es consciente de los procesos de desertificación activa, es decir, aquella que acontece en nuestro tiempo, pero mucho menos de la desertificación heredada (sección IV.13, caso de estudio 12, «Minería, deforestación y abandono en la sierra de Gádor (Almería)», aquella que

tuvo lugar hace décadas o siglos y de la cual aún no se ha recuperado el territorio. Es esta una de las señas de identidad de la desertificación, su carácter irreversible. A medida que el medio ambiente se va deteriorando (o lo vamos deteriorando), poco a poco nos acostumbramos a vivir en peores condiciones sin darnos cuenta. Cada generación crece pensando que el estado del espacio geográfico en el que vive es el «normal», porque no ha conocido cómo era antes. Así, lo que para sus abuelos habría sido una situación preocupante, para ellos es simplemente lo habitual. A este fenómeno psicológico y social se le llama síndrome de la línea base cambiante (*shifting baseline syndrome*, en inglés). Es uno de los grandes obstáculos para la protección del medio ambiente, porque si no somos conscientes de lo que se ha perdido, difícilmente se actuará para recuperarlo.

El mapa de contaminación lumínica ofrece una imagen muy relevante del territorio que ocupamos. Somos seres diurnos, y cuando cae la noche nos guarecemos en nuestras casas y encendemos la luz. Desde el cielo los radiómetros de los satélites de observación captan la instantánea que muestra el mapa II.6.3, que es una radiografía muy precisa del territorio que ocupamos. Podemos asegurar que donde hay una persona, hay una luz. Ello nos lleva a razonar que hay enormes espacios deshabitados. En realidad, los casi 50 millones de personas que viven en España se concentran en unos pocos sitios. Hay tres grandes fogonazos, que son Madrid, Barcelona, Valencia y sus zonas periurbanas. Otros dos focos llamativos,

que son Zaragoza, Sevilla, Murcia y Málaga, y una larga serie de puntos que representan las capitales de provincia y otras ciudades importantes. Todo ello inmerso en una oscura matriz que refleja bien como la sociedad se ha ido estableciendo en núcleos de población mayores y abandonando el medio rural. Destaca, finalmente, la urbanización del litoral mediterráneo, esa «periferia emergente» que transcurre entre Cataluña y el litoral andaluz, y la gran ocupación del valle del Guadalquivir.

Somos una sociedad eminentemente urbana, y prueba de ello es que más del 80% de la población reside en zonas urbanas (mapa II.6.4.). Ello hace que nuestro paisaje visual cotidiano sean edificios y asfalto, autopista y centros comerciales. Estamos cada vez más lejos de comprender la dinámica forestal y rural, cuya inherente complejidad solemos simplificarla hasta extremos inoperantes o, incluso, contraproducentes. La denominada «España vacía» o «vaciada» constituye una paradoja demográfica: gran parte del territorio nacional aparece prácticamente deshabitado en los mapas de distribución poblacional, pero, al mismo tiempo, el país presenta una densidad media de población cercana a la europea y superior a la de Estados como Finlandia, Suecia, Estonia, Irlanda o Grecia. Esta aparente contradicción se explica porque la población española se concentra de manera extrema en núcleos urbanos muy compactos. España es el país de la Unión Europea con mayor porcentaje de habitantes residiendo en pisos (66% frente al 47% de media comunitaria) y alberga, además, las manzanas urbanas más



Mapa II.6.4. Densidad de población. Fuente: NASA SEDAC / CIESIN (2018).

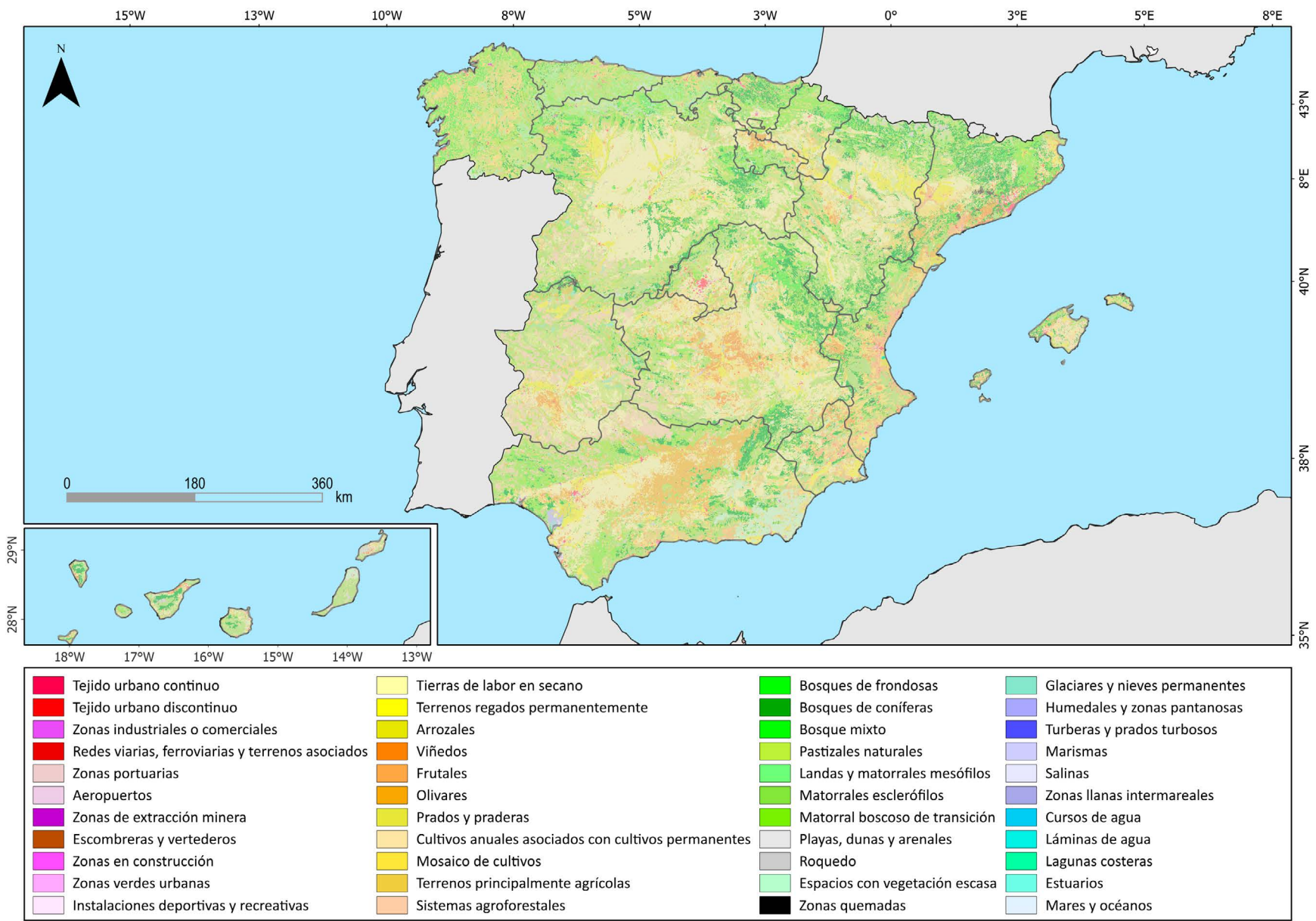
densas del continente: 37 de las 50 más pobladas de Europa se localizan en ciudades españolas, con especial concentración en Barcelona y Madrid. El caso paradigmático es L'Hospitalet de Llobregat, donde un kilómetro cuadrado alcanza los 53.000 habitantes (siendo la media 22.766 hab km²). Así, España combina vastas áreas prácticamente despobladas con enclaves urbanos de altísima densidad, lo que genera la percepción simultánea de un país vacío y, a la vez, intensamente lleno.

El uso del territorio

El hecho de que la sociedad sea cada vez más urbana se manifiesta en el territorio de una manera clara. Una acertada expresión territorial de las decisiones de nuestra sociedad es ver el mapa del uso del suelo en España, según el proyecto europeo CORINE Land Cover (mapa II.6.5), que ha conocido diferentes periodos de representación. En él se representan las áreas agrícolas, los espacios naturales, los bosques, las zonas urbanas, los humedales y las superficies de agua. Se aprecia claramente el contraste entre la España húmeda del norte, con una mayor presencia de bosques y pastos naturales, y la España seca del centro y sur, dominada por tierras agrícolas y zonas con vegetación más escasa. Las áreas urbanas, especialmente en la costa mediterránea, Madrid y algunas capitales provinciales, destacan como manchas compactas en el paisaje.

El territorio está dominado por usos agroforestales y naturales, que representan alrededor del 90% de la superficie. Los bosques y áreas arboladas ocupan cerca del 38%, especialmente en el norte y zonas montañosas, mientras que el matorral y la vegetación natural cubren aproximadamente un 20%, sobre todo en regiones secas y de montaña. La agricultura supone casi un tercio del territorio, con un 22% dedicado a cultivos herbáceos de secano, cerca de un 10% a cultivos leñosos como olivares y viñedos, y alrededor de un 8% a pastos y praderas. Las zonas urbanas, infraestructuras y otros usos artificiales, aunque menos extensas, han crecido notablemente en las últimas décadas, duplicando su superficie desde finales del siglo XX. Por último, los humedales y masas de agua, aunque con una extensión limitada, tienen un papel clave en la biodiversidad y el funcionamiento ecológico del territorio. En conjunto, el paisaje español refleja una marcada diferencia entre el norte, más húmedo y forestal, y el sur y este, más agrícolas, áridos y sometidos a mayores presiones de cambio de uso del suelo.

Si comparamos este mapa con el del año 1990, vemos la consolidación de tres dinámicas: más espacios forestales, menos tierras agrícolas y, claramente, más terreno urbanizado. El mapa II.6.6 refleja estos cambios y la figura II.6.2 recoge los flujos de superficie entre estos tres usos o, de forma más precisa, coberturas, puesto que no todo el territorio tiene por qué ser usado. En efecto, parecemos estar ante pequeñas variaciones de la superficie agrícola y forestal (algo menos de agricultura y algo más de monte),



Mapa II.6.5. Uso del suelo en España (2018). Fuente: EEA (2018).

pero el avance de la superficie urbana, en términos relativos, es asombroso: en menos de treinta años se ha duplicado.

En relación a las zonas áridas, destaca el poblamiento del litoral mediterráneo, y los cambios acontecidos en las islas Canarias, especialmente en las islas mayores (Tenerife y Gran Canaria). En un país con una clara regresión demográfica, llama poderosamente la atención que la población residente de Cataluña, Comunidad Valenciana y Baleares haya aumentado, entre 1960 y 2024, en casi 8 millones de personas, lo que encuentra explicación en la llegada de inmigración laboral y de residentes europeos que se han instalado en estas regiones. Este crecimiento poblacional se ha visto acompañado de profundas trasformaciones del territorio. El proceso de urbanización se ha acelerado (entre 1987 y 2011 se ha pasado de 2000 km² a 3178 km², lo que supone un crecimiento del 59%), siguiendo dos fases. Primero se concentró en las áreas urbanas y posteriormente se ha ido dispersando (modelo de urbanización extensivo) en la medida en que las redes de comunicación se han ido extendiendo. Otro rasgo destacable es, como se señalaba, la litoralización, es decir, la tendencia a concentrarse en las localidades situadas en los 10 primeros kilómetros adyacentes a la línea de costa. El 70% de la población vive en este exiguo tramo del territorio, concentrando la mayor parte de los usos urbanos y turísticos. El dato complementario de este desplazamiento poblacional es que el interior ha sido abandonado: el suelo agrícola ha cedido 4666 km² entre 1987 y 2011, que en buena parte el monte ha recuperado, aumentando en 3490 km².

Entre 1990 y 2018, según datos del proyecto CORINE, las islas Canarias han experimentado una notable transformación del territorio: disminución de las áreas agrarias, especialmente cultivos de secano y tierras agrícolas extensas; aumento de espacios seminaturales, como matorrales y zonas naturales recuperadas; y un crecimiento significativo de las áreas urbanizadas y periurbanas, especialmente en torno a núcleos turísticos y costeros. Este patrón refleja dos procesos clave: (i) La intensificación o abandono de la agricultura tradicional, que en muchos casos ha sido sustituida por vegetación natural secundaria o matorral, y (ii) La expansión urbana y turística, que ha consolidado nuevas infraestructuras y alojamiento en áreas costeras, con un impacto notable en la sostenibilidad territorial. Estos cambios plantean desafíos importantes para el manejo del territorio en un contexto de insularidad, presiones demográficas y fragilidad ambiental. El impulso de una gobernanza sostenible deberá abordar la reconversión de suelos agrícolas, la protección de hábitats y un desarrollo urbano ordenado.

A la vez que la población abandona las zonas del interior o del norte peninsular con clima más lluvioso y se va estableciendo en el litoral con precipitaciones más irregulares y con temperaturas agradables en invierno, el territorio desocupado se va renaturalizando. Sin embargo, este es un espacio acostumbrado, durante milenios, a nuestra presencia. El proceso de recolonización natural muestra algunas caras preocupantes, y por ello el abandono del campo se etiqueta como un paisaje de desertificación (sección IV.11, caso de estudio 10 «Desertificación por abandono de tierras agrícolas»). Si el proceso se consolidase y los vacíos poblacionales fuesen la norma, probablemente el territorio acabaría recobrando el aspecto original, ese de bosque más o menos continuo, con una abundante vida silvestre y donde los ciclos naturales gobiernan, nuevamente, la dinámica del lugar. Queda en duda la duración de ese proceso y las crisis que puede albergar esa transición entre dos estadios más o menos estables, que es la situación en la que nos encontramos ahora. Lo que se observa en la actualidad es un paisaje propenso a los incendios forestales, donde el cambio climático favorece el establecimiento de especies que nunca antes habitaron ese territorio y en el que, a pesar de todo, el impacto humano es aún relevante. La instalación de campos eólicos o solares, la proliferación de vías de comunicación y otras infraestructuras hablan de territorios poco ocupados o despoblados, pero con un interés humano sobre dichos espacios. Como se analizará más adelante, ese abandono tiene también sus consecuencias más allá de nuestras fronteras.

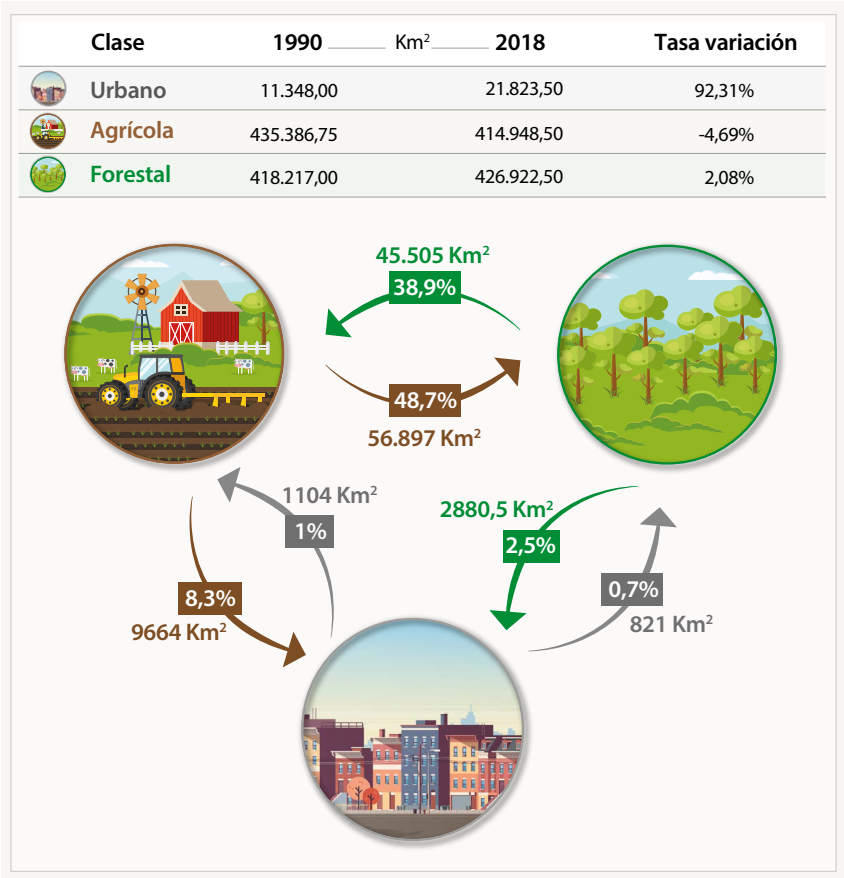


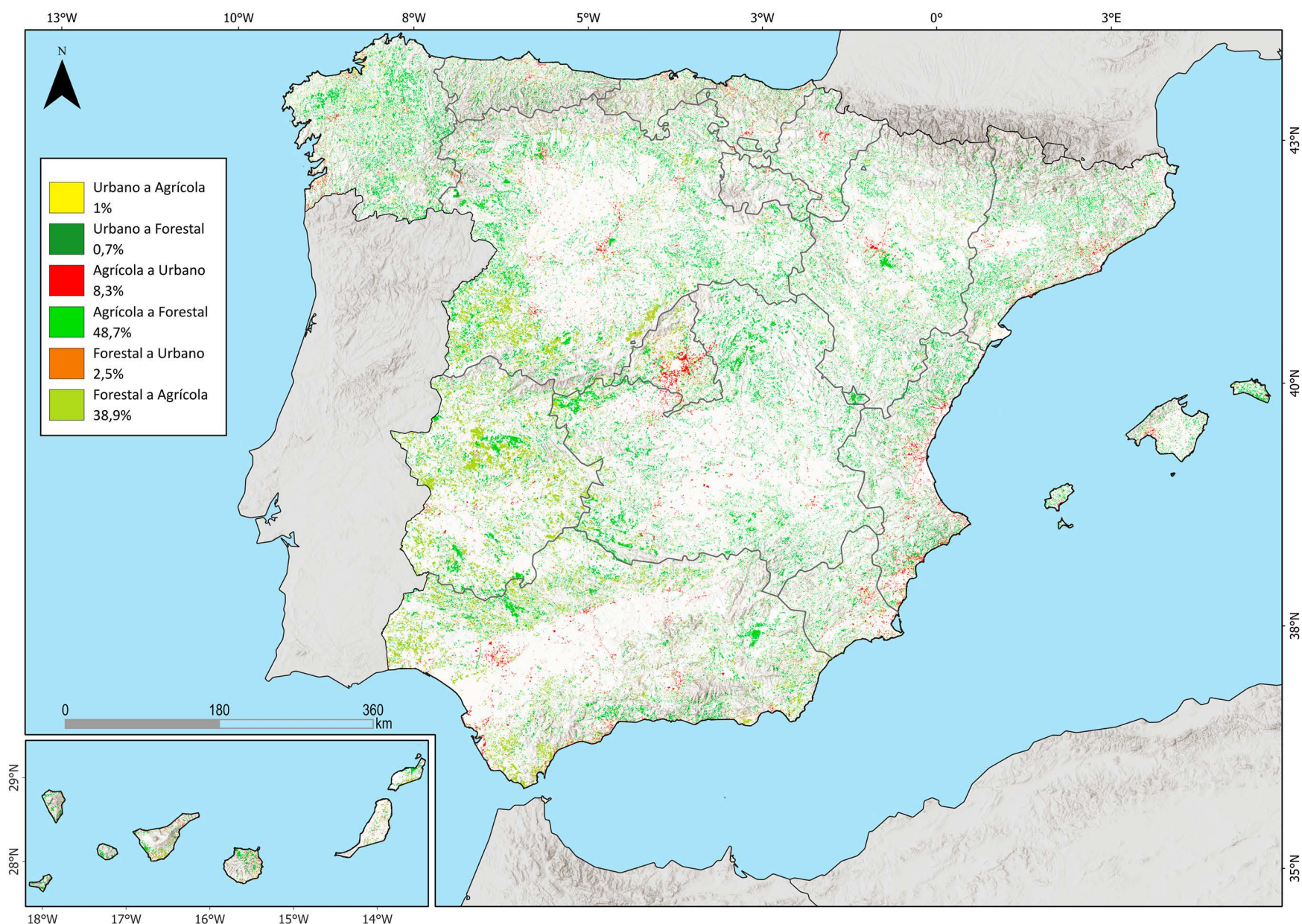
Figura II.6.2. Flujos de superficie (km²) entre los tres principales usos del suelo recogidos en CORINE entre 1990 y 2018 y variaciones porcentuales de las superficies de cada uno de ellos. Fuente: elaboración propia a partir de EEA (2018).

El índice de influencia humana (mapa II.6.7) mide la presión que ejerce la actividad humana sobre los ecosistemas terrestres. Combina factores como densidad de población, infraestructuras (carreteras, ferrocarriles, edificaciones), accesibilidad (camino, puertos), uso del suelo y consumo de energía (indicadores como iluminación nocturna). Estos elementos se integran en una puntuación que suele oscilar entre 0 (mínima influencia) y 100 (máxima influencia), dependiendo de cada sistema de escala utilizado.

La sociedad del desperdicio en la época del ecopostureo

Si consideramos los eslóganes que incorporan las empresas para mostrar su enorme compromiso con la naturaleza, la creación de ministerios dedicados a la cuestión medioambiental o ecológica y la creciente concienciación medioambiental de la población, parece que estemos ante la versión más ecológica de la sociedad contemporánea, ante una situación ideal en la relación entre el ser humano y su naturaleza. Sin embargo, la realidad es bien distinta. En las últimas décadas, cerca de una cuarta parte de la producción primaria mundial se ha destinado al consumo humano, la mitad de los ecosistemas naturales del planeta han desaparecido y las poblaciones de fauna salvaje se han reducido a la mitad. El reguero de destrucción medioambiental queda patente a lo largo de los diversos mapas que se han ido presentando.

Se ha puesto a la naturaleza al servicio de la economía de mercado, denostando cuestiones esenciales como el procesamiento de los residuos orgánicos y su transformación en nutrientes, uno de los servicios ecosistémicos que lleva a cabo el suelo (gratis) y que nos permite seguir vivos, la capacidad de ese suelo para purificar y almacenar agua (también nos da ese servicio sin cobrar por ello), o la más conocida tarea polinizadora de diversas especies de insectos, que lo hacen en su beneficio y, de paso, nos permiten comer sin pasarnos la factura.



Mapa II.6.6. Cambios del uso del suelo entre 1990 y 2018. Fuente: EEA (2018).

Sin poner en duda el bienestar material alcanzado, a cambio de transformar el medio natural del que procedemos, o la seguridad alimentaria de la que disfrutamos, algunos hechos ponen de manifiesto que hay espacio para la reflexión y replantear el modelo de producción y consumo en el que nos hemos instalado. El desperdicio de alimentos es una de esas paradojas aún no resueltas por la eficiencia y racionalidad de los mercados.

El auge de la agricultura de regadío, concretamente la producción de frutas y hortalizas, responde a estímulos de mercado que han llevado este sector a cotas extraordinarias. Sin embargo, el desacoplamiento entre oferta y demanda genera mercancía muy barata que, en muchas ocasiones, no llega a entrar en los circuitos comerciales. No se trata de una circunstancia puntual ligada a que en alguna campaña haya un exceso de oferta o se desplome la demanda. Al contrario, esta es una práctica habitual, y para proteger al agricultor frente a los bajos precios de sus productos (véase la figura II.6.4C) la PAC cubre parte de las pérdidas. Para contabilizarlas el Fondo Español de Garantía Agraria refleja puntualmente las pérdidas declaradas. El mapa II.6.8 muestra los descartes de frutas y hortalizas en nuestro país durante el periodo que lleva el FEGA recopilando esta información.

Resulta paradójico que en los territorios de importante producción hortofrutícola, donde persisten aún con fuerza lemas sobre la importancia de la actividad agraria para la economía, en los que se presume de aprovechar

hasta la última gota de agua, se tiren miles de toneladas de frutas y hortalizas en perfecto estado. Las cifras del FEGA son las oficiales, pero además se descartan miles de toneladas más, difícilmente cuantificables. No es raro pasearse por cierto parajes áridos transformados para la actividad agraria intensiva, donde el agua no sobra, y tropezarse con frutas y hortalizas que se pudren (figura II.6.4 A y B), para alegría de las moscas que revolotean a su alrededor. La razón de estos descartes fuera de la legalidad es que la PAC solo subvenciona hasta el 5% de la cosecha que se pierda por estas razones de bajos precios.

Este desperdicio de frutas y hortalizas contribuye a ese aterrador porcentaje que es urgente rebajar: desperdiciamos casi un tercio de los alimentos que producimos. Para cosecharlos se utilizan numerosos recursos, como agua, fertilizantes y energía. Entre 2018 y 2024, los registros oficiales indican que se desecharon 483.624 toneladas de excedentes agrícolas, lo que representa una huella hídrica de casi 36 hm³ y una huella de carbono de 36.694 t CO₂-eq. Los mapas II.6.9 y II.6.10 detallan espacialmente el reparto de estos dos impactos. La contradicción es evidente: estamos en un país cada vez más árido, con menos agua, nos dedicamos a producir alimentos en las zonas más secas del país y, para colmo, parte de esas cosechas las tiramos.

A pesar de que la agricultura suele reivindicar que con los bajos precios de sus productos no pueden sacar adelante sus negocios, lo cierto es que la

superficie en regadío sigue creciendo, como vimos en la sección II.2. Esta actividad económica se sigue percibiendo como muy rentable. Ello, unido a que la agricultura en secano asegura bajos rendimientos (al menos la quinta parte que el regadío) y muchos fallos de cosecha debido a los efectos del cambio climático, hace de un terreno con agua algo muy succulento. Los mapas II.6.11 y II.6.12 muestran el valor de la tierra para el regadío y el secano respectivamente. Obsérvese que en los mapas se representan todos los municipios tanto para el secano como el regadío. Es decir, que para cada municipio se representa el valor medio de las parcelas de secano y regadío que allí se encuentren.

Como se puede apreciar, los precios más altos de la tierra en secano están en la cornisa cantábrica, las proximidades de Madrid y Baleares. Llama la atención, también, el secano en el campo de Cartagena y diversos municipios al sur peninsular. Su posible conversión al regadío explica su enorme rentabilidad; véase el precio de la tierra en esos lugares en el Mapa II.6.11. Por otra parte, el valor de la tierra en regadío que supera los 5000 € ha⁻¹ es muy abundante, alcanzado valores de más de 50.000 € ha⁻¹. El récord lo ostentan las parcelas con invernaderos, que llegan a 241.418 € ha⁻¹, según datos del Anuario de Estadística Agroalimentaria del Ministerio de Agricultura.

Destaca, además, la ubicación de las tierras más rentables. Hay dos núcleos relevantes, que son Madrid y Baleares. El alto precio tiene que ver, en estos casos, con el propio elevado valor del terreno urbano (expectativas

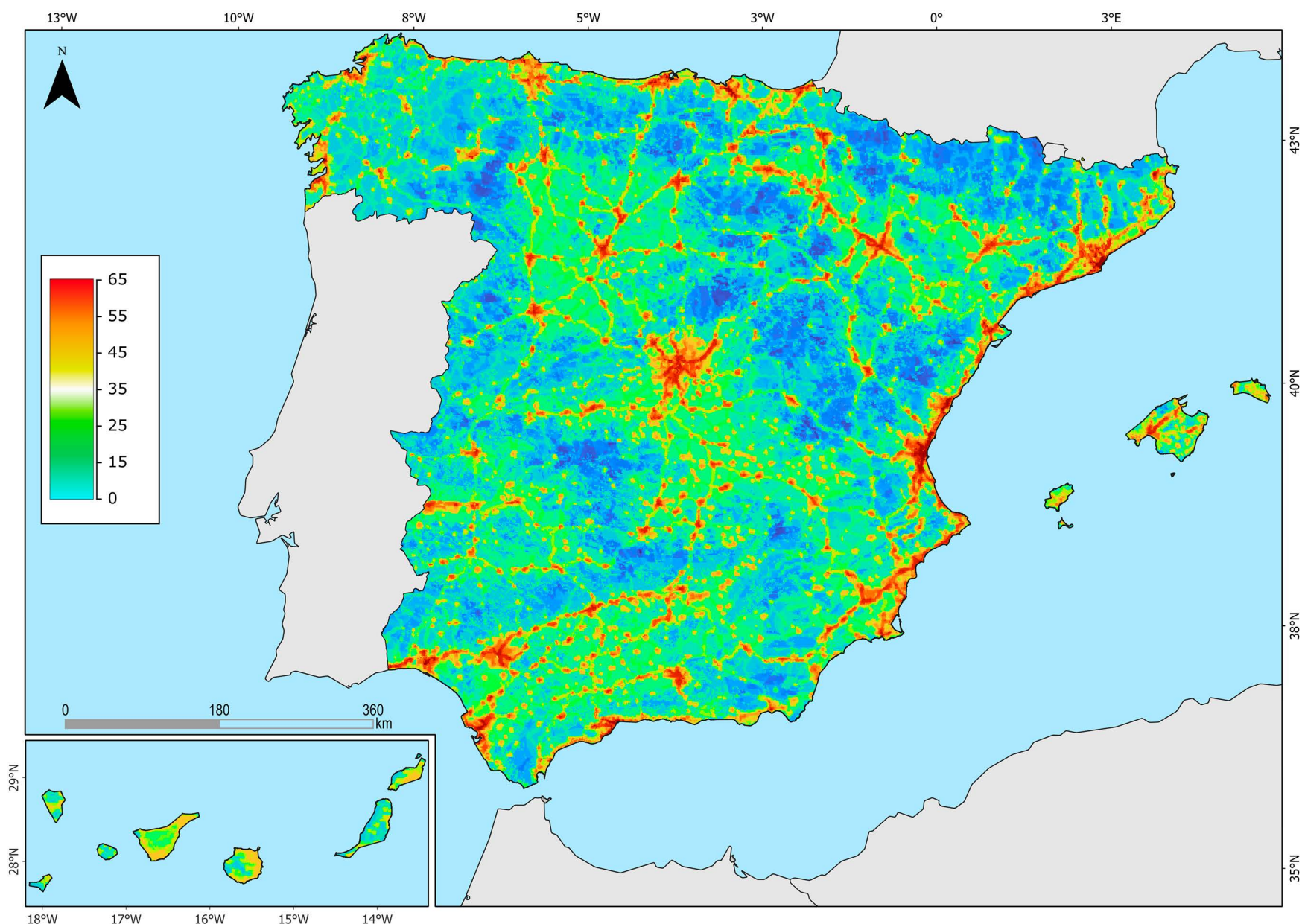
de reclasificación urbanística). Por su parte, el alto valor del regadío a lo largo de todo el litoral mediterráneo tiene que ver con dos factores. Por un lado, poseer agua en esa franja costera superpoblada, a la que aludíamos anteriormente, revaloriza enormemente la tierra. Por otro lado, en el sur del litoral mediterráneo español –especialmente desde el sur de Alicante hasta Cádiz, pasando por la costa tropical granadina–, donde el agua es más escasa y la productividad potencial altísima debido a las elevadas horas de sol y a la práctica inexistencia de heladas, aparece el terreno más valorado.

La pulsión por llevar agua a los cultivos con el fin de generar grandes rendimientos ha atraído la atención de los fondos de inversión. La visión puramente empresarial de estos nuevos actores introduce una enorme distorsión en el sector agrario. Si producir alimentos depende exclusivamente de la rentabilidad, lo que podemos esperar es una deriva hacia la economía de escala. La tecnificación del sector agrario (cuestión necesaria) implica grandes inversiones que solo pueden rentabilizarse con enormes volúmenes de producción. Ello supone contar con mucha tierra y, por ende, aumentar la inversión. Solo con mucho capital se puede entrar en este juego. Ello va excluyendo a los pequeños y medianos propietarios, incapaces de seguir el ritmo financiero impuesto.

Guiado por la rentabilidad cortoplacista, el dinero, los inversores, no están pendientes de cuestiones como los servicios ecosistémicos, la vertebración del territorio o la seguridad alimentaria. Así, cuando la productividad se ve



Figura II.6.3. Ejemplo de urbanización del litoral y concentración masiva de la población en una estrecha franja litoral. Fuente: Freepik.com



Mapa II.6.7. Índice de influencia humana. Fuente: WCS y CIESIN (2005).

mermada por cuestiones como el deterioro de las masas de agua subterráneas o la erosión, y ello repercute negativamente en la cuenta de resultados, los cultivos emigran a lugares más proclives o transmutan en parcelas con paneles solares. Estos regadíos de usar y tirar se establecen con coartadas que lo presentan como una muralla frente al desierto, y acaban pereciendo al desencadenar procesos de desertificación.

Una sociedad absorta en las redes sociales y los mundos virtuales

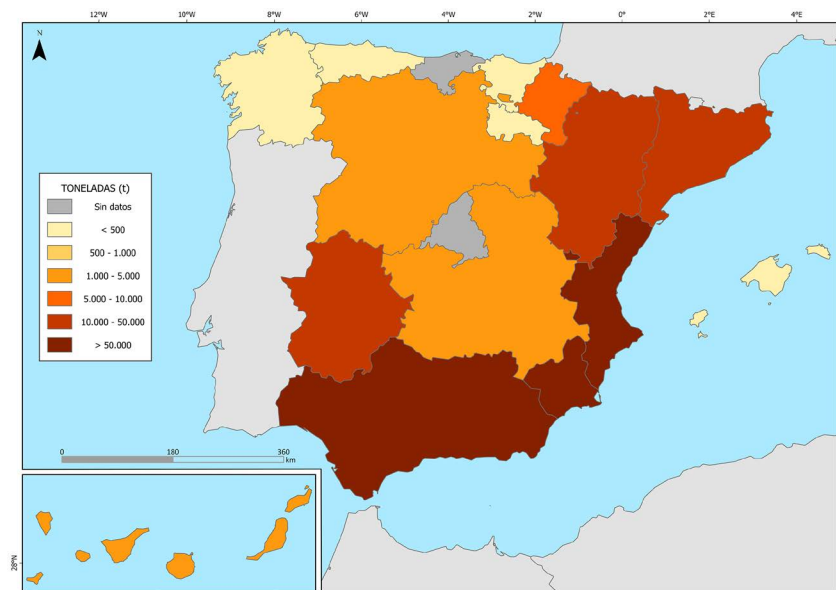
Primero fue dejar el campo e ir a las ciudades en busca de prosperidad y comodidad (en realidad, antes inventamos la agricultura, y en ese punto cambiaron demasiadas cosas). Según fuimos perdiendo de vista la naturaleza se consolidaron hábitos poco saludables. Ruido, comida rápida y ultraprocesada, sedentarización. Últimamente estamos absortos en nuestras pantallas, atrapados en diversos mundos virtuales. Redes sociales y compras por internet. Ofertas irrenunciables, viajes *low cost* y la absoluta primacía de lo inmediato, de lo novedoso, frente a lo duradero. Estamos atrapados en esa realidad. No tenemos tiempo para la reflexión, para el disfrute pausado.

La globalización ha generado buena parte de nuestro actual estilo de vida. En relación a la desertificación hay que destacar nuestra forma de

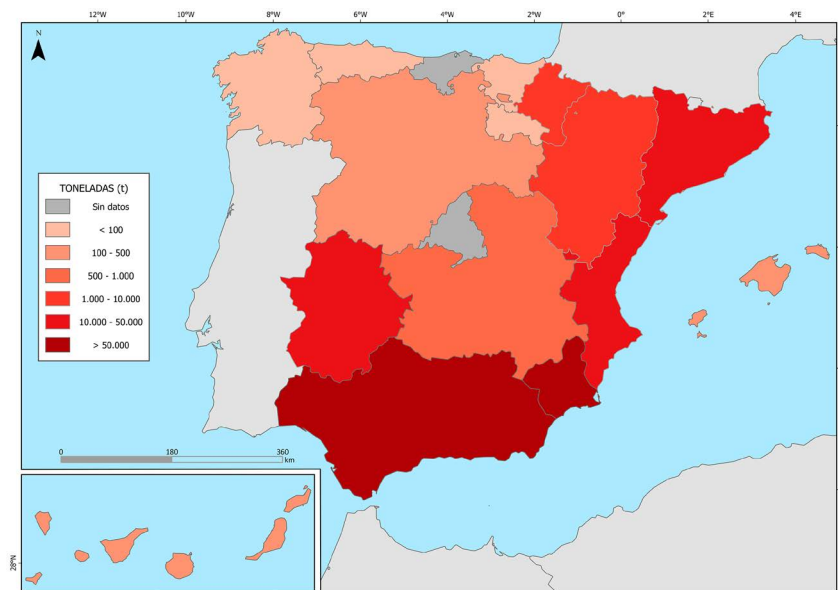
alimentarnos. Por más que nos vayamos sofisticando y aislando de los ecosistemas, la ingesta diaria de calorías y proteínas forma parte de nuestras necesidades fisiológicas. Un problema importante, en este sentido, es que apenas sabemos de dónde proceden los alimentos que consumimos. Ni siquiera nos lo preguntamos y poco parecen importarnos sus propiedades e ingredientes. Se llega a aceptar el hecho de que los tomates no sepan a tomate. Las nuevas generaciones consideran normal esa falta de sabor primigenio. Desconocen que había un sabor original en alimentos básicos. No se puede apreciar lo que no se conoce. Por eso nuestra desconexión con la naturaleza es un gran problema para la naturaleza.

Hay dos cambios profundos que contribuyen a distorsionar el concepto de desertificación, ya de por sí confuso, como se señalaba en la introducción de este apartado. Este proceso se desarrolla a escala de paisaje. La progresiva transformación de estos agropaisajes, el olivar, el regadío, los cultivos leñosos, etc. (véase la figura II.6.7) en centros de producción que ocupan mucho menos territorio, pero que cada vez necesitan muchos más insumos (agua, plástico, energía, fertilizantes, pesticidas, antibióticos), desajusta el concepto que se ha ido construyendo de desertificación. Así, la ganadería va abandonando el territorio, lo que no quiere decir que no haya vacas o cerdos, pero están estabulados en granjas de gran productividad y la superficie agrícola se va contrayendo, llegando a la mínima expresión de los invernaderos.

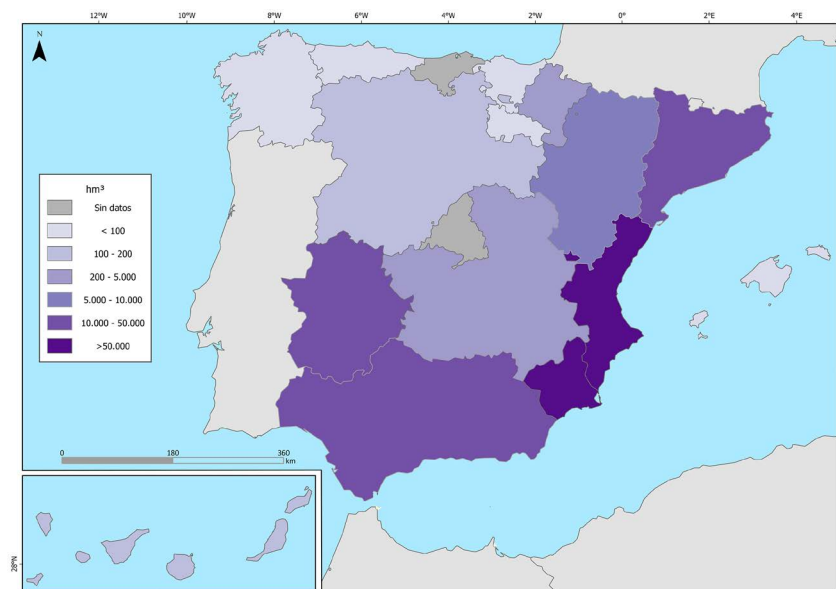




Mapa II.6.8. Toneladas de frutas y hortalizas desechadas por CCAA para el periodo 2018-2024. Fuente: elaboración propia a partir de FEGA (2025) y Martí-Talavera (2025).



Mapa II.6.10. La huella de carbono del desperdicio. Valores en t CO₂-eq por CCAA para el periodo 2018-2024. Fuente: elaboración propia a partir de FEGA (2025) y Martí-Talavera (2025).



Mapa II.6.9. La huella hídrica del desperdicio. Valores en hm³ por CCAA para el periodo 2018-2024. Fuente: elaboración propia a partir de FEGA (2025) y Martí-Talavera (2025).

El ser humano es capaz de lo mejor y lo peor. Su propia presencia en el espacio geográfico propicia alteraciones, modificaciones, transformaciones más o menos intensas del mismo y ello supone repercusiones en el medio natural. El paso del nomadismo al sedentarismo y la aparición de la agricultura fueron cambios transcendentales en la historia de la humanidad. Y luego vinieron los asentamientos y las actividades económicas volcadas en la satisfacción de las necesidades de las ciudades. Y los transportes a gran distancia, y la globalización. Todo ello ha ido en beneficio de la población, aunque con muchas desigualdades entre regiones, pero en claro detrimento de las huellas ecológicas que muestran valores de deterioro de los principales elementos que componen el medio ambiente. El ritmo de transformación intensa que ha impuesto la economía en el territorio no puede compensarse, lamentablemente, con unas acciones de recuperación ambiental activadas por el ser humano que transcurren a una velocidad inferior a la de los cambios. Y ahora uno de ellos, el vinculado con la atmósfera terrestre, condiciona y lo hará más en las próximas décadas el propio devenir del desarrollo humano. Reflexión, sensatez, racionalidad parecen haberse olvidado del quehacer humano devorado por la vorágine de la satisfacción personal a cualquier precio. Y la naturaleza, nuestra casa común, precisa de soluciones colectivas que devuelvan a sus territorios una faz menos deteriorada, con mecanismos de desertificación aminorados o al menos solo funcionales en su dinámica natural, sin intervención desfavorable del ser humano. Es decir, liberar del componente antropogénico a la desertificación, convirtiéndolo en la tasa de desgaste natural del paisaje.

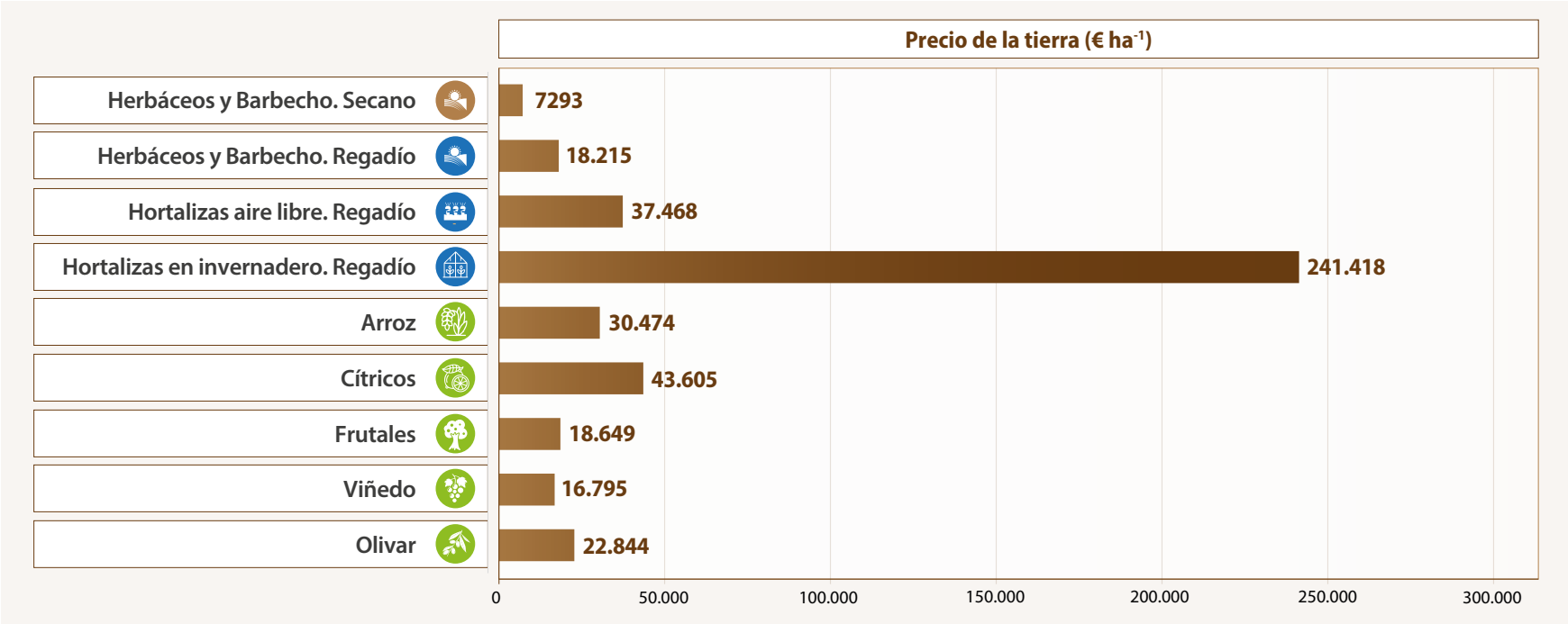
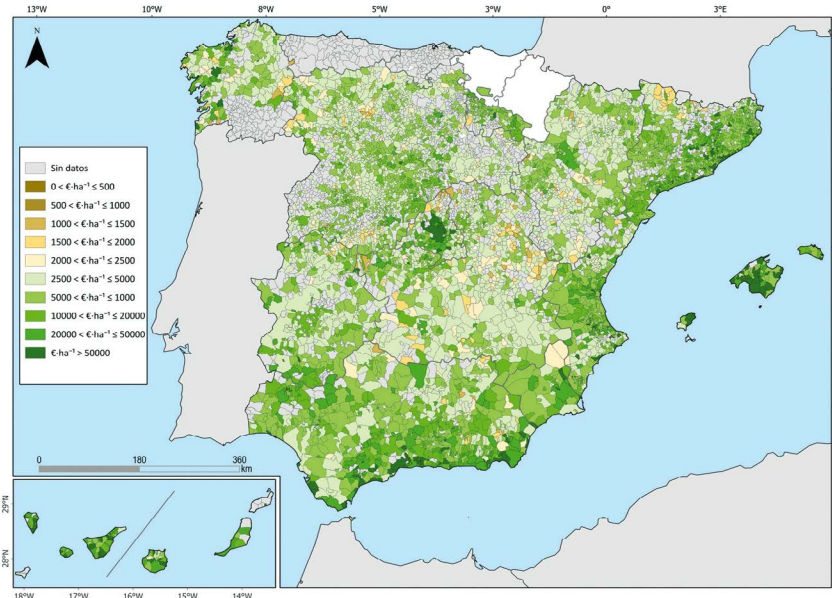
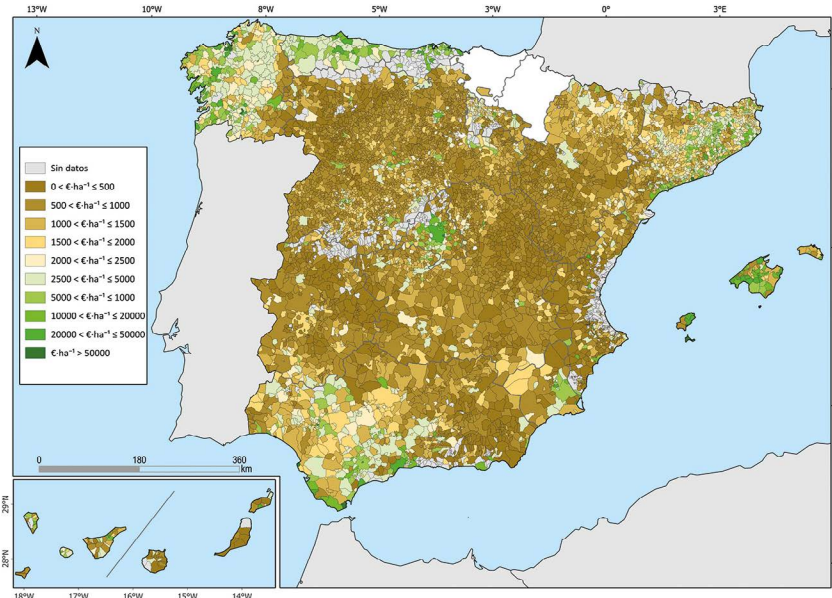


Figura II.6.5. Precios medios nacionales de la tierra según cultivos. Año 2022 (base 2016). Fuente: MAPA (2025).



Mapa II.6.11. Precio medio de la tierra. Regadío. 2024. Fuente: Ministerio de Hacienda (2025).



Mapa II.6.12. Precio medio de la tierra. Secano. 2024. Fuente: Ministerio de Hacienda (2025).

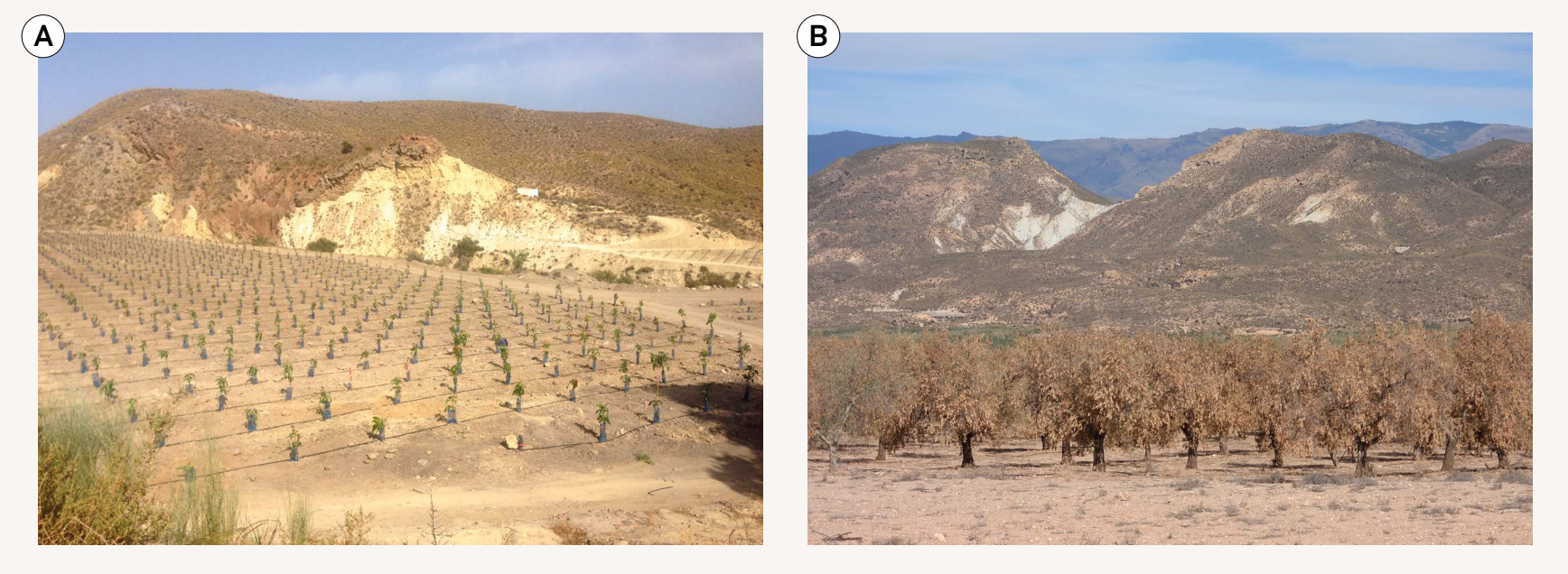


Figura II.6.6. A. Establecimiento de un cultivo de regadío en un territorio árido. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama. B. Abandono de olivares en regadío en zonas áridas como consecuencia del deterioro de los acuíferos que los sustentaban. Fotografía de Luis Bolonio.

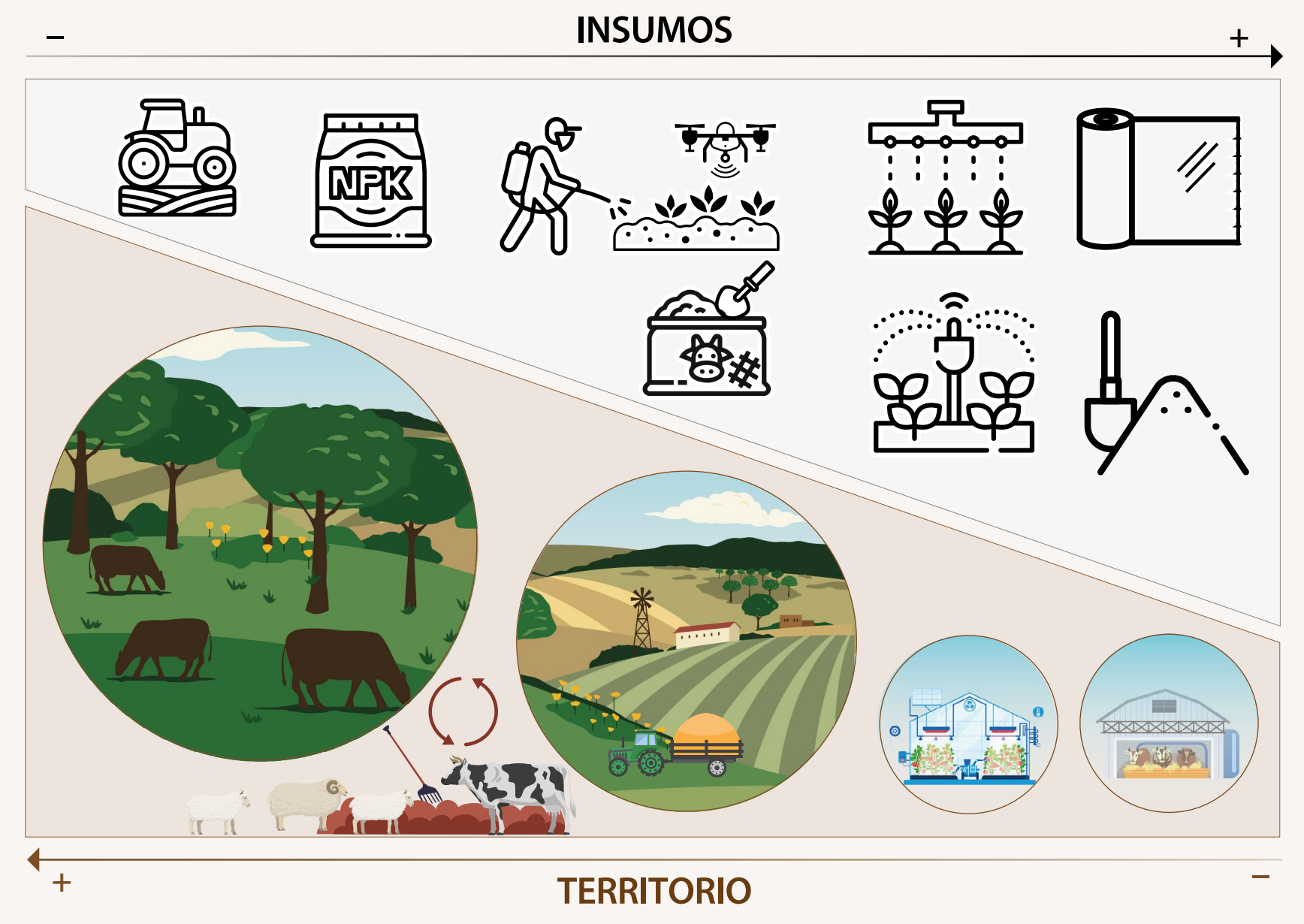
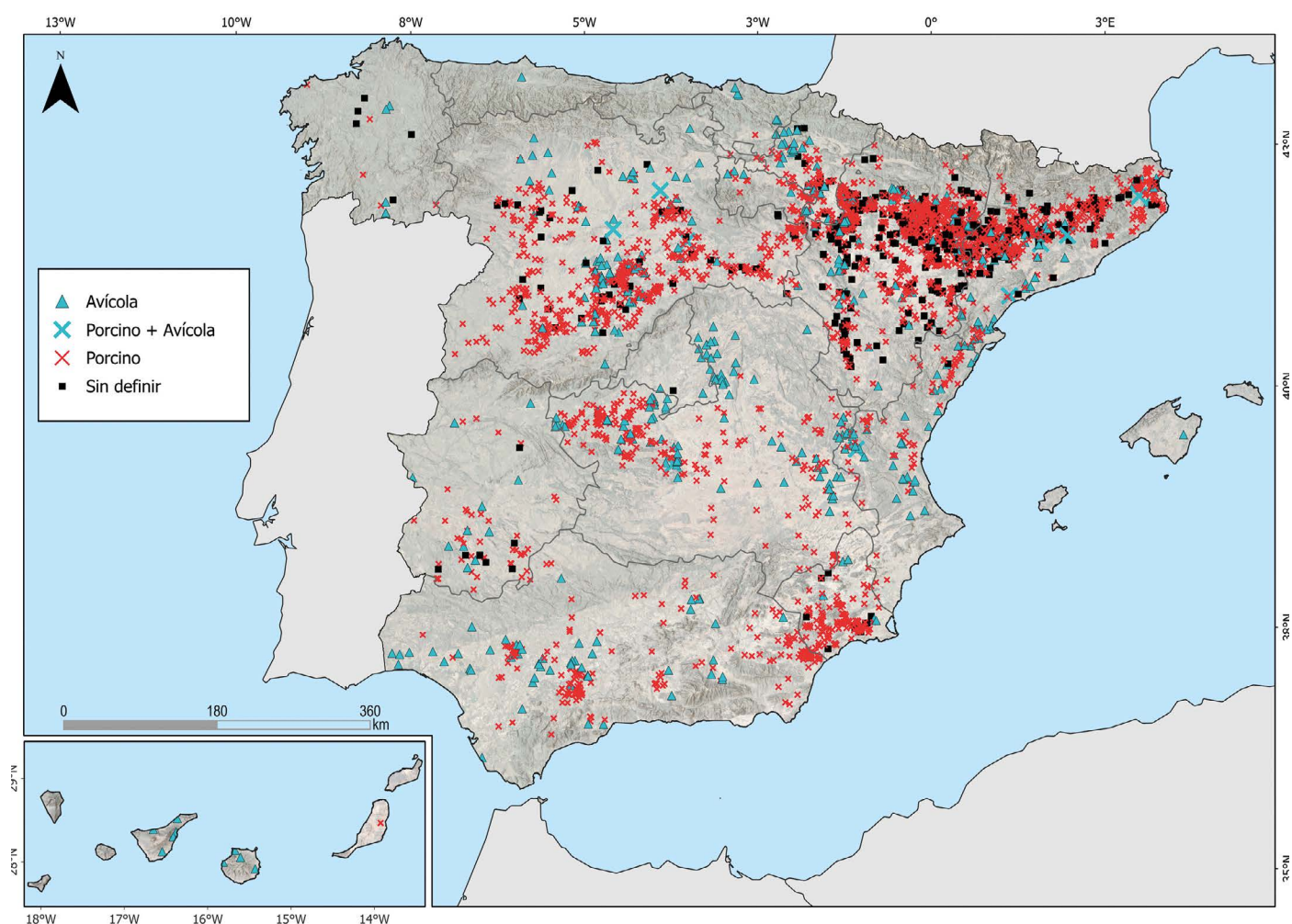
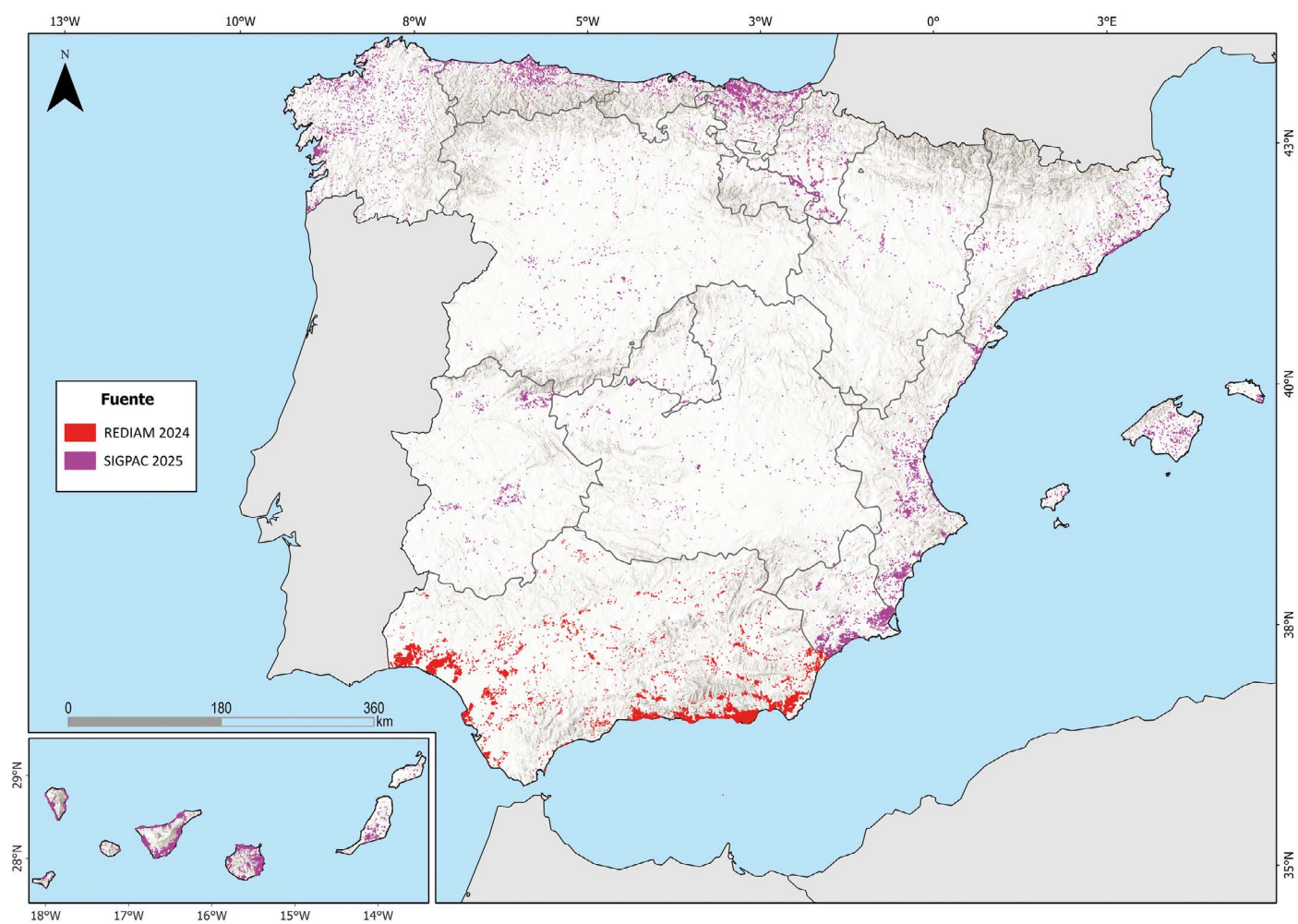


Figura II.6.7. Las actividades agrarias ocupan progresivamente menos espacio a medida que utilizan más insumos. Sin embargo, la huella ambiental de estas cápsulas de producción se extiende a amplias regiones más o menos lejanas.



Mapa II.6.13. Distribución de macrogranjas de ganado porcino y avícolas. Fuente: Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (MITECO) (2025).



Mapa II.6.14. Superficie de invernaderos y cultivos bajo plástico. Fuente: elaboración propia a partir de SIGPAC y REDIAM (2024 y 2025).

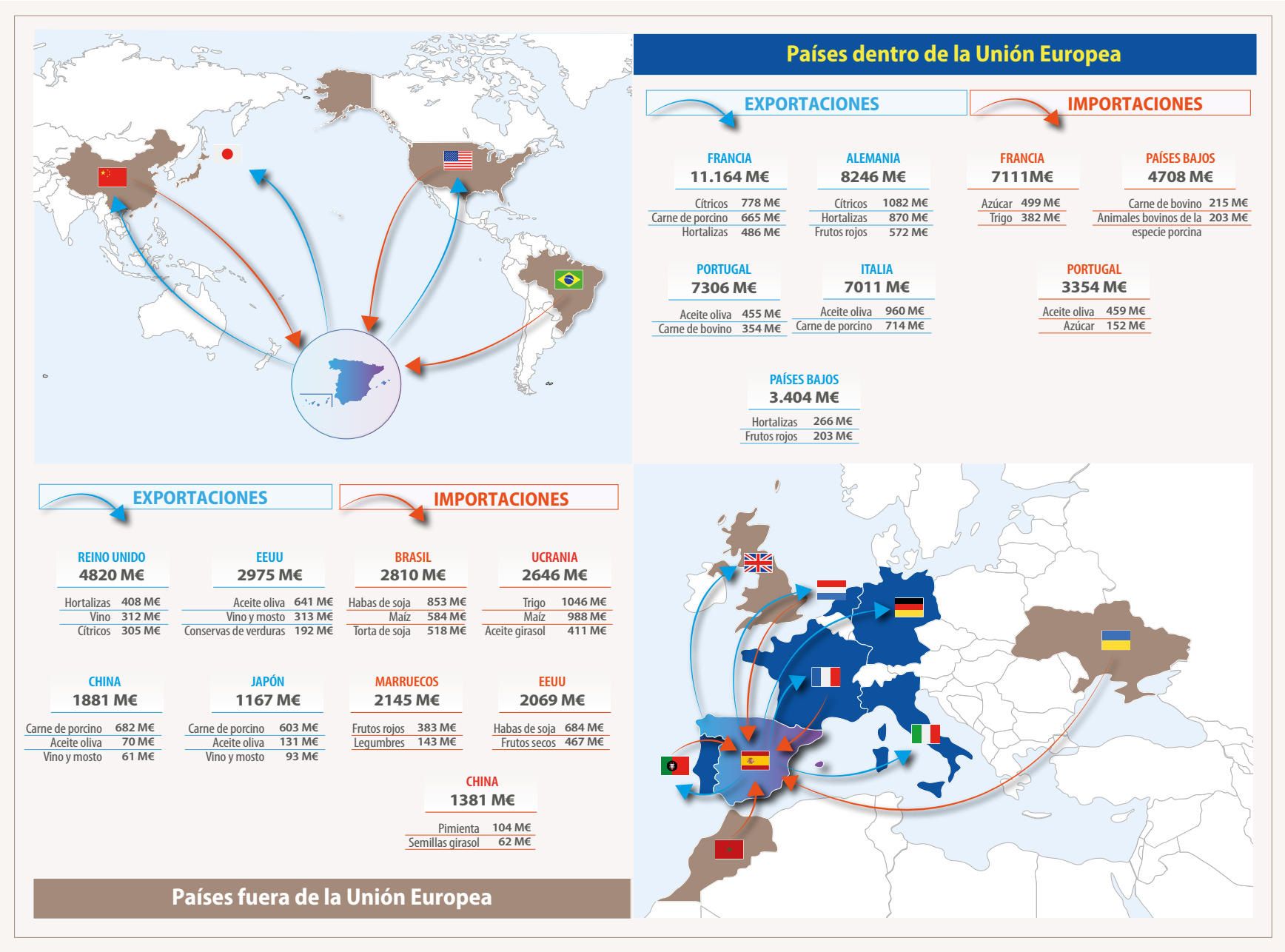


Figura II.6.8. Principales flujos comerciales agroalimentarios entre España y países de la Unión Europea y terceros países (2023). Valor de las transacciones en millones de euros. Fuente: Informe anual de comercio exterior. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

CCAA	Población total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
		Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
		Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%
Galicia	2.701.819	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2.701.819	100,0
Asturias	1.018.784	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.018.784	100,0
Cantabria	582.905	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	582.905	100,0
País Vasco	2.220.504	13.047	0,6	10.887	0,5	2160	0,1	0	0,0	0	0,0	2.207.457	99,4
Navarra	661.197	182.998	27,7	33.493	5,1	149.505	22,6	0	0,0	0	0,0	478.199	72,3
La Rioja	319.914	313.629	98,0	35.740	11,2	277.889	86,9	0	0,0	0	0,0	6285	2,0
Aragón	1.329.391	1.272.945	95,8	25.889	1,9	1.247.056	93,8	0	0,0	0	0,0	56.446	4,2
Madrid	6.779.888	6.725.105	99,2	363.360	5,4	6.361.745	93,8	0	0,0	0	0,0	54.783	0,8
Castilla y León	2.394.918	1.955.538	81,7	986.760	41,2	968.778	40,5	0	0,0	0	0,0	439.380	18,3
Castilla-La Mancha	2.045.221	2.026.397	99,1	195.593	9,6	1.830.804	89,5	0	0,0	0	0,0	18.824	0,9
Extremadura	1.063.987	912.283	85,7	266.423	25,0	645.860	60,7	0	0,0	0	0,0	151.704	14,3
Catalunya	7.780.479	6.604.520	84,9	6.116.873	78,6	487.647	6,3	0	0,0	0	0,0	1.175.959	15,1
Comunidad Valenciana	5.057.353	4.710.477	93,1	815.539	16,1	3.894.938	77,0	0	0,0	0	0,0	346.876	6,9
Islas Baleares	1.171.543	1.145.751	97,8	238.568	20,4	907.183	77,4	0	0,0	0	0,0	25.792	2,2
Andalucía	8.464.411	7.797.700	92,1	2.777.415	32,8	4.988.619	58,9	31.666	0,4	0	0,0	666.711	7,9
Murcia	1.511.251	1.511.251	100,0	0	0,0	1.511.251	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Islas Canarias	2.175.952	2.174.026	99,9	40.440	1,9	835.533	38,4	1.200.443	55,2	97.610	4,5	1926	0,1
TOTAL	47.279.517	37.345.667	79,0	11.906.980	25,2	24.108.968	51,0	1.232.109	2,6	97.610	0,2	9.933.850	21,0

Tabla II.6.1. Población (habitantes) y porcentaje respecto a población total por categorías de aridez para cada comunidad autónoma (2020). Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE y mapa II.1.7.

CCAA	Población total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
	Habitantes	Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
		Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%
Galicia	2.731.669	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2.731.669	100,0
Asturias	1.093.937	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.093.937	100,0
Cantabria	527.326	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	527.326	100,0
País Vasco	2.104.041	10.070	0,5	8016	0,4	2054	0,1	0	0,0	0	0,0	2.093.971	99,5
Navarra	519.277	158.182	30,5	31.480	6,1	126.702	24,4	0	0,0	0	0,0	361.095	69,5
La Rioja	263.434	256.191	97,3	35.784	13,6	220.407	83,7	0	0,0	0	0,0	7243	2,7
Aragón	1.188.817	1.134.221	95,4	31.060	2,6	1.103.161	92,8	0	0,0	0	0,0	54.596	4,6
Madrid	4.947.555	4.921.744	99,5	147.512	3,0	4.774.232	96,5	0	0,0	0	0,0	25.811	0,5
Castilla y León	2.545.926	1.994.515	78,3	1.026.196	40,3	968.319	38,0	0	0,0	0	0,0	551.411	21,7
Castilla-La Mancha	1.658.446	1.631.810	98,4	203.400	12,3	1.428.410	86,1	0	0,0	0	0,0	26.636	1,6
Extremadura	1.061.852	892.185	84,0	280.156	26,4	612.029	57,6	0	0,0	0	0,0	169.667	16,0
Catalunya	6.059.494	5.267.309	86,9	4.866.182	80,3	401.127	6,6	0	0,0	0	0,0	792.185	13,1
Comunidad Valenciana	3.857.234	3.629.224	94,1	644.928	16,7	2.984.296	77,4	0	0,0	0	0,0	228.010	5,9
Islas Baleares	709.138	691.425	97,5	147.483	20,8	543.942	76,7	0	0,0	0	0,0	17.713	2,5
Andalucía	6.940.522	6.371.942	91,8	2.295.134	33,1	4.064.254	58,6	12.554	0,2	0	0,0	568.580	8,2
Murcia	1.045.601	1.045.601	100,0	0	0,0	1.045.601	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Islas Canarias	1.493.784	1.491.140	99,8	32.244	2,2	685.195	45,9	742.607	49,7	31.094	2,1	2644	0,2
TOTAL	38.748.053	29.495.559	76,1	9.749.575	25,2	18.959.729	48,9	755.161	1,9	31.094	0,1	9.252.494	23,9

Tabla II.6.2. Población (habitantes) y porcentaje respecto a población total por categorías de aridez para cada comunidad autónoma (1991). Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE y mapa II.1.7.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
	Habitantes	Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
		Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%
A Coruña	1.121.815	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.121.815	100,0
Lugo	327.946	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	327.946	100,0
Ourense	306.650	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	306.650	100,0
Pontevedra	945.408	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	945.408	100,0
Asturias	1.018.784	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.018.784	100,0
Cantabria	582.905	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	582.905	100,0
Araba/Álava	333.940	13.047	3,9	10.887	3,3	2160	0,6	0	0,0	0	0,0	320.893	96,1
Guipúzcoa	727.121	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	727.121	100,0
Vizcaya	1.159.443	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.159.443	100,0
Navarra	661.197	182.998	27,7	33.493	5,1	149.505	22,6	0	0,0	0	0,0	478.199	72,3
La Rioja	319.914	313.629	98,0	35.740	11,2	277.889	86,9	0	0,0	0	0,0	6285	2,0
Huesca	222.687	176.144	79,1	11.007	4,9	165.137	74,2	0	0,0	0	0,0	46.543	20,9
Teruel	134.176	126.550	94,3	12.555	9,4	113.995	85,0	0	0,0	0	0,0	7626	5,7
Zaragoza	972.528	970.251	99,8	2327	0,2	967.924	99,5	0	0,0	0	0,0	2277	0,2
Madrid	6.779.888	6.725.105	99,2	363.360	5,4	6.361.745	93,8	0	0,0	0	0,0	54.783	0,8
Ávila	157.664	107.963	68,5	83.679	53,1	24.284	15,4	0	0,0	0	0,0	49.701	31,5
Burgos	357.650	294.764	82,4	245.262	68,6	49.502	13,8	0	0,0	0	0,0	62.886	17,6
León	456.439	269.585	59,1	251.761	55,2	17.824	3,9	0	0,0	0	0,0	186.854	40,9
Palencia	160.321	132.736	82,8	128.632	80,2	4104	2,6	0	0,0	0	0,0	27.585	17,2
Salamanca	329.245	283.316	86,1	45.197	13,7	238.119	72,3	0	0,0	0	0,0	45.929	13,9
Segovia	153.478	120.581	78,6	88.320	57,5	32.261	21,0	0	0,0	0	0,0	32.897	21,4
Soria	88.884	77.211	86,9	70.068	78,8	7143	8,0	0	0,0	0	0,0	11.673	13,1
Valladolid	520.649	520.649	100,0	49.915	9,6	470.734	90,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Zamora	170.588	148.733	87,2	23.926	14,0	124.807	73,2	0	0,0	0	0,0	21.855	12,8
Albacete	388.270	387.941	99,9	12.349	3,2	375.592	96,7	0	0,0	0	0,0	329	0,1
Ciudad Real	495.045	493.825	99,8	21.211	4,3	472.614	95,5	0	0,0	0	0,0	1220	0,2
Cuenca	196.139	193.647	98,7	15.548	7,9	178.099	90,8	0	0,0	0	0,0	2492	1,3
Guadalajara	261.995	258.879	98,8	22.734	8,7	236.145	90,1	0	0,0	0	0,0	3116	1,2
Toledo	703.772	692.105	98,3	123.751	17,6	568.354	80,8	0	0,0	0	0,0	11.667	1,7
Badajoz	672.137	662.156	98,5	76.857	11,4	585.299	87,1	0	0,0	0	0,0	9981	1,5
Cáceres	391.850	250.127	63,8	189.566	48,4	60.561	15,5	0	0,0	0	0,0	141.723	36,2
Barcelona	5.743.402	5.071.972	88,3	5.071.972	88,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	671.430	11,7
Girona	781.788	336.995	43,1	336.995	43,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	444.793	56,9
Lleida	438.517	378.781	86,4	17.771	4,1	361.010	82,3	0	0,0	0	0,0	59.736	13,6
Tarragona	816.772	816.772	100,0	690.135	84,5	126.637	15,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Alacant/Alicante	1.879.888	1.662.232	88,4	203.929	10,8	1.458.303	77,6	0	0,0	0	0,0	217.656	11,6
Castellón	585.590	566.939	96,8	174.432	29,8	392.507	67,0	0	0,0	0	0,0	18.651	3,2
Valencia	2.591.875	2.481.306	95,7	437.178	16,9	2.044.128	78,9	0	0,0	0	0,0	110.569	4,3
Islas Baleares	1.171.543	1.145.751	97,8	238.568	20,4	907.183	77,4	0	0,0	0	0,0	25.792	2,2
Almería	727.945	727.945	100,0	2661	0,4	693.618	95,3	31.666	4,4	0	0,0	0	0,0
Cádiz	1.244.049	830.493	66,8	830.493	66,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	413.556	33,2
Córdoba	781.451	778.251	99,6	656.637	84,0	121.614	15,6	0	0,0	0	0,0	3200	0,4
Granada	919.168	916.119	99,7	33.599	3,7	882.520	96,0	0	0,0	0	0,0	3049	0,3
Huelva	524.278	474.371	90,5	130.536	24,9	343.835	65,6	0	0,0	0	0,0	49.907	9,5
Jaén	631.381	624.791	99,0	128.857	20,4	495.934	78,5	0	0,0	0	0,0	6590	1,0
Málaga	1.685.920	1.523.718	90,4	497.947	29,5	1.025.771	60,8	0	0,0	0	0,0	162.202	9,6
Sevilla	1.950.219	1.922.012	98,6	496.685	25,5	1.425.327	73,1	0	0,0	0	0,0	28.207	1,4
Murcia	1.511.251	1.511.251	100,0	0	0,0	1.511.251	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Santa Cruz de Tenerife	1.044.887	1.042.961	99,8	36.713	3,5	731.221	70,0	275.027	26,3	0	0,0	1926	0,2
Las Palmas de Gran Canaria	1.131.065	1.131.065	100,0	3727	0,3	104.312	9,2	925.416	81,8	97.610	8,6	0	0,0
ESPAÑA	47.279.517	37.345.667	79,0	11.906.980	25,2	24.108.968	51,0	1.232.109	2,6	97.610	0,2	9.933.850	21,0

Tabla II.6.3. Población (habitantes) y porcentaje respecto a población total por categorías de aridez para cada provincia (2020). Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE y mapa II.1.7.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas										Superficie zonas no áridas	
		Total		Subhúmedo-seco		Semiárido		Árido		Hiperárido			
	Habitantes	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%
A Coruña	1.089.278	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.089.278	100,0
Lugo	384.365	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	384.365	100,0
Ourense	353.491	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	353.491	100,0
Pontevedra	887.539	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	887.539	100,0
Asturias	1.093.937	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.093.937	100,0
Cantabria	527.326	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	527.326	100,0
Araba/Álava	272.447	10.070	3,7	8016	2,9	2054	0,8	0	0,0	0	0,0	262.377	96,3
Guipúzcoa	676.488	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	676.488	100,0
Vizcaya	1.155.106	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1.155.106	100,0
Navarra	519.277	158.182	30,5	31.480	6,1	126.702	24,4	0	0,0	0	0,0	361.095	69,5
La Rioja	263.434	256.191	97,3	35.784	13,6	220.407	83,7	0	0,0	0	0,0	7243	2,7
Huesca	207.810	165.815	79,8	11.519	5,5	154.296	74,2	0	0,0	0	0,0	41.995	20,2
Teruel	143.680	134.718	93,8	16.341	11,4	118.377	82,4	0	0,0	0	0,0	8962	6,2
Zaragoza	837.327	833.688	99,6	3200	0,4	830.488	99,2	0	0,0	0	0,0	3639	0,4
Madrid	4.947.555	4.921.744	99,5	147.512	3,0	4.774.232	96,5	0	0,0	0	0,0	25.811	0,5
Ávila	174.378	111.212	63,8	76.927	44,1	34.285	19,7	0	0,0	0	0,0	63.166	36,2
Burgos	352.772	282.786	80,2	232.309	65,9	50.477	14,3	0	0,0	0	0,0	69.986	19,8
León	525.896	284.587	54,1	260.335	49,5	24.252	4,6	0	0,0	0	0,0	241.309	45,9
Palencia	185.479	145.739	78,6	139.194	75,0	6545	3,5	0	0,0	0	0,0	39.740	21,4
Salamanca	357.801	291.240	81,4	66.057	18,5	225.183	62,9	0	0,0	0	0,0	66.561	18,6
Segovia	147.188	128.549	87,3	90.239	61,3	38.310	26,0	0	0,0	0	0,0	18.639	12,7
Soria	94.537	79.070	83,6	67.657	71,6	11.413	12,1	0	0,0	0	0,0	15.467	16,4
Valladolid	494.207	494.207	100,0	53.198	10,8	441.009	89,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Zamora	213.668	177.125	82,9	40.280	18,9	136.845	64,0	0	0,0	0	0,0	36.543	17,1
Albacete	342.677	341.999	99,8	19.073	5,6	322.926	94,2	0	0,0	0	0,0	678	0,2
Ciudad Real	475.435	473.882	99,7	27.995	5,9	445.887	93,8	0	0,0	0	0,0	1553	0,3
Cuenca	205.198	200.869	97,9	19.534	9,5	181.335	88,4	0	0,0	0	0,0	4329	2,1
Guadalajara	145.593	140.662	96,6	27.777	19,1	112.885	77,5	0	0,0	0	0,0	4931	3,4
Toledo	489.543	474.398	96,9	103.925	22,3	370.473	74,6	0	0,0	0	0,0	15.145	3,1
Badajoz	650.388	637.624	98,0	94.875	14,6	542.749	83,5	0	0,0	0	0,0	12.764	2,0
Cáceres	411.464	254.561	61,9	185.281	45,0	69.280	16,8	0	0,0	0	0,0	156.903	38,1
Barcelona	4.654.407	4.221.315	90,7	4.221.315	90,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	433.092	9,3
Girona	509.628	200.249	39,3	200.249	39,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	309.379	60,7
Lleida	353.455	303.741	85,9	17.607	5,0	286.134	81,0	0	0,0	0	0,0	49.714	14,1
Tarragona	542.004	542.004	100,0	427.011	78,8	114.993	21,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Alacant/Alicante	1.292.563	1.157.105	89,5	156.824	12,1	1.000.281	77,4	0	0,0	0	0,0	135.458	10,5
Castellón	446.744	436.782	97,8	99.708	22,3	337.074	75,5	0	0,0	0	0,0	9962	2,2
Valencia	2.117.927	2.035.337	96,1	388.396	18,3	1.646.941	77,8	0	0,0	0	0,0	82.590	3,9
Islas Baleares	709.138	691.425	97,5	147.483	20,8	543.942	76,7	0	0,0	0	0,0	17.713	2,5
Almería	455.496	455.496	100,0	3295	0,7	439.647	96,5	12.554	2,8	0	0,0	0	0,0
Cádiz	1.078.404	723.878	67,1	723.878	67,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	354.526	32,9
Córdoba	754.452	750.471	99,5	624.317	82,8	126.154	16,7	0	0,0	0	0,0	3981	0,5
Granada	790.515	786.821	99,5	46.206	5,8	740.615	93,7	0	0,0	0	0,0	3694	0,5
Huelva	443.476	385.472	86,9	117.644	26,5	267.828	60,4	0	0,0	0	0,0	58.004	13,1
Jaén	637.633	627.990	98,5	133.952	21,0	494.038	77,5	0	0,0	0	0,0	9643	1,5
Málaga	1.160.843	1.054.775	90,9	270.044	23,3	784.731	67,6	0	0,0	0	0,0	106.068	9,1
Sevilla	1.619.703	1.587.039	98,0	375.798	23,2	1.211.241	74,8	0	0,0	0	0,0	32.664	2,0
Murcia	1.045.601	1.045.601	100,0	0	0,0	1.045.601	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Santa Cruz de Tenerife	725.815	723.171	99,6	27.823	3,8	605.919	83,5	89.429	12,3	0	0,0	2644	0,4
Las Palmas de Gran Canaria	767.969	767.969	100,0	4421	0,6	79.276	10,3	653.178	85,1	31.094	4,0	0	0,0
ESPAÑA	38.731.057	29.495.559	76,2	9.749.575	25,2	18.959.729	48,9	755.161	1,9	31.094	0,1	9.235.498	23,9

Tabla II.6.4. Población (habitantes) y porcentaje respecto a población total por categorías de aridez para cada provincia (1991). Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE y mapa II.1.7.

Lecturas recomendadas

DEL MOLINO, S. (2016) *La España vacía*. Turner.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Informe anual de comercio exterior. https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/comercio-exterior/informe_anual

Real Instituto Elcano (2025). El agua en España: opiniones, actitudes y prioridades de los ciudadanos.

RIEZU, M.D. (2021) *La moda justa. Una invitación a vestir con ética*. Anagrama.

ROMERO J y CAMARASA A (eds.) (2025). Cambio climático y territorio en el mediterráneo ibérico. Efectos, estrategias y políticas. Editorial Tirant Lo Blanch, Valencia. ISBN 9788410810563

RYAN, C. (2020) *Civilizados hasta la muerte*. Capitán Swing.

SOUFI, D. (2025). El asombroso fenómeno de la calidad menguante. *El País*. 12 de julio de 2025.

TOHARIA, M. (2014). *La sociedad del desperdicio: crecimiento y exceso en la era de la globalización*. Díaz & Pons.

VAN TULLEKEN, C. (2024). *La epidemia de los ultraprocesados: por qué comemos cosas que no son comida y cómo dejar de hacerlo*. Ediciones Urano.

III. EL MAPA DE DESERTIFICACIÓN DE ESPAÑA

*El hombre de estos campos que incendia los pinares
y su despojo aguarda como botín de guerra,
antaño hubo raído los negros encinares,
talado los robustos robledos de la sierra.*

*Hoy ve sus pobres hijos huyendo de sus lares;
la tempestad llevarse los limos de la tierra
por los sagrados ríos hacia los anchos mares;
y en páramos malditos trabaja, sufre y yerra.*

Antonio Machado
(Por tierras de España, Campos de Castilla)



Esta sección expone una metodología innovadora de cartografía de la desertificación, que combina el paradigma de la convergencia de evidencias con el algoritmo de inteligencia artificial *Random Forest*. El resultado son mapas de degradación del territorio que, aplicados a las zonas áridas, conforman el mapa de desertificación de España.

III.1. Una propuesta innovadora para cartografiar la desertificación

La primera cuestión en el estudio de la desertificación es saber dónde ocurre. Sin embargo, tras décadas de investigación sobre esta cuestión los mapas que se han realizado han sido invalidados por el último *Atlas mundial de la desertificación* (2018), donde, paradójicamente, no aparecen mapas de desertificación. Las razones que se esgrimen para ello son el alto grado de subjetividad en la identificación de lo que se considera o no es desertificación, y la falta de rigor estadístico para agrupar los diversos procesos de degradación que se incluyen en el paradigma de la desertificación.

La presente propuesta recurre a procedimientos de inteligencia artificial que «aprenden» de diversas evidencias de degradación –el nuevo paradigma del mencionado AMD para detectar zonas latentes de desertificación– para vincularlas a una serie de predictores. Con ello se genera un mapa de probabilidad de degradación que, limitado a las zonas áridas del territorio, resulta un mapa de desertificación de España.

Evidencias para reducir la subjetividad

Como se señalaba al principio de esta obra, el *Atlas mundial de la desertificación* (AMD, WAD en inglés) puso de manifiesto que no se podía cartografiar la desertificación debido a la complejidad de procesos que concurren en ella y al componente subjetivo que determina qué y qué no es desertificación. Alternativamente, para detectar procesos de desertificación incipientes o latentes, el AMD propuso la CE, que se sustancia en la concurrencia de factores que pueden desencadenar o contribuir a desencadenar procesos de degradación. Estos factores, denominados *Global Change Issues*, se clasifican en dos categorías, como podemos ver en la tabla III.1.1.

Nuestra aproximación utiliza, en cierto modo, este nuevo paradigma. Parte de las evidencias que son utilizadas como variable de respuesta del modelo que vamos a implementar, como se verá más adelante. Otras forman parte de las variables explicativas o impulsores, es decir, de las causas de la desertificación. Considerando el carácter ilustrativo de la CE y la necesidad de considerar el contexto regional, la selección de procesos asociados al cambio global no coincide con los presentados anteriormente. En las tablas III.1.2 y III.1.3 podemos ver ambos tipos de variables.

La aproximación elegida persigue dos objetivos. En primer lugar, y considerando la crítica fundamental de los mapas de desertificación realizados hasta la fecha, se busca reducir la subjetividad en la identificación de lo que es y no es desertificación. Este es un obstáculo de enorme calado hasta el punto de que se ha dedicado una sección entera del presente *Atlas* a describir la casuística de los procesos que tienen relación con la desertificación. Como se verá en la sección IV, hay casos que muestran con claridad que no estamos frente a procesos de desertificación –como ciertas geoformas que, sin embargo, se utilizan frecuentemente como imagen de este fenómeno–, mientras que otros corresponden palmariamente a procesos de desertificación, como la degradación de acuíferos por regadío intensivo (aunque a veces se interpretan erróneamente como lo contrario: una solución frente a la desertificación). Entre estos extremos, existen muchas situaciones intermedias con interpretaciones diversas y dinámicas, cuyo desenlace puede o no conducir a la desertificación, dependiendo de las condiciones predominantes.

En el desarrollo de esta metodología se incluye la realización de un inventario de casos de desertificación en España a partir del conocimiento científico de diversos expertos. De este modo, se ha pretendido construir una base de datos en la que ir incorporando y clasificando casos de degradación en zonas áridas. No obstante, la iniciativa resultó fútil por la falta

de consenso en el concepto de desertificación. Entre estas dificultades estaban las escalas espacial y temporal del proceso. Para algunos, una ladera erosionada en una finca puede ser un caso de degradación/desertificación. Sin embargo, la desertificación es un problema que tiene sentido a escala de paisajes y por tanto se trata de encontrar huellas en el territorio más amplias. Podemos hablar de comarcas o subcuencas hidrográficas, pero el deterioro de una finca o una parcela no alcanza entidad territorial como para afirmar que haya problemas de desertificación. De igual modo, la desertificación heredada, aquella que ocurrió en el pasado, pero cuyas consecuencias son visibles en la actualidad (Sección IV.13, Caso de Estudio 12 «Desertificación heredada: Minería, deforestación y abandono en la Sierra de Gádor [Almería]»), no contabiliza como degradación para algunos autores.

De hecho, este aspecto de la desertificación, el marco de referencia respecto al que se evalúa o cuantifica la degradación, es un asunto muy discutido. Resulta intuitivo considerar un estado prístino de los ecosistemas como la referencia inamovible. A medida que nos separamos de ese estado ideal, que no ha sido alterado por el ser humano, el territorio estaría más o menos degradado. Bastaría entonces conocer ese estado original y calcular la desviación respecto al estado actual. El mapa II.4.2, que muestra la vegetación potencial, puede ser útil para dicha tarea. Sin embargo, es más que probable que en un territorio como España, que desde hace milenios está sometido a diversos grados de uso y explotación de sus recursos, esté completamente degradado en mayor o menor medida si consideramos este criterio.

La hipótesis de considerar como referencia un estado de los ecosistemas no intervenido carece de sentido en territorios donde estos han «coevolucionado» con la presencia del ser humano. Hay ecosistemas de alto valor ecológico, como las dehesas, que son el resultado de una degradación del encinar o alcornocal original, que han dado lugar a espacios abiertos y a un paisaje en mosaico que ha aumentado la biodiversidad original. Tanto es así, que el abandono masivo del medio rural ha sido perjudicial para un territorio acostumbrado a la presencia humana y a su intervención en el medio, siendo el sustrato de diversos problemas ambientales como los graves incendios forestales. Así, el abandono del territorio, modificado a partir del ecosistema original, es un peculiar caso de desertificación, puesto que es el único caso donde es la subexplotación de los recursos –en lugar de la sobreexplotación– la que desencadena procesos de desertificación.

Por otra parte, si consideramos la ambiciosa iniciativa de la NDT, vemos que el estado de referencia elegida para implementar medidas que establezcan

BIOFÍSICOS



Aridez. Índice de aridez < 0.65 (zonas áridas). La aridez es una medida de la “sequedad” del clima expresada como la ratio de la precipitación a la evapotranspiración; cuanto más bajo el ratio, más seco es el clima.



Estrés hídrico. La extracción de agua total es mayor del 40% del total de la superficie de agua más el agua disponible en los acuíferos (por año). Las extracciones totales de agua se refieren al agua usada en agricultura, zonas urbanas e industrias. El estrés hídrico es más una medida de estrés crónico inducido por las actividades humanas que un estrés causado por sequías.



Productividad del territorio decreciente. Reducción de la producción del territorio severa o moderada. Clases 1-3 en los mapas de la dinámica de la productividad del territorio (LPD). La productividad del territorio, aquí calculada como la acumulación anual de la producción de la biomasa aérea durante la estación de crecimiento, es una aproximación a la productividad primaria neta (PPN). Las dinámicas, observadas con satélite y derivada del análisis fenológico de series temporales de 15 años (1999-2013), apuntan a alteraciones a largo plazo de la salud y productividad del territorio.



Tendencia clima-vegetación. Productividad de la biomasa por debajo de la media debido a condiciones de sequía. Decrecimiento de la productividad anual de la biomasa de las plantas (aquí basada en desviaciones negativas de la media para el periodo 1901-2010 de la precipitación estandarizada y el índice de evaporación). Expresa la respuesta de la productividad de las plantas a las fluctuaciones del clima.



Incendios. Al menos un incendio durante el periodo. El número de incendios observados durante el periodo con imágenes de satélite con un 1 km de resolución espacial.



Pérdida de masa forestal. Decrecimiento de la cobertura arbórea observada en cualquier píxel de 30 m² contenido dentro de cada píxel de 1 km². El cambio en la cobertura arbórea es derivado de observaciones de satélite a una resolución espacial de 30 m² (por año).

SOCIOECONÓMICOS



Densidad de la población. Densidad de la población $>$ Mediana de la clase grosera de cobertura del suelo. La densidad de la población (número de personas por km²) es derivada de datos censales.



Cambio en la población. Cambio en la densidad de la población $>$ Mediana de la clase grosera de cobertura del suelo. Refleja las dinámicas del aumento de personas en un área específica.



Nivel de ingresos. Ingreso medio de los ciudadanos de los países $>$ Mediana de la clase grosera de cobertura del suelo. Se calcula dividiendo el ingreso nacional bruto (es decir, el valor total de los ingresos anuales generados por el país, más los ingresos netos recibidos del extranjero) entre la población total.



Cambio en el área construida. Aumento del área construida $>$ Mediana de la clase grosera de cobertura del suelo. El área construida es expresada en porcentaje del píxel (1 km²) que es ocupado por construcciones. Esto es derivado mediante observaciones satelitales de alta resolución, incrementadas por información auxiliar.



Agricultura de bajo insumos. Existe un déficit de nitrógeno. Calculado a partir del nivel de balance de N por debajo del primer cuartil. El balance del nitrógeno indica el nivel al que los cultivos usan el nitrógeno aplicado en función de condiciones locales. Los valores del primer cuartil indican que hay menos nitrógeno del que los cultivos necesitan. Los cuantiles son calculados por clase grosera de cobertura del suelo.



Agricultura de altos insumos. Existe un exceso de nitrógeno. Calculado a partir del nivel de balance de N por encima del cuarto cuartil. El balance del nitrógeno indica el nivel al que los cultivos usan el nitrógeno aplicado en función de condiciones locales. Los valores en el cuarto cuartil indican que hay más nitrógeno del que los cultivos necesitan. Los cuantiles son calculados por clase grosera de cobertura del suelo.



Irrigación. Ocurrencia de irrigación $> 10\%$ del píxel. Área equipada para irrigación expresada en porcentaje total de un área de 10x10 km. Obtenida mediante la combinación de estadísticas de irrigación subnacionales con información geoespacial y satelital acerca de la localización y extensión de esquemas de irrigación. Esta capa no calcula el área irrigada.



Densidad de ganadera. Densidad de ganado $>$ Mediana de la clase. El ganado es calculado en términos de “unidades” de ganado (LSU, por sus siglas en inglés). Esto permite acumular varios tipos de ganado (ovino igual a 0,8 LSU, ovino 0,1, caprino 0,1, porcino 0,4 y avícola 0,01 LSU). La capa es compilada a partir de datos de FAO GLW (2007) que han sido mejorados con estadísticas actuales y con variables predictoras de mayor resolución. La densidad del ganado está relacionada con las presiones ambientales de los cambios de uso del suelo vinculados a la ganadería, a los pastizales y a la producción forrajera; y a la emisión de gases de efecto invernadero. Dentro de clases groseras del territorio, una subdivisión adicional de zonas áridas y no áridas fue introducida para calcular los umbrales del ICG.

Tabla III.1.1. Procesos asociados al cambio global (Global Change Issues, GCIs) que considera el AMD. Fuente: elaboración propia a partir de Cherlet *et al.* (2018).

la degradación o desertificación del territorio es el del año 2015. Se trata de un objetivo cuyas implicaciones son mucho más realistas. El mantenimiento del territorio en ese estado implica reconocer que hay zonas con cierto nivel de degradación, mientras que optar por la idea de ecosistema original implica que no se puede vivir en él.

Así, en la elaboración del mapa de probabilidad de desertificación, se ha optado por utilizar la cartografía de carácter oficial que reconoce algún tipo de degradación. Cada una de estas fuentes es, seguramente, discutible. Sin embargo, resulta un buen punto de partida reconociendo que, como cualquier mapa que se pueda elaborar, está sujeto a mejoras.

VARIABLES RESPUESTA		
Variable	Unidades	Fuente
Condición de la tierra. 2dRUE*	Sin unidades	Mapas II.3.6 y II.3.7
Estado de los humedales	Sin unidades	Mapa II.5.6
Estado de las masas de agua subterráneas	Sin unidades	Mapa II.2.8
Indicadores del ODS 15.3.1: - Cambios usos del suelo - Cambios en las reservas de carbono del suelo - Cambios en la productividad primaria	Variable dicotómica (0, No hay cambios negativos; 1, Hay cambios negativos)	Conservation International (2025).

*Se han utilizado los mapas más recientes de Estados y Tendencias (2010-2019) para la Península y Baleares. Se considera degradación la categoría «Degradado» del mapa de Estados y la categoría «Degradándose» del mapa de Tendencias.

Tabla III.1.2. Variables de respuesta utilizadas en el mapa de probabilidad de desertificación. Las variables se refieren a cada píxel (1 km²).

PREDICTORES		
Variable	Unidades	Fuente
Índice de aridez	Sin unidades	Mapa II.1.7
Estrés hídrico	Sin unidades (Índice entre 1 y 5)	Mapa II.2.1
Índice de influencia humana (HII)	Sin unidades (Índice entre 0 y 65)	Mapa II.6.7
Pérdida de cobertura forestal	Variable dicotómica (0, sin pérdida; 1, con pérdida)	Hansen <i>et al.</i> (2013)
Número de incendios	Número de incendios	Mapa II.4.8
Valor medio del NDVI del periodo de estudio 2001-2023	Sin unidades (Índice entre -1 y 1)	Mapa II.3.4
Densidad de población	Número de personas por km²	Mapa II.6.4
Índice SPEI P10 (2001–2023)	Sin unidades	Mapa II.1.11
Presión ganadera (suma de ovejas, vacas y cabras)*	Unidades de ganado equivalente	Mapa II.4.7
Cambios en la superficie de regadío	Sin unidades (Índice entre -1 y 1)	Mapa II.2.12

*Dato comarcal

Tabla III.1.3. Predictores utilizados en el mapa de probabilidad de desertificación. Las variables se refieren a cada píxel (1 km²).

En segundo lugar, se utiliza como evidencia de degradación la cartografía oficial de acceso abierto. La razón principal es que este proyecto de investigación no persigue generar ningún mapa nuevo –aunque sí nuevas lecturas de los existentes–, excepto, obviamente, el mapa de desertificación. Al partir de mapas ya existentes, el lector puede ver en detalle los criterios con los que se hicieron esos mapas y cuáles son sus limitaciones.

Un algoritmo de Inteligencia artificial para calcular probabilidades

Nuestra propuesta para cartografiar la desertificación consiste en implementar una metodología madura que nos permita afirmar, con cierta robustez estadística, si un determinado píxel del territorio –es decir, un recinto o celda que en nuestro caso tiene una superficie de 1 km²– está o no degradado. Ese mapa de degradación se convierte en uno de desertificación al aplicar una máscara de aridez, es decir, considerando únicamente los territorios donde el índice de aridez es menor a 0,65 (véase sección II.1; recuérdese que desertificación es la degradación de las zonas áridas, semiáridas y subhúmedo-secas).

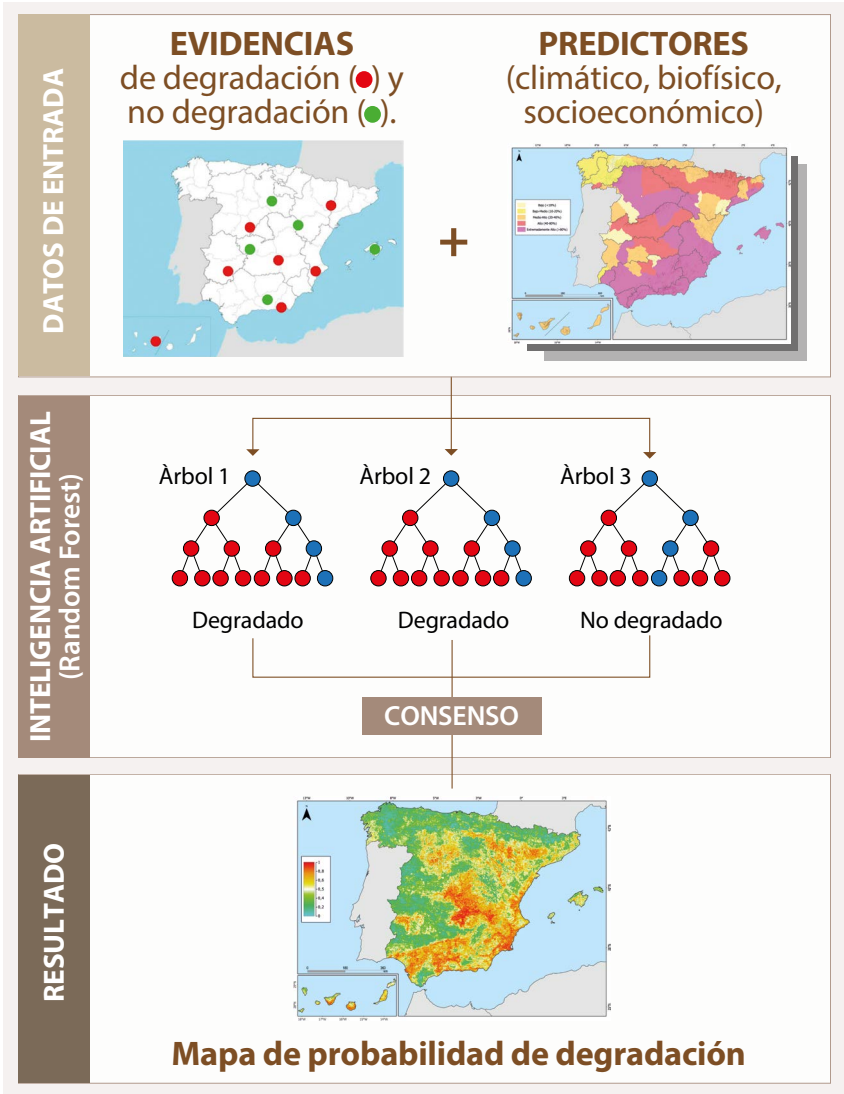
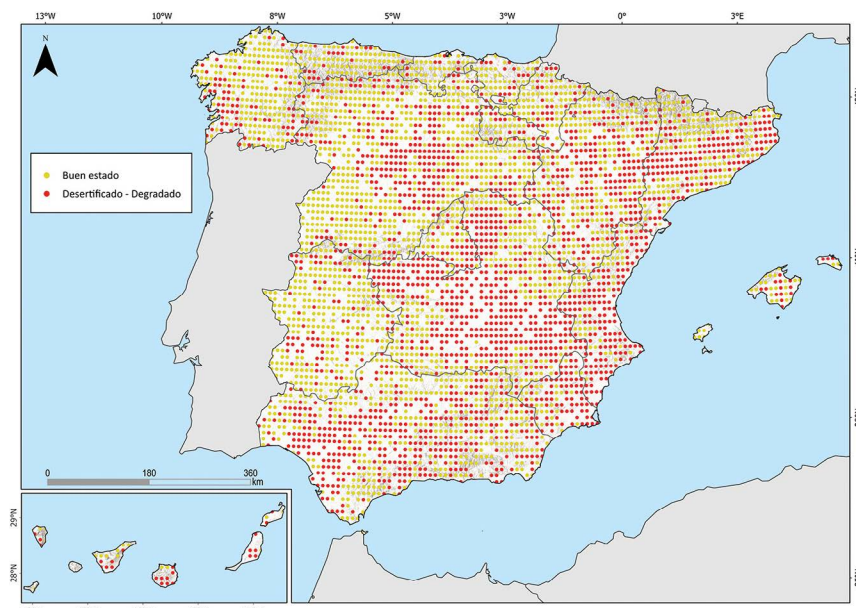


Figura III.1.1. Flujo de trabajo de la metodología a emplear para obtener el mapa de probabilidad de degradación utilizando inteligencia artificial (*Random Forest*).

En concreto, para elaborar el mapa de probabilidad de desertificación, se emplea un modelo de clasificación basado en *Random Forest*, un algoritmo de aprendizaje automático que aúna los resultados de cientos o de miles de árboles de decisión hasta cierto punto aleatorios, utilizando las 10 variables predictoras más relevantes (tabla III.1.3).

El modelo se debe entrenar a partir de zonas degradadas y no degradadas previamente conocidas. Un paso importante que demuestra la fiabilidad de las predicciones del modelo de *Random Forest* es el proceso de validación. Esta se basa en comparar los valores predichos –lo que calcula el modelo–, con aquellos observados –de los que sabemos su estado con antelación, y que han sido excluidos del proceso de entrenamiento. Tanto en la fase de entrenamiento como en la de validación, se hace necesario saber de antemano el estado de ciertas áreas (es decir, si están desertificadas/degradadas o no), para lo que las evidencias de desertificación (tabla III.1.2) resultaron cruciales.

Otra cualidad de los algoritmos de clasificación basados en aprendizaje automático, como *Random Forest*, es que no devuelven una clase rígida, es decir, si un área está degradada/desertificada o no, sino una probabilidad de que lo esté. Por tanto, y en nuestro contexto espacial, el modelo produce un mapa con dichas probabilidades; aquellas superiores o iguales al 50 % representan las áreas degradadas/desertificadas, mientras que aquellas con una probabilidad inferior a este umbral pertenecerían a las áreas no degradadas/desertificadas.



Mapa III.1.1. Distribución de las 4570 parcelas utilizadas para entrenar el modelo.

Este umbral del 50 % se utiliza comúnmente en modelos probabilísticos como criterio de decisión binaria, ya que representa el punto de equilibrio entre dos posibles estados (por ejemplo, presencia o ausencia de un fenómeno). Una probabilidad igual o superior al 50 % indica que el modelo estima una mayor probabilidad de que el evento ocurra que de que no ocurra, lo que justifica su uso para identificar con mayor certeza las zonas potencialmente afectadas.

El algoritmo *Random Forest* funciona como un modelo de clasificación o regresión basado en múltiples árboles de decisión. Cuando se aplica en el contexto espacial, como en un mapa con una malla (*grid* en inglés), el proceso sigue estos pasos básicos. En primer lugar, se trata de preparar la mencionada malla. Para ello se divide el área de estudio en una cuadrícula regular, por ejemplo, de 1 km² o de 250 m x 250 m. Cada celda de la malla será una unidad de análisis con coordenadas geográficas asociadas. El conjunto de datos de entrenamiento estuvo conformado por 4570 localizaciones distribuidas en una cuadrícula regular de 10 km, que cubre todo el territorio español. El mapa III.1.1 muestra esta malla y señala las celdas en las que hay algún tipo de degradación y las que están en buen estado.

De estas localizaciones, 2097 fueron clasificadas como degradadas y 2473 como no degradadas, en función de la condición establecida por las diversas variables consideradas como evidencias de degradación, que aparecen en la tabla III.1.2.

A continuación, se procede a realizar un muestreo aleatorio. Se selecciona aleatoriamente un subconjunto de celdas para recoger datos sobre una

variable de interés (como presencia o ausencia de desertificación, valores de productividad, etc.). A estas celdas se les asigna una etiqueta (variable dependiente) y se recopilan las variables predictoras (tabla III.1.3).

El siguiente paso es entrenar el modelo *Random Forest* y validarlo. Hay diversas maneras de realizar estas fases. En este caso se ha optado por usar la validación cruzada con 5 grupos (*5-fold cross-validation*, abreviado 5-FCV). Para llevar esta implementación a cabo se divide el conjunto de datos en cinco partes del mismo tamaño. Se entrena el modelo con cuatro partes y se valida con la parte restante. Este proceso se repite cinco veces, cada vez cambiando la parte que se usa para validar. Se promedian los resultados de las cinco validaciones para obtener una medida más robusta del rendimiento del modelo. La razón de este procedimiento es evitar que la evaluación dependa de una sola división de los datos y tener una estimación más confiable de cómo se comportará el modelo con datos nuevos.

Como se ha señalado, para entrenar un modelo de esta naturaleza hay que llevar a cabo una labor previa que le permita encontrar patrones en un conjunto de datos para que luego pueda hacer predicciones sobre datos nuevos. Se proporcionan datos de entrada (las variables predictoras) y sus respuestas correctas (la variable objetivo), que son las evidencias de degradación o la ausencia de degradación (mapa III.1.1). El algoritmo «aprende» ajustando internamente reglas que relacionan esas entradas con las salidas. En *Random Forest*, esto se hace creando muchos árboles de decisión (figura III.1.1), cuyas reglas, variables y conjunto de datos usados son aleatorios. Cada árbol aprende reglas de este tipo: «si el valor medio de NDVI es menor a X, y el estrés hídrico es mayor a un valor Y, entonces está degradado/desertificado». El modelo se ajusta hasta minimizar los errores al predecir las respuestas correctas en los datos de entrenamiento. El conocimiento generado se guarda en forma de estructura de datos (en *Random Forest*, un conjunto de árboles). Así, cuando se dice «entrenar el modelo» no es que el algoritmo «memorice» los datos, sino que construye reglas generales que funcionen bien para casos que nunca ha visto.

Una vez entrenado, el modelo se aplica a todas las celdas de la malla, incluidas las que no se usaron en la fase de entrenamiento. A cada celda se le asigna una probabilidad o clase, en nuestro caso la probabilidad de degradación o desertificación. Con ello se genera un mapa de predicción: cada celda muestra la probabilidad o clasificación derivada del *Random Forest*, que se puede clasificar, por ejemplo, en categorías de bajo, medio o alto riesgo de desertificación.

Lecturas recomendadas

- CHERLET M, HUTCHINSON C, REYNOLDS J, *et al.* (2018) World Atlas of Desertification. Publication Office of the European Union, Luxembourg
- GUIRADO E, MARTÍNEZ-VALDERRAMA J (2021) Potencial de la inteligencia artificial para avanzar en el estudio de la desertificación. *Ecosistemas* 30: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2250>

III.2. Mapa de desertificación de España

Mediante la implementación de un modelo *Random Forest* y a partir de una colección de evidencias de degradación y una serie de variables predictivas, se ha elaborado un mapa de la probabilidad de degradación de la tierra de España. Aplicando dos tipos de umbrales o máscaras, se obtiene el mapa de desertificación de España. El primer umbral tiene que ver con la probabilidad por encima de la cual consideramos que el territorio se puede considerar degradado, y el segundo con el mapa de aridez, que permite «convertir» la degradación en desertificación.

Además de estos mapas, la metodología *Random Forest* lleva asociados otro tipo de resultados muy interesantes. Los más relevantes en relación con este estudio es la importancia relativa de cada uno de los predictores en la variable degradación. Así, se ha obtenido la jerarquía de los predictores según su contribución al modelo, lo que podría orientar la identificación de posibles factores asociados a procesos de desertificación. Dado que los predictores no actúan de manera aislada, sino en interacción unos con otros, las curvas de respuesta aportan una visión complementaria. Estas curvas ayudan a entender cómo varía la predicción del modelo en función de un único predictor, mientras los demás se mantienen constantes en un nivel de referencia. Es clave ser cauteloso en la interpretación de estos resultados, puesto que se basan en patrones de correlación aprendidos por el modelo. Un predictor con alta importancia significa que contribuye mucho a mejorar la capacidad de predicción, pero no indica causalidad directa, solo que el modelo lo considera relevante dentro de sus reglas de decisión.

Elaborar mapas de desertificación es un reto complejo, hasta el punto de que el *Atlas mundial de la desertificación* (AMD) renunció a ello. El mapa del presente *Atlas*, aunque imperfecto y sujeto a debate, busca ofrecer una referencia útil ante el vacío cartográfico existente en esta cuestión. El proceso ha revelado limitaciones conceptuales y operativas, especialmente en torno a la definición de degradación, su escala y la referencia temporal para evaluar su severidad y alcance temporal. Estas decisiones implican inevitablemente cierta subjetividad, que se han hecho explícitas siguiendo un método científico. El resultado no es una verdad absoluta, sino una propuesta robusta y mejorable con nueva información e investigación.

La probabilidad de desertificación en España

El mapa de probabilidad de desertificación elaborado es el resultado del modelo *Random Forest* presentado en la sección anterior. El modelo obtuvo un desempeño robusto, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.73$ y una desviación estándar de 0.001 respecto a los datos de validación, lo que indica alta estabilidad y buen poder predictivo.

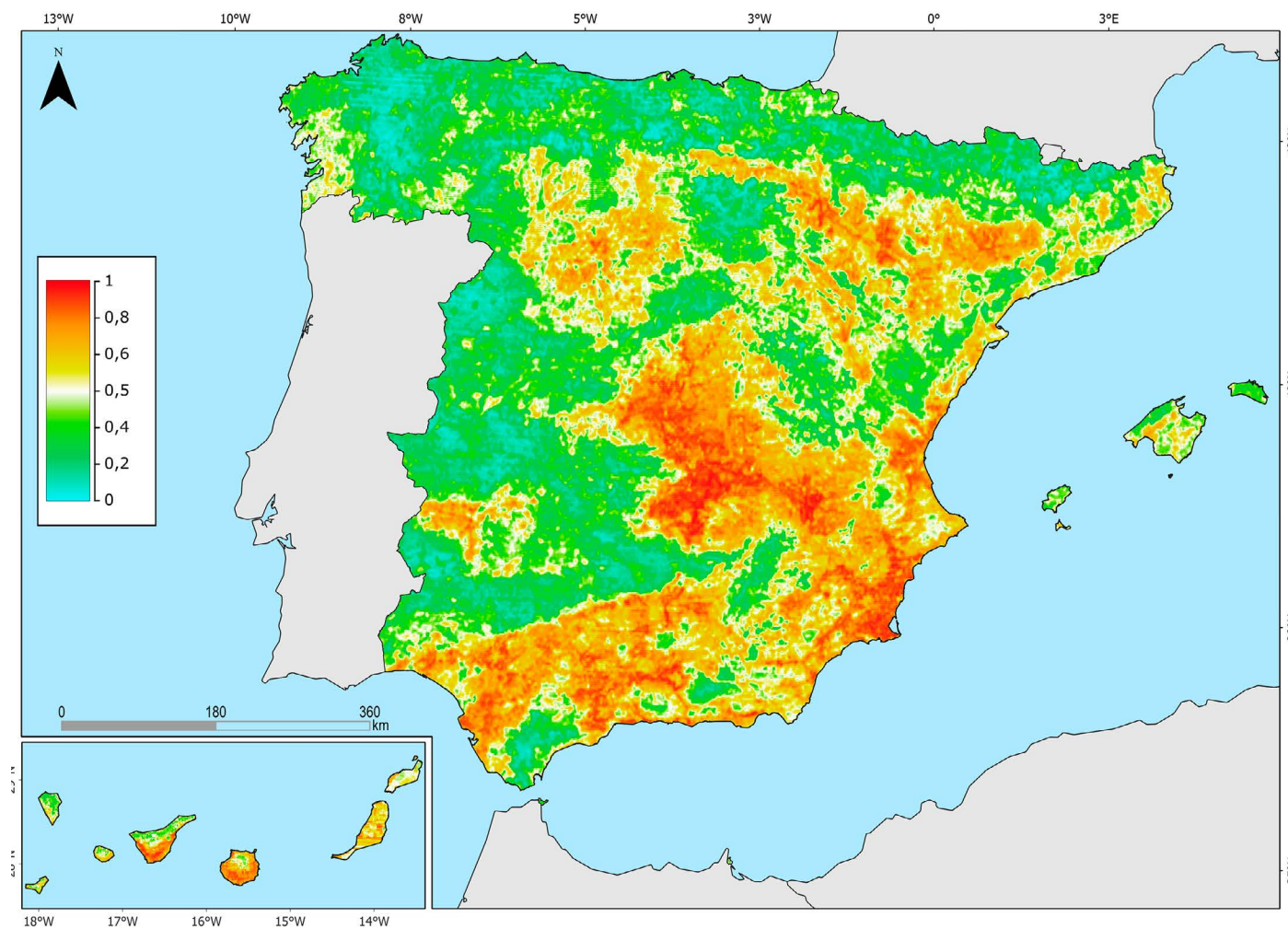
El mapa III.2.1 muestra, para toda España, la probabilidad de degradación estimada por el modelo implementado. Estas probabilidades se calculan a partir de la agregación de las predicciones de todos los árboles de decisión que componen el *Random Forest*. Así, en cada píxel del mapa, cada árbol emite una predicción y, al combinarse los resultados, se obtiene la proporción de árboles que clasifican el píxel como degradado respecto al total de árboles del modelo. Por ejemplo, si en un bosque de 100 árboles de decisión, 56 lo clasifican como degradado y 44 como no degradado (no es posible abstenerse ni votar en blanco), la probabilidad de degradación para ese píxel sería de 56 sobre 100.

A este mapa se le pueden aplicar diversos umbrales o máscaras y obtener diversos productos. La primera decisión es determinar por encima de qué probabilidad consideramos que el píxel en cuestión se considera degradado. Es habitual en esta metodología utilizar la probabilidad del 50 % como umbral de corte. El mapa III.2.2 muestra las zonas donde la probabilidad de degradación es superior o igual al 50 %, mostrando que para el conjunto de España la extensión de degradación abarca el 43,35 % de su territorio, es decir, una superficie de 218.783 km². En las tablas III.2.1 y III.2.2 podemos ver el escalafón de las CCAA y provincias.

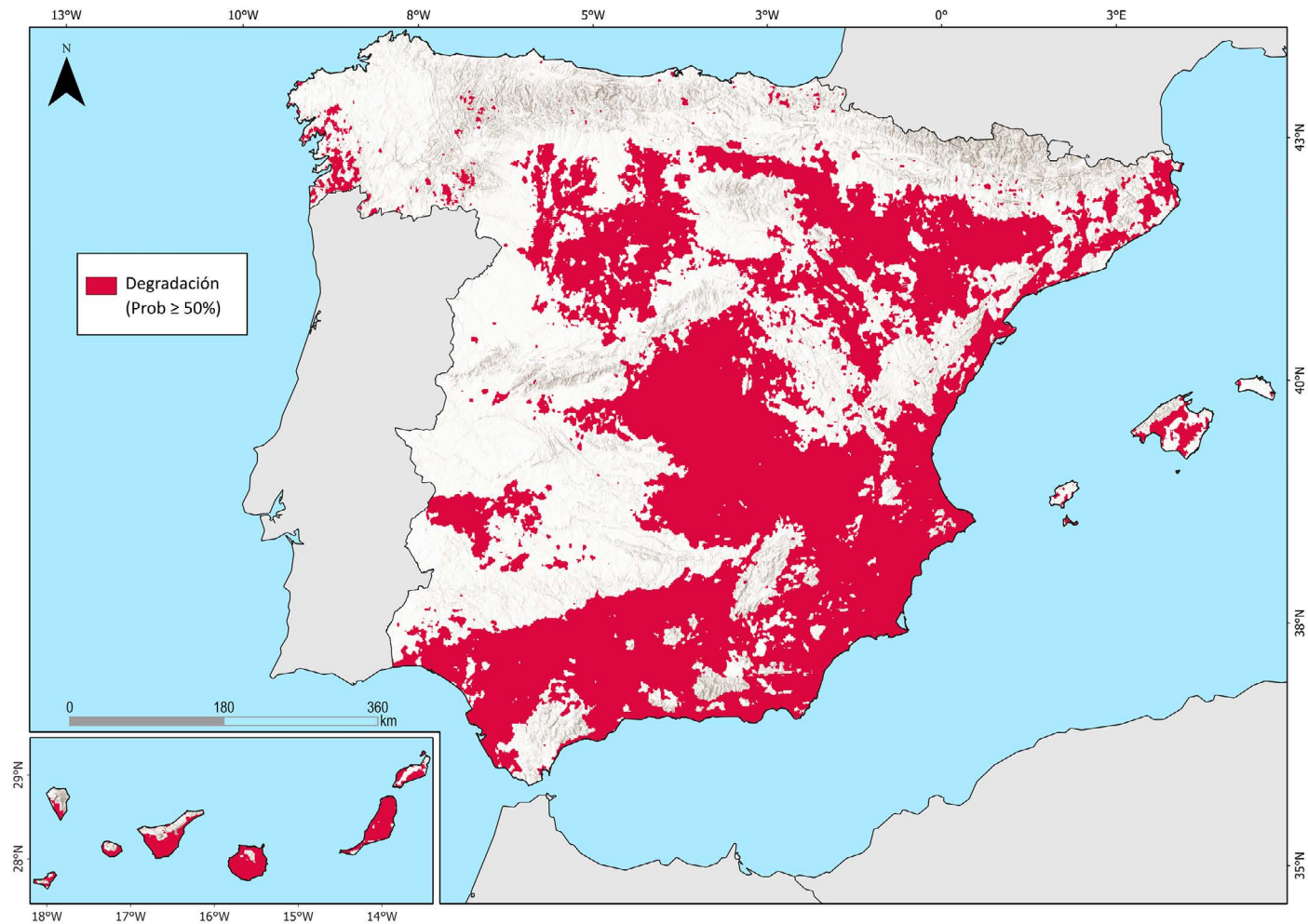
Cuando al mapa III.2.2 se le superpone una máscara de aridez (sección II.1; recordemos, aquellas áreas del territorio donde el índice de aridez está por debajo de 0,65), en lugar de hablar de degradación, se denominará desertificación. Así, el mapa III.2.3 es la intersección del mapa III.2.2 y el mapa II.1.7.

Con esta información se pueden generar diversos datos relacionados con la desertificación. Es habitual, en países con una extensión significativa de zonas áridas, equiparar el porcentaje de zonas degradadas al de desertificadas. Como se dijo en la sección II.3, la cifra oficial de la desertificación en España es el 20 %. Este valor se refiere a todo el territorio nacional, es decir, tanto a zonas áridas como no áridas. Como vimos, la cifra que produce este mapa de probabilidad de degradación es más del doble de ese valor, el 43,35 %. Ello se debe, principalmente, a que el método implementado incluye la degradación de los recursos hídricos y no solo del suelo. Sin embargo, si aplicamos la definición de desertificación estrictamente, hemos de restringir la degradación exclusivamente a las zonas áridas. Es decir, calcular qué porcentaje de zonas áridas están degradadas, esto es, desertificadas. En ese caso, vemos que la desertificación se extiende hasta un 60,94 % de las zonas áridas de España. La figura III.2.1C muestra las superficies desertificadas/degradadas para toda la superficie del país y para las zonas áridas.

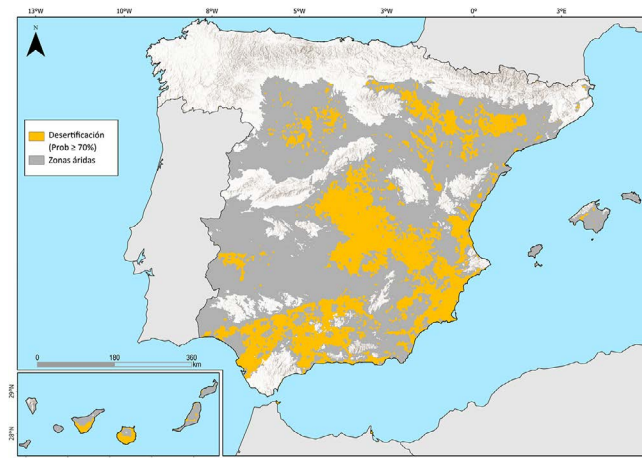
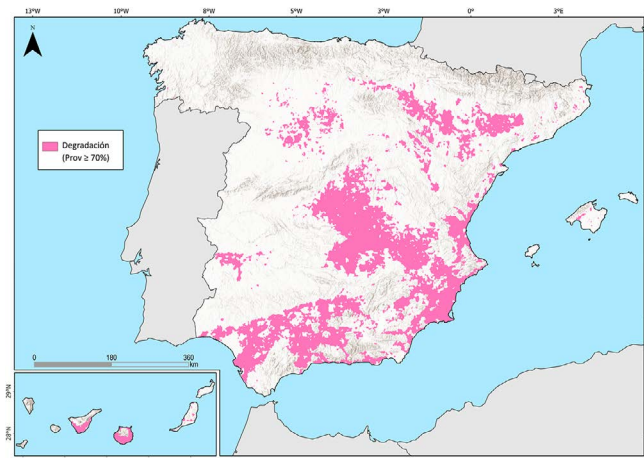
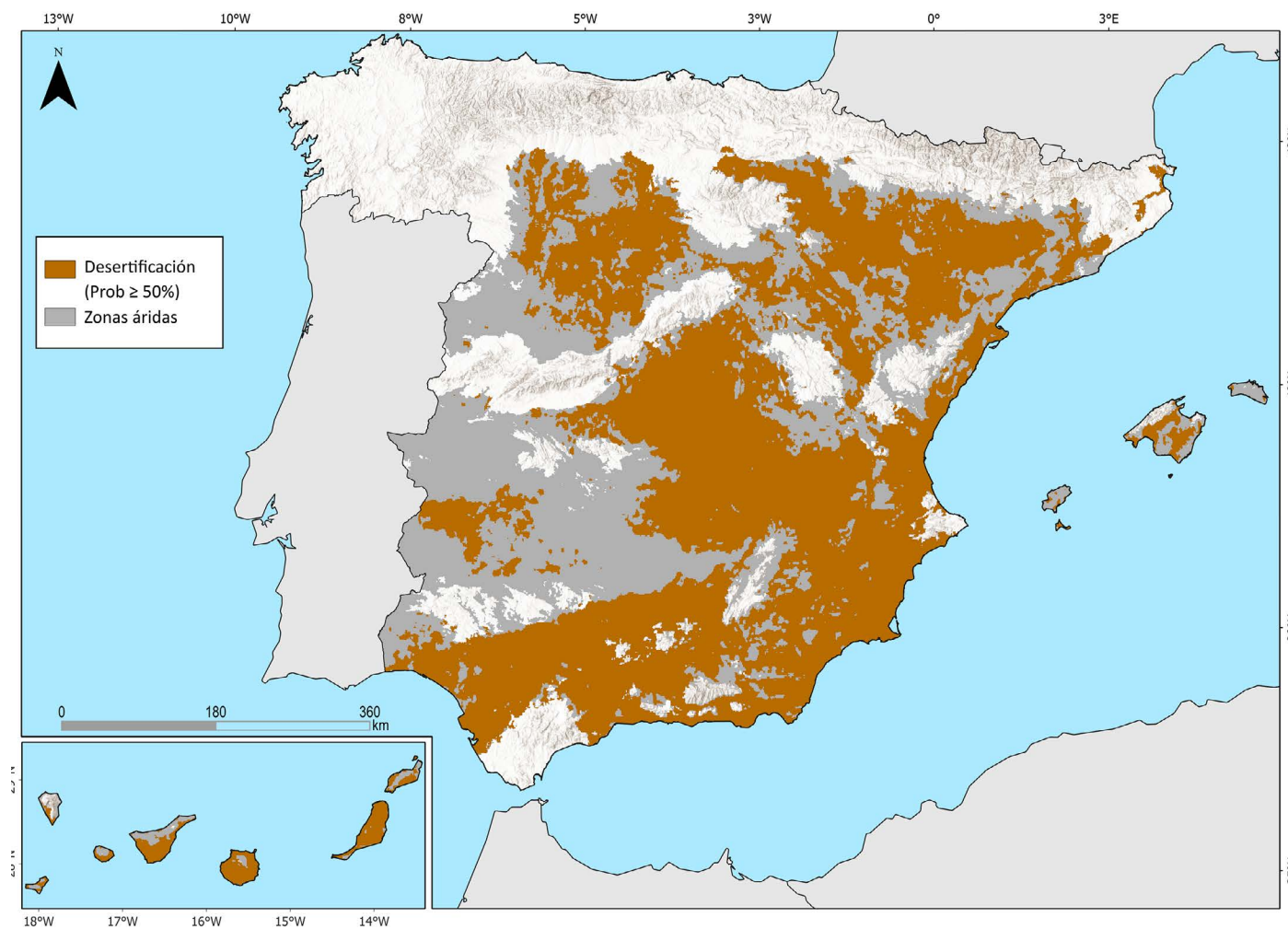
En la figura III.2.1A observamos otro dato interesante. Como se aprecia, para el conjunto del territorio (anillo exterior) hay una proporción de zonas en buen estado (56,65 %) mayor que en mal estado o degradado (43,35 %). Sin embargo, considerando solo las zonas áridas (anillo interior), se invierte la proporción: el 60,94 % de las zonas áridas están



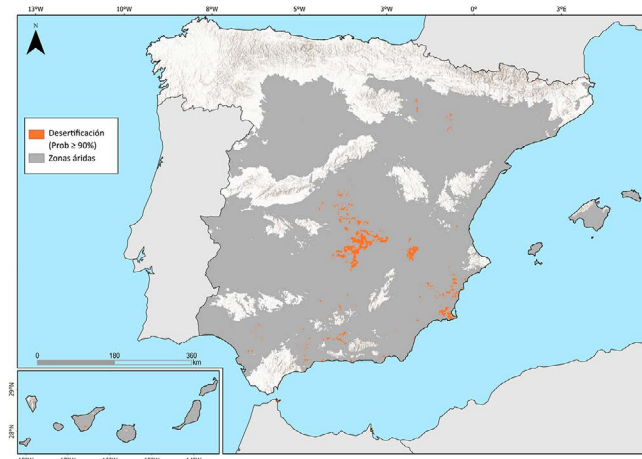
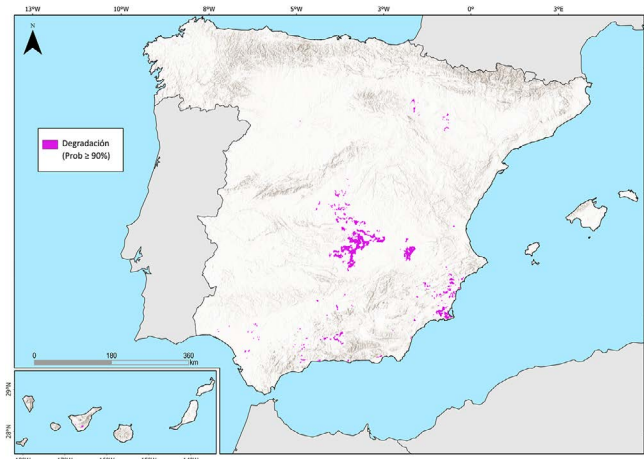
Mapa III.2.1 Probabilidad media de degradación. Rojo, más probabilidad de degradación; Azul, menor probabilidad de degradación.



Mapa III.2.2. Probabilidad de degradación aplicando el umbral del 50%.



Mapas III.2.4 y III.2.5. Probabilidad de degradación y desertificación aplicando el umbral del 70 %.



Mapas III.2.6 y III.2.7. Probabilidad de degradación y desertificación aplicando el umbral del 90 %.

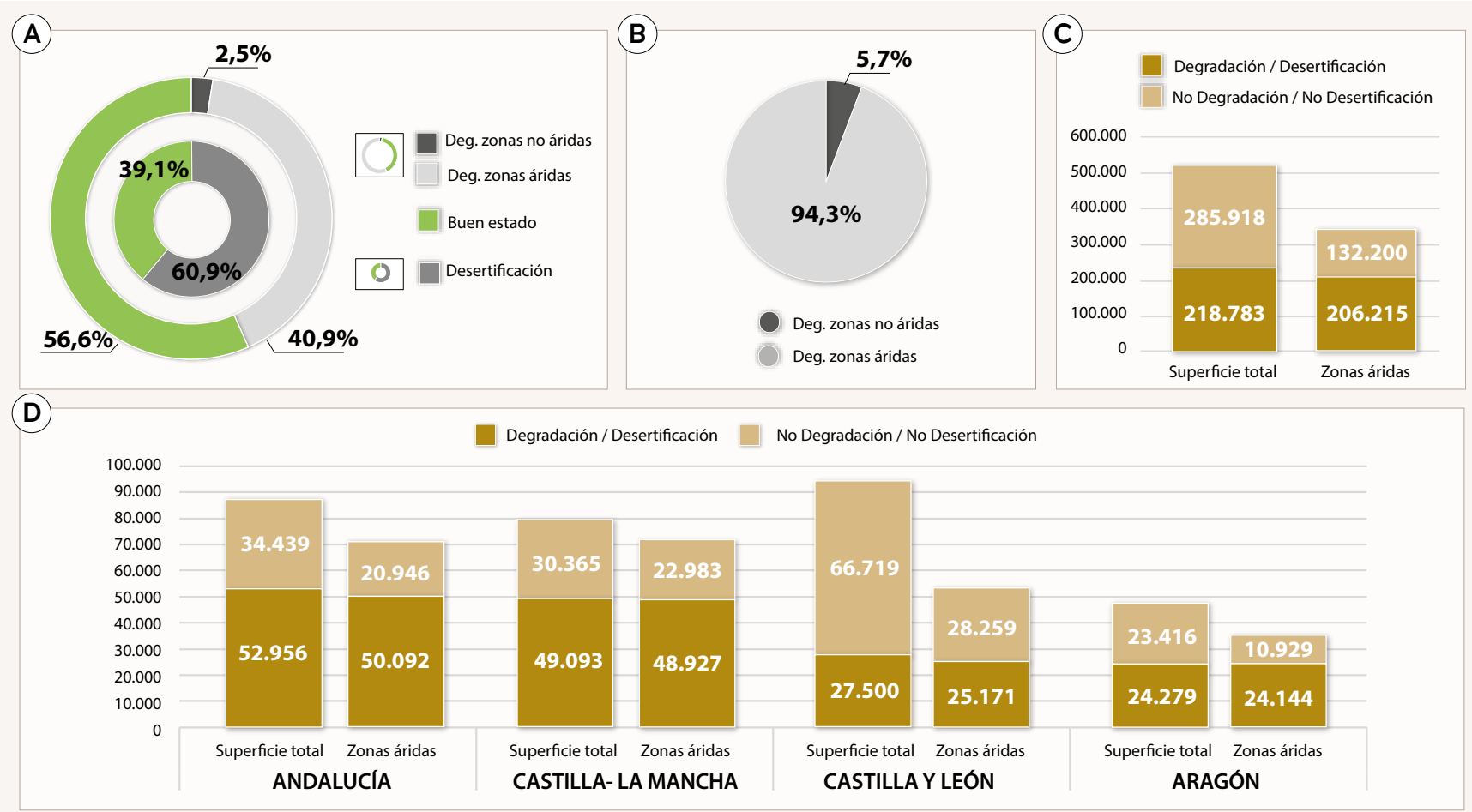


Figura III.2.1. Degradación y desertificación en España. A. Proporción de zonas degradadas/desertificadas y en buen estado para España. B. Proporción de la degradación en zonas áridas y no áridas. C. Superficie degradada y no degradada y desertificada y no desertificada para España (km²). D. Superficie degradada/desertificada y en buen estado para las CCAA con más superficie desertificada (km²).

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradacion total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Cantabria	5291	-	49	0,9	49	0,9	-	0,0	5242	99,1	-	-
Principado de Asturias	10.550	-	142	1,3	142	1,3	-	0,0	10.408	98,7	-	-
País Vasco	7207	202	400	5,6	253	3,5	147	2,0	6807	94,4	147	72,8
Galicia	29.282	-	2224	7,6	2224	7,6	-	0,0	27.058	92,4	-	-
Extremadura	41.591	34.844	5797	13,9	263	0,6	5534	13,3	35.794	86,1	5534	15,9
C. F. de Navarra	10.380	3679	2571	24,8	216	2,1	2355	22,7	7809	75,2	2355	64,0
Castilla y León	94.219	53.430	27.500	29,2	2329	2,5	25.171	26,7	66.719	70,8	25.171	47,1
Islas Baleares	4844	4214	1649	34,0	16	0,3	1633	33,7	3195	66,0	1633	38,8
Cataluña	31.998	17.104	12.032	37,6	2290	7,2	9742	30,4	19.966	62,4	9742	57,0
ESPAÑA	504.701	338.415	218.783	43,3	12.568	2,5	206.215	40,9	285.918	56,7	206.215	60,9
La Rioja	5041	2650	2319	46,0	55	1,1	2264	44,9	2722	54,0	2264	85,4
Aragón	47.695	35.073	24.279	50,9	135	0,3	24.144	50,6	23.416	49,1	24.144	68,8
Andalucía	87.395	71.038	52.956	60,6	2864	3,3	50.092	57,3	34.439	39,4	50.092	70,5
Castilla-La Mancha	79.458	71.910	49.093	61,8	166	0,2	48.927	61,6	30.365	38,2	48.927	68,0
Islas Canarias	7230	6844	4802	66,4	46	0,6	4756	65,8	2428	33,6	4756	69,5
Comunidad de Madrid	8033	6472	5537	68,9	72	0,9	5465	68,0	2496	31,1	5465	84,4
Comunidad Valenciana	23.210	19.678	17.121	73,8	1448	6,2	15.673	67,5	6089	26,2	15.673	79,6
Región de Murcia	11.277	11.277	10.312	91,4	-	0,0	10.312	91,4	965	8,6	10.312	91,4

Tabla III.2.1. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por CCAA y para toda España para el umbral del 50 %.

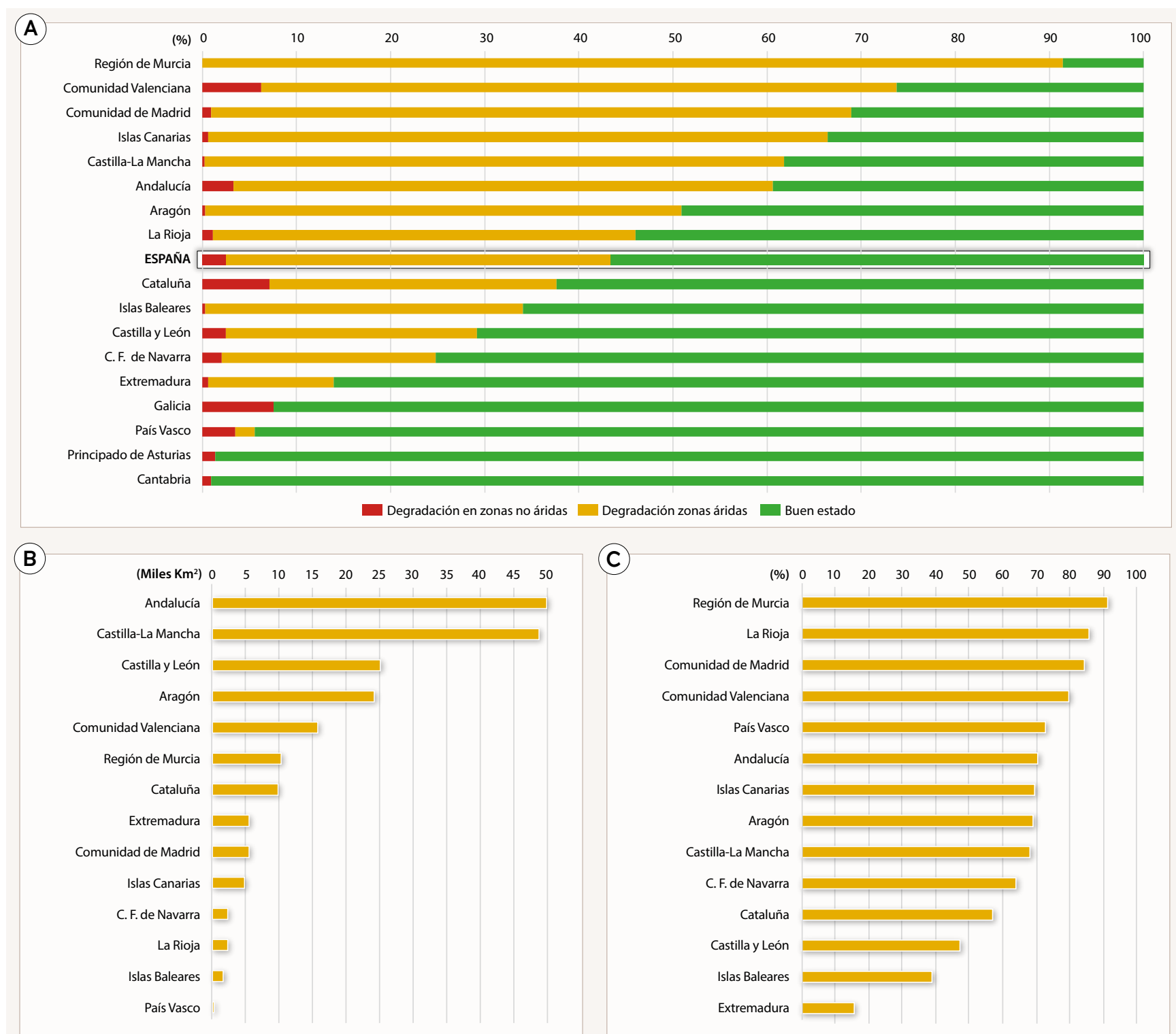


Figura III.2.2. A. Escalafón de las CCAA ordenado de mayor a menor superficie con probabilidad de desertificación superior al 50 %. B. Escalafón de las CCAA de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón de las CCAA de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada.

degradadas, como decíamos, y solo el 39,06 % están en buen estado. Ello indica que la degradación se concentra en las zonas áridas. En efecto, hasta un 94,25 % de la degradación es desertificación, como muestra la figura III.2.1B.

Como se puede apreciar en la tabla III.2.1 y la figura III.2.2A, la comunidad autónoma con un mayor porcentaje de degradación es la Región de Murcia, con un 91,4 % de su superficie. Como toda la comunidad autónoma registra aridez, en diferente grado, resulta ser también la que tiene un mayor porcentaje de superficie desertificada. Curiosamente la Región de Murcia tiene toda su superficie con un índice de aridez inferior a 0,65, pero no cuenta con un solo kilómetro cuadrado de zonas estrictamente «áridas» (IA entre

0,05 y 0,20). A continuación, aparece la Comunidad Valenciana con un 73,7 % y la Comunidad de Madrid con un 68,9 %.

Si consideramos el porcentaje de territorio desertificado, es decir, nos concentramos únicamente en las zonas áridas de cada CCAA, la Región de Murcia vuelve a liderar el escalafón con un 91,4 % de desertificación. Como era de esperar, ese dato coincide con el porcentaje de zona degradada, puesto que todo su territorio son zonas áridas. Más llamativos son los resultados de CCAA donde no todo el territorio son zonas áridas. Así, La Rioja ocupa el segundo lugar como la comunidad autónoma más desertificada, puesto que el 85,4 % de sus zonas áridas están degradadas. Le sigue la Comunidad de Madrid (84,4 %) la Comunidad Valenciana (79,6 %) y, sorprendentemente,

Provincia	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradacion total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Lugo	9829	-	14	0,1	14	0,1	-	0,0	9815	99,9	-	0,0
Bizkaia	2207	-	20	0,9	20	0,9	-	0,0	2187	99,1	-	0,0
Cantabria	5286	-	49	0,9	49	0,9	-	0,0	5237	99,1	-	0,0
Asturias	10.554	-	142	1,3	142	1,3	-	0,0	10.412	98,7	-	0,0
Cáceres	19.860	13.594	587	3,0	263	1,3	324	1,6	19.273	97,0	324	2,4
Salamanca	12.341	8560	631	5,1	11	0,1	620	5,0	11.710	94,9	620	7,2
A Coruña	7837	-	457	5,8	457	5,8	-	0,0	7380	94,2	-	0,0
Ourense	7213	-	490	6,8	490	6,8	-	0,0	6723	93,2	-	0,0
Araba/Álava	3037	204	213	7,0	66	2,2	147	4,8	2824	93,0	147	72,1
Gipuzkoa	1969	-	167	8,5	167	8,5	-	0,0	1802	91,5	-	0,0
León	15.571	3982	2572	16,5	364	2,3	2208	14,2	12.999	83,5	2208	55,4
Ávila	8045	3969	1350	16,8	36	0,4	1314	16,3	6695	83,2	1314	33,1
Badajoz	21.731	21.244	5209	24,0	-	0,0	5209	24,0	16.522	76,0	5209	24,5
Navarra	10.380	3677	2569	24,7	216	2,1	2353	22,7	7811	75,3	2353	64,0
Zamora	10.555	6303	2633	24,9	160	1,5	2473	23,4	7922	75,1	2473	39,2
Soria	10.320	7256	2935	28,4	21	0,2	2914	28,2	7385	71,6	2914	40,2
Pontevedra	4404	-	1263	28,7	1263	28,7	-	0,0	3141	71,3	-	0,0
Girona	5869	609	1764	30,1	1199	20,4	565	9,6	4105	69,9	565	92,8
Lleida	12.140	5989	4104	33,8	92	0,8	4012	33,0	8036	66,2	4012	67,0
Illes Balears	4844	4214	1649	34,0	16	0,3	1633	33,7	3195	66,0	1633	38,8
Huesca	15.614	7602	5584	35,8	102	0,7	5482	35,1	10.030	64,2	5482	72,1
Burgos	14.282	4761	5152	36,1	1540	10,8	3612	25,3	9130	63,9	3612	75,9
Palencia	8063	5253	2909	36,1	132	1,6	2777	34,4	5154	63,9	2777	52,9
Huelva	10.111	7877	3702	36,6	172	1,7	3530	34,9	6409	63,4	3530	44,8
Segovia	6919	5230	2873	41,5	65	0,9	2808	40,6	4046	58,5	2808	53,7
Barcelona	7716	4338	3234	41,9	998	12,9	2236	29,0	4482	58,1	2236	51,5
Teruel	14.841	11.468	6429	43,3	33	0,2	6396	43,1	8412	56,7	6396	55,8
ESPAÑA	504.699	338.412	218.786	43,3	12.569	2,5	206.217	40,9	285.913	56,7	206.217	60,9
Córdoba	13.792	12.505	6064	44,0	310	2,2	5754	41,7	7728	56,0	5754	46,0
Castelló/Castellón	6617	5011	3012	45,5	142	2,1	2870	43,4	3605	54,5	2870	57,3
Guadalajara	12.218	9471	5584	45,7	101	0,8	5483	44,9	6634	54,3	5483	57,9
La Rioja	5042	2652	2321	46,0	55	1,1	2266	44,9	2721	54,0	2266	85,4
Tarragona	6269	6168	2930	46,7	1	0,0	2929	46,7	3339	53,3	2929	47,5
Santa Cruz de Tenerife	3269	2896	1584	48,5	34	1,0	1550	47,4	1685	51,5	1550	53,5
Ciudad Real	19.809	19.378	10.010	50,5	-	0,0	10.010	50,5	9799	49,5	10.010	51,7
Cádiz	7382	2768	3950	53,5	1284	17,4	2666	36,1	3432	46,5	2666	96,3
Jaén	13.496	11.750	8001	59,3	235	1,7	7766	57,5	5495	40,7	7766	66,1
Cuenca	17.117	14.924	10.186	59,5	41	0,2	10.145	59,3	6931	40,5	10145	68,0
Málaga	7231	4867	4970	68,7	429	5,9	4541	62,8	2261	31,3	4541	93,3
Madrid	8033	6472	5537	68,9	72	0,9	5465	68,0	2496	31,1	5465	84,4
Granada	12.619	10.994	8730	69,2	199	1,6	8531	67,6	3889	30,8	8531	77,6
Toledo	15.364	13.539	10.744	69,9	21	0,1	10.723	69,8	4620	30,1	10723	79,2
Zaragoza	17.260	16.004	12.267	71,1	-	0,0	12.267	71,1	4993	28,9	12267	76,6
Sevilla	14.021	11.810	10.167	72,5	192	1,4	9975	71,1	3854	27,5	9975	84,5
Valladolid	8112	8112	6445	79,5	-	0,0	6445	79,5	1667	20,5	6445	79,5
València/Valencia	10.801	10.029	8662	80,2	447	4,1	8215	76,1	2139	19,8	8215	81,9
Las Palmas	3961	3948	3218	81,2	12	0,3	3206	80,9	743	18,8	3206	81,2
Albacete	14.933	14.600	12.568	84,2	3	0,0	12.565	84,1	2365	15,8	12.565	86,1
Almería	8741	8465	7372	84,3	44	0,5	7328	83,8	1369	15,7	7328	86,6
Murcia	11.278	11.278	10.315	91,5	-	0,0	10.315	91,5	963	8,5	10.315	91,5
Alacant/Alicante	5796	4641	5448	94,0	859	14,8	4589	79,2	348	6,0	4589	98,9

Tabla III.2.2. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por provincia y para toda España para el umbral del 50 %.

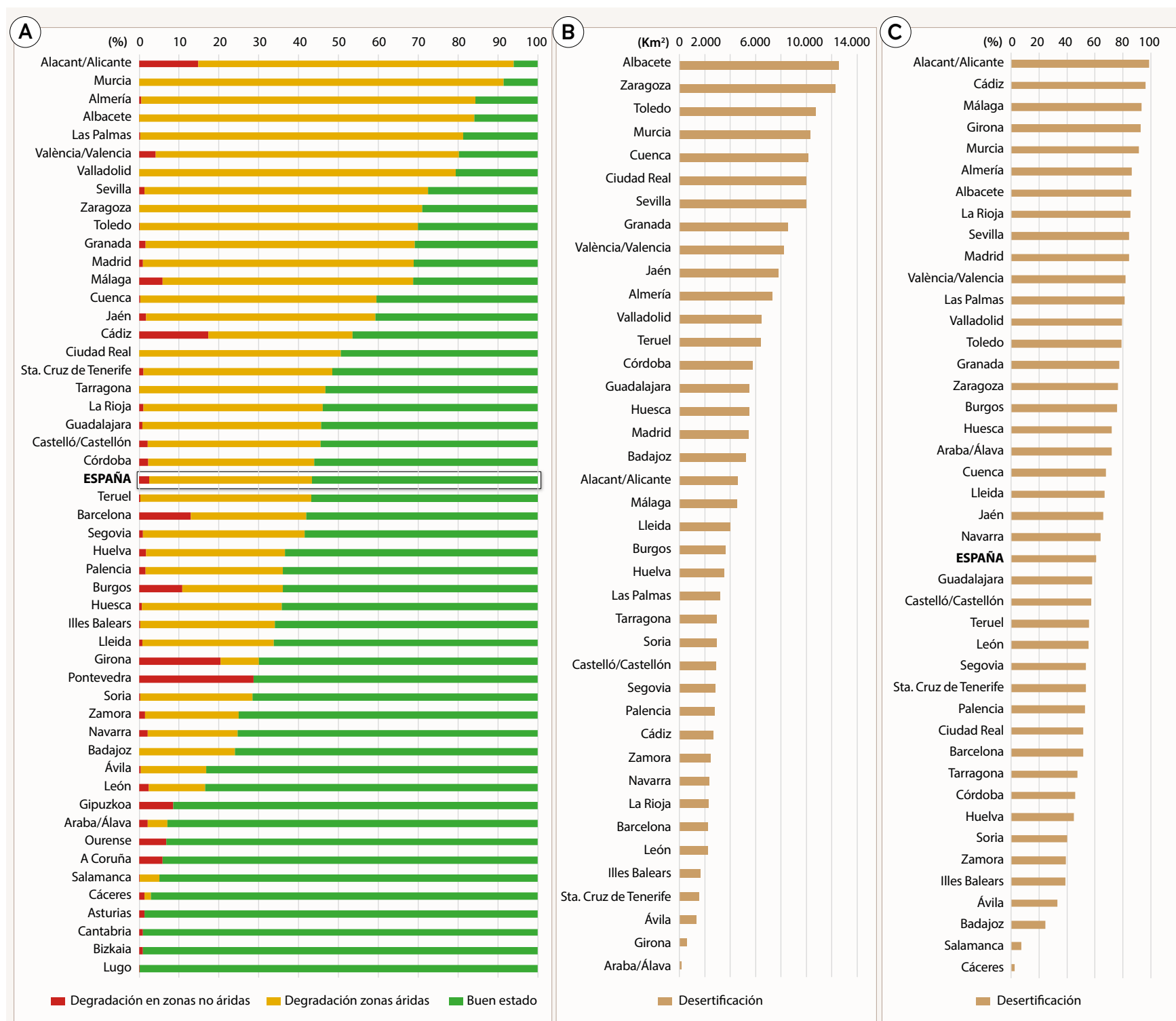


Figura III.2.3. A. Escalafón provincial ordenado de mayor a menor degradación. B. Escalafón provincial de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón provincial de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada. Umbral del 50%.

el País Vasco (72,7%), aunque esta última resulta anecdótica, pues solo tiene 202 km² de zonas áridas.

De hecho, si consideramos la superficie total desertificada, la clasificación es otra. Andalucía es la comunidad con más superficie desertificada con 50.092 km², seguida muy de cerca por Castilla-La Mancha (48.927 km²), Castilla y León, aunque con una bajada ya muy significativa de casi el 50% (25.171 km²), y Aragón (24.144 km²).

La tabla III.2.2 y la figura III.2.3 muestran los resultados a escala provincial. Como se puede apreciar, la provincia con un mayor porcentaje de degradación es Alicante, con un 94%. A continuación, aparece Murcia, con el mencionado 91,4% de su superficie. El resto de provincias con una

superficie degradada que supera el 80% son Almería (84,3%), Albacete (84,1%), Las Palmas (81,2%) y Valencia (80,2%).

Si consideramos el porcentaje de territorio desertificado, es decir, las zonas áridas degradadas, Alicante vuelve a liderar este escalafón con un 98,8% de sus zonas áridas desertificadas, le siguen dos provincias andaluzas, Cádiz (96,3%) y Málaga (93,3%), y Girona (92,7%).

Si consideramos la superficie desertificada, la clasificación también cambia. Entonces aparecen en primer lugar Albacete (12.565 km²), Zaragoza (12.267 km²), Toledo (10.723 km²), Murcia (10.315 km²), Cuenca (10.145 km²) y Ciudad Real (10.010 km²), todas ellas por encima de los 10.000 km² afectados.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradacion total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Principado de Asturias	10.550	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	100,0	10.550	-	-
Cantabria	5291	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	100,0	5291	-	-
Galicia	29.282	-	15	0,1	15	0,1	-	0,0	99,9	29.267	-	-
País Vasco	7207	202	7	0,1	-	0,0	7	0,1	99,9	7200	7	3,5
Islas Baleares	4844	4.214	158	3,3	-	0,0	158	3,3	96,7	4686	158	3,7
Extremadura	41.591	34.844	1820	4,4	-	0,0	1820	4,4	95,6	39.771	1820	5,2
Castilla y León	94.219	53.430	4884	5,2	131	0,1	4753	5,0	94,8	89.335	4753	8,9
Cataluña	31.998	17.104	3436	10,7	139	0,4	3297	10,3	89,3	28.562	3297	19,3
C. F. de Navarra	10.380	3679	1205	11,6	-	0,0	1205	11,6	88,4	9175	1205	32,8
Aragón	47.695	35.073	9008	18,9	-	0,0	9008	18,9	81,1	38.687	9008	25,7
ESPAÑA	504.701	338.415	99.283	19,7	738	0,1	98.545	19,5	80,3	405.418	98.545	29,1
La Rioja	5041	2650	1056	20,9	5	0,1	1051	20,8	79,1	3985	1051	39,7
Islas Canarias	7230	6844	1800	24,9	-	0,0	1800	24,9	75,1	5430	1800	26,3
Andalucía	87.395	71.038	26.954	30,8	260	0,3	26.694	30,5	69,2	60.441	26.694	37,6
Comunidad Valenciana	23.210	19.678	8553	36,9	188	0,8	8365	36,0	63,1	14.657	8365	42,5
Castilla-La Mancha	79.458	71.910	29.955	37,7	-	0,0	29.955	37,7	62,3	49.503	29.955	41,7
Comunidad de Madrid	8033	6472	3543	44,1	-	0,0	3543	44,1	55,9	4490	3543	54,7
Región de Murcia	11.277	11.277	6.889	61,1	-	0,0	6889	61,1	38,9	4388	6889	61,1

Tabla III.2.3. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por CCAA y para toda España para el umbral del 70 %.

CCAA	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradación total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Extremadura	41.591	34.844	-	0,0	-	0,0	-	0,0	41.591	100,0	-	
Galicia	29.282	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	29.282	100,0	-	
País Vasco	7207	202	-	0,0	-	0,0	-	0,0	7207	100,0	-	
Cataluña	31.998	17.104	-	0,0	-	0,0	-	0,0	31.998	100,0	-	-
Principado de Asturias	10.550	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	10.550	100,0	-	-
Islas Baleares	4844	4214	-	0,0	-	0,0	-	0,0	4844	100,0	-	-
Cantabria	5291	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	5291	100,0	-	-
Castilla y León	94.219	53.430	2	0,0	-	0,0	2	0,0	94.217	100,0	2	0,0
La Rioja	5041	2650	4	0,1	-	0,0	4	0,1	5037	99,9	4	0,2
Aragón	47.695	35.073	94	0,2	-	0,0	94	0,2	47.601	99,8	94	0,3
Islas Canarias	7230	6844	22	0,3	-	0,0	22	0,3	7208	99,7	22	0,3
C. F. de Navarra	10.380	3679	42	0,4	-	0,0	42	0,4	10.338	99,6	42	1,1
Andalucía	87.395	71.038	518	0,6	-	0,0	518	0,6	86.877	99,4	518	0,7
ESPAÑA	504.701	338.415	4830	1,0	-	0,0	4830	1,0	499.871	99,0	4830	1,4
Comunidad de Madrid	8033	6472	90	1,1	-	0,0	90	1,1	7943	98,9	90	1,4
Comunidad Valenciana	23.210	19.678	349	1,5	-	0,0	349	1,5	22.861	98,5	349	1,8
Castilla-La Mancha	79.458	71.910	3212	4,0	-	0,0	3212	4,0	76.246	96,0	3212	4,5
Región de Murcia	11.277	11.277	497	4,4	-	0,0	497	4,4	10.780	95,6	497	4,4

Tabla III.2.4. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por CCAA y para toda España para el umbral del 90 %.

Adicionalmente, y para ser más conservadores, se pueden aplicar otros umbrales. En este *Atlas* hemos considerado, además del 50 %, los umbrales del 70 % y 90 %. Los siguientes mapas y tablas muestran los resultados considerando como degradados/desertificados únicamente aquellos píxeles con alta certeza según las predicciones del modelo.

Las siguientes tablas muestran los datos a nivel provincial y por comunidad autónoma para los dos nuevos umbrales especificados. Para el umbral del 70 % la degradación de España alcanza el 19,67 % de su territorio, que supone 99.283 km². Para el umbral del 90 % estas cifras son, respectivamente, el 1 % del territorio y 4830 km². Considerando únicamente las zonas áridas, la desertificación (la degradación de las zonas áridas) es el 29,12 % (98.545 km²) para el umbral del 70 %, y el 37,6 % (4830 km²) para el umbral del 90 %. Ello implica que para el umbral del 70 % el 99,2 % de la degradación es desertificación, y para el del 90 % la desertificación es el 100 % de la degradación, es decir, toda la degradación tiene lugar en zonas áridas.

Como es de esperar, la modificación de estos umbrales altera los escalafones autonómicos y provinciales tanto de la degradación como de la desertificación. Las tablas III.2.3 a III.2.6 permiten observar con detalle estos resultados.

Los mapas III.2.8 y III.2.9 recogen las superficies degradadas y desertificadas para cada uno de los tres umbrales que se han utilizado. Como es de esperar, a medida que es más exigente ese umbral la superficie degradada/desertificada es menor.

En la figura III.2.8 se pueden observar las diferencias entre los tres mapas a nivel nacional.

Las cifras de desertificación presentadas pueden ser diferentes según la máscara de aridez que se considere (tabla III.2.7). A las fuentes de distorsión que se han comentado (datos utilizados, método ETP implementado) debe de añadirse otra, que es la proyección utilizada. Los mapas cambian según su proyección porque la Tierra es una esfera (en realidad un geoide) y es imposible representarla en una superficie plana sin distorsionar alguna de sus propiedades. La proyección cartográfica es el método matemático que se utiliza para transformar las coordenadas de la esfera terrestre en coordenadas planas. Según la proyección utilizada, lo que incluye el sistema de coordenadas que se elija, las superficies esféricas ocupan más o menos superficie «plana». Además, la resolución utilizada en el mapa de aridez que se utilice también es importante. A medida que esta es mayor, entendiéndolo por ello que hay un mayor detalle espacial, se pueden distinguir cualidades del territorio que a menor resolución pasan desapercibidas. Así, el mapa de aridez utilizado tiene una resolución algo mayor de 1 km (es de 1 km en el ecuador y ello hace que a medida que nos desplazamos hacia el norte disminuya la resolución), pero puede ser que si utilizásemos una resolución de 200 metros cambiase la categoría de aridez de algunas zonas y que, por ende, un píxel a esa mayor resolución pase de ser árido a no árido y viceversa.

Para nuestro *Atlas* la superficie de aridez de referencia es la que se presenta en la sección II.1 de este *Atlas*. Hemos calculado las zonas áridas a partir de otros dos mapas globales. Para ello hemos reajustado las zonas áridas de España que aparecen en estos mapas a nuestras coordenadas de trabajo, es decir, a una resolución de 1 km y al sistema de coordenadas europeo extendido (ETRS89-extended/LAEA Europe; EPSG:3035). De los distintos mapas de aridez calculamos su área y el área coincidente con zonas del territorio degradadas. A partir de ambas variables, obtuvimos el porcentaje de desertificación ajustado a cada mapa de aridez considerado.

El mapa de incertidumbre (mapa III.2.10) permite visualizar el grado de consistencia en las predicciones del modelo en cada píxel del territorio.

Se ha calculado a partir de la desviación estándar de las probabilidades estimadas por los cinco modelos generados en la validación cruzada de 5-FCV (ver sección anterior para más detalles). Valores bajos de desviación estándar indican que los distintos modelos coincidieron en su predicción, lo que se traduce en una mayor confianza en la clasificación de esas áreas. Por el contrario, valores altos señalan zonas donde los modelos discreparon más, reflejando mayor incertidumbre asociada a los datos o a la variabilidad espacial de los factores ambientales. De esta manera, el mapa de incertidumbre no solo complementa al mapa de desertificación, sino que además aporta información clave para identificar regiones donde las predicciones deben interpretarse con mayor cautela o donde podría ser necesario mejorar la calidad y resolución de los datos de entrada.

Una explicación estadística de la desertificación

El modelo elaborado permite obtener otro tipo de resultados más allá de los mapas. Entre ellos, el análisis *Random Forest* permite evaluar la importancia relativa de cada variable en la predicción de áreas desertificadas. Esta importancia se estima calculando la disminución en la precisión del modelo cuando los valores de una variable explicativa o predictor (tabla III.1.3) son permutados aleatoriamente. Si, por ejemplo, al barajar los valores de la variable X la predicción se deteriora mucho, significa que X es un predictor clave. Los predictores no actúan de manera aislada, sino en interacción unos con otros. Así, por ejemplo, un IA alto en combinación con una pérdida de cobertura forestal elevada puede ser un patrón fuerte de desertificación. Un predictor con alta importancia significa que contribuye mucho a distinguir entre clases, pero no indica causalidad directa, solo que el modelo lo considera informativo.

La batería de predictores que se ha utilizado parte de los procesos asociados al cambio global (GCIs) mostrados en la tabla III.1.1. Sin embargo, y como advierte el propio AMD, estos GCIs deben de ser adaptados a cada contexto, lo que requiere tener un conocimiento regional e incluso local elevado del marco socioeconómico y climático de la zona de estudio.

En primera instancia hemos considerado diez predictores. Ocho de ellos son de la mencionada tabla: cinco son biofísicos, que coinciden con los cinco GCIs que presenta el AMD (aridez, estrés hídrico, incendios, productividad del territorio y pérdida de masa forestal) —el estrés hídrico, que hemos detallado en la Sección II.2, se calcula a partir de una variable biofísica, la disponibilidad de agua, y otra puramente económica, que es el uso del agua—. Otros tres son de carácter socioeconómico (densidad de población, regadío, densidad de ganadería). Además, se han considerado otros dos, uno de cada tipo, el índice de influencia humana y las sequías extremas.

La figura III.2.9 muestra tres clasificaciones considerando los predictores incluidos. El primero de ellos (A) los considera a todos, el B excluye la ganadería y la densidad de población, y el C deja fuera, además, el NDVI. Como se aprecia, entre los predictores más destacados se encuentra el índice de aridez, el valor medio anual del NDVI (un indicador ampliamente usado de la productividad de la vegetación que representa el «verdor» del territorio), la densidad de población humana, la cantidad total de ganado y las sequías extremas. También resultaron relevantes el índice de influencia humana, el nivel de estrés hídrico, la pérdida de cobertura arbórea, los cambios de uso del suelo hacia regadío y la frecuencia de incendios. La importancia relativa de estos predictores varió dentro de un rango amplio: desde alrededor de 0,20 en el caso de la aridez, hasta cerca de 0,01 en el caso de los incendios, mostrando así la diversidad de factores que contribuyen, en mayor o menor medida, a explicar los patrones analizados.

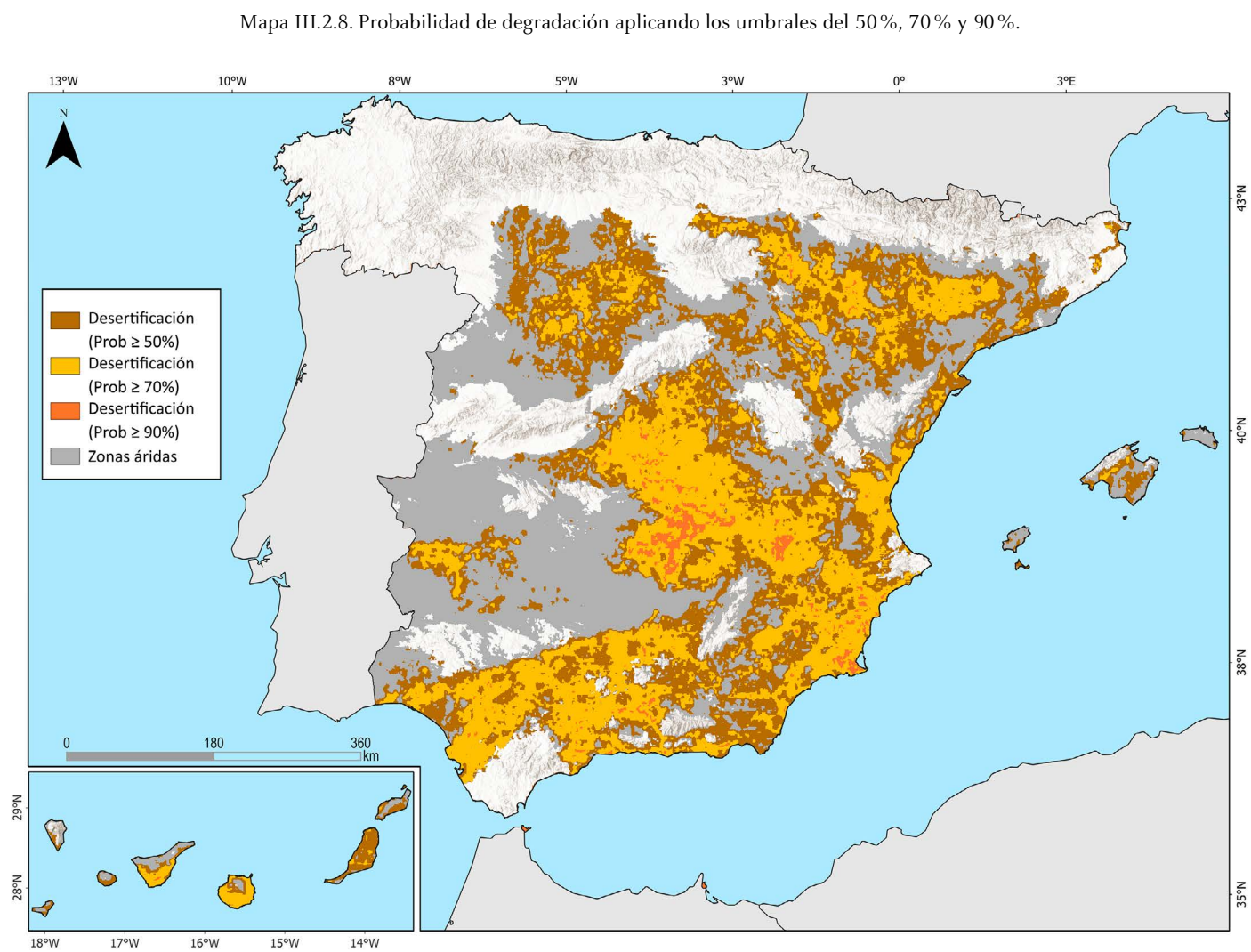
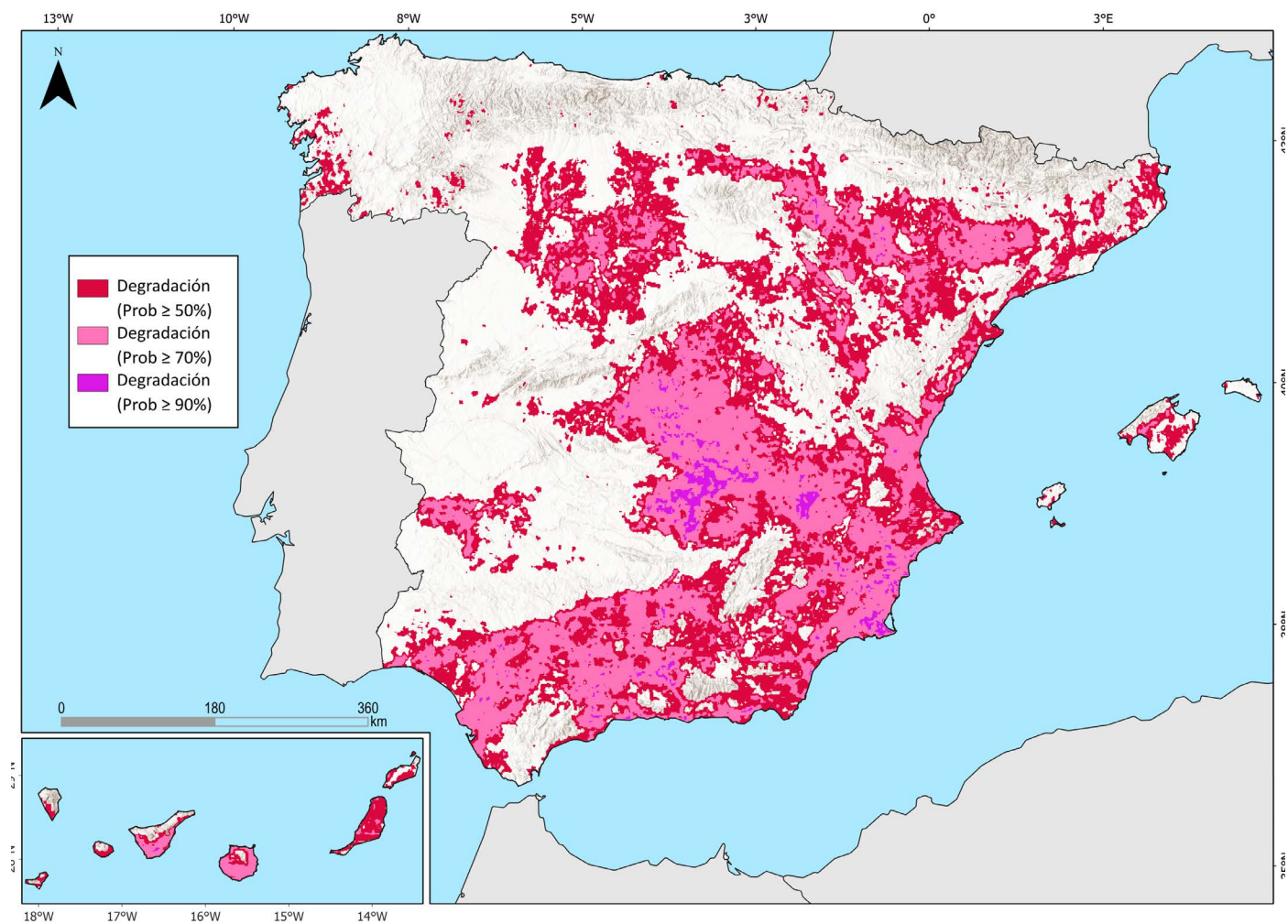
La segunda clasificación altera el orden de los dos primeros predictores, que sigue muy pareja. También adelanta un puesto el estrés hídrico, en

Provincia	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradacion total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
A Coruña	7837	-	-	-	-	0,0	-	0,0	7837	100,0	-	-
Gipuzkoa	1969	-	-	-	-	0,0	-	0,0	1969	100,0	-	-
Lugo	9829	-	-	-	-	0,0	-	0,0	9829	100,0	-	-
Ourense	7213	-	-	-	-	0,0	-	0,0	7213	100,0	-	-
Asturias	10.554	-	-	-	-	0,0	-	0,0	10.554	100,0	-	-
Cantabria	5286	-	-	-	-	0,0	-	0,0	5286	100,0	-	-
Bizkaia	2207	-	-	-	-	0,0	-	0,0	2207	100,0	-	-
Cáceres	19.860	13.594	4	0,0	-	0,0	4	0,0	19.856	100,0	4	0,0
Salamanca	12.341	8560	12	0,1	-	0,0	12	0,1	12.329	99,9	12	0,1
Araba/Álava	3037	204	7	0,2	-	0,0	7	0,2	3030	99,8	7	3,4
Pontevedra	4404	-	15	0,3	15	0,3	-	0,0	4389	99,7	-	-
Ávila	8045	3969	39	0,5	-	0,0	39	0,5	8006	99,5	39	1,0
León	15.571	3982	123	0,8	-	0,0	123	0,8	15.448	99,2	123	3,1
Soria	10.320	7256	181	1,8	-	0,0	181	1,8	10.139	98,2	181	2,5
Zamora	10.555	6303	241	2,3	-	0,0	241	2,3	10.314	97,7	241	3,8
Girona	5869	609	161	2,7	54	0,9	107	1,8	5708	97,3	107	17,6
Segovia	6919	5230	205	3,0	-	0,0	205	3,0	6714	97,0	-	3,9
Barcelona	7716	4338	244	3,2	85	1,1	159	2,1	7472	96,8	159	3,7
Illes Balears	4844	4214	158	3,3	-	0,0	158	3,3	4686	96,7	158	3,7
Tarragona	6269	6.168	339	5,4	-	0,0	339	5,4	5930	94,6	339	5,5
Burgos	14.282	4761	924	6,5	131	0,9	793	5,6	13.358	93,5	793	16,7
Badajoz	21.731	21.244	1816	8,4	-	0,0	1816	8,4	19.915	91,6	1816	8,5
Palencia	8063	5253	685	8,5	-	0,0	685	8,5	7378	91,5	685	13,0
Teruel	14.841	11.468	1641	11,1	-	0,0	1641	11,1	13.200	88,9	1641	14,3
Navarra	10.380	3677	1205	11,6	-	0,0	1205	11,6	9175	88,4	1205	32,8
Huesca	15.614	7602	1816	11,6	-	0,0	1816	11,6	13.798	88,4	1816	23,9
Guadalajara	12.218	9471	1432	11,7	-	0,0	1432	11,7	10.786	88,3	1432	15,1
Huelva	10.111	7877	1206	11,9	-	0,0	1206	11,9	8905	88,1	1206	15,3
Castelló/Castellón	6617	5011	1017	15,4	-	0,0	1017	15,4	5600	84,6	1017	20,3
ESPAÑA	504.699	338.412	99.284	19,7	738	0,1	98.546	19,5	405.415	80,3	98.546	29,1
Santa Cruz de Tenerife	3269	2896	681	20,8	-	0,0	681	20,8	2588	79,2	681	23,5
La Rioja	5042	2652	1056	20,9	5	0,1	1051	20,8	3986	79,1	1051	39,6
Lleida	12.140	5989	2692	22,2	-	0,0	2692	22,2	9448	77,8	2692	44,9
Córdoba	13.792	12.505	3215	23,3	23	0,2	3192	23,1	10.577	76,7	3192	25,5
Granada	12.619	10.994	3444	27,3	2	0,0	3442	27,3	9175	72,7	3442	31,3
Almería	8741	8465	2433	27,8	1	0,0	2432	27,8	6308	72,2	2432	28,7
Las Palmas	3961	3948	1119	28,3	-	0,0	1119	28,3	2842	71,7	1119	28,3
Valladolid	8112	8112	2474	30,5	-	0,0	2474	30,5	5638	69,5	2474	30,5
Cádiz	7382	2768	2284	30,9	209	2,8	2075	28,1	5098	69,1	2075	75,0
Jaén	13.496	11.750	4186	31,0	23	0,2	4163	30,8	9310	69,0	4.163	35,4
Cuenca	17.117	14.924	5354	31,3	-	0,0	5354	31,3	11.763	68,7	5354	35,9
Zaragoza	17.260	16.004	5551	32,2	-	0,0	5551	32,2	11.709	67,8	5551	34,7
Ciudad Real	19.809	19.378	7263	36,7	-	0,0	7263	36,7	12.546	63,3	7263	37,5
València/Valencia	10.801	10.029	3964	36,7	38	0,4	3926	36,3	6837	63,3	3926	39,1
Madrid	8033	6472	3543	44,1	-	0,0	3543	44,1	4490	55,9	3543	54,7
Málaga	7231	4867	3.343	46,2	2	0,0	3341	46,2	3888	53,8	3341	68,6
Sevilla	14.021	11.810	6844	48,8	-	0,0	6844	48,8	7177	51,2	6844	58,0
Toledo	15.364	13.539	7643	49,7	-	0,0	7643	49,7	7721	50,3	7643	56,5
Albacete	14.933	14.600	8262	55,3	-	0,0	8262	55,3	6671	44,7	8262	56,6
Murcia	11.278	11.278	6890	61,1	-	0,0	6890	61,1	4388	38,9	6890	61,1
Alacant/Alicante	5796	4641	3572	61,6	150	2,6	3422	59,0	2224	38,4	3422	73,7

Tabla III.2.5. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por provincia y para toda España para el umbral del 70 %.

Provincia	Superficie total	Superficie zonas áridas	Degradacion total		Degradación en zonas no áridas		Degradación en zonas áridas		Buen estado		Desertificación	
	km²	km²	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
Las Palmas	3961	3948	-	0,0	-	0,0	-	0,0	3961	100,0	-	0,0
Araba/Álava	3037	204	-	0,0	-	0,0	-	0,0	3037	100,0	-	0,0
Ávila	8045	3969	-	0,0	-	0,0	-	0,0	8045	100,0	-	0,0
Badajoz	21.731	21.244	-	0,0	-	0,0	-	0,0	21.731	100,0	-	0,0
Illes Balears	4844	4214	-	0,0	-	0,0	-	0,0	4844	100,0	-	0,0
Barcelona	7716	4338	-	0,0	-	0,0	-	0,0	7716	100,0	-	0,0
Burgos	14.282	4761	-	0,0	-	0,0	-	0,0	14.282	100,0	-	0,0
Cáceres	19.860	13.594	-	0,0	-	0,0	-	0,0	19.860	100,0	-	0,0
Castelló/Castellón	6617	5011	-	0,0	-	0,0	-	0,0	6617	100,0	-	0,0
A Coruña	7837	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	7837	100,0	-	
Girona	5869	609	-	0,0	-	0,0	-	0,0	5869	100,0	-	0,0
Guadalajara	12.218	9471	-	0,0	-	0,0	-	0,0	12.218	100,0	-	0,0
Gipuzkoa	1969	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	1969	100,0	-	
Huesca	15.614	7602	-	0,0	-	0,0	-	0,0	15.614	100,0	-	0,0
León	15.571	3982	-	0,0	-	0,0	-	0,0	15.571	100,0	-	0,0
Lleida	12.140	5989	-	0,0	-	0,0	-	0,0	12.140	100,0	-	0,0
Lugo	9829	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	9829	100,0	-	
Ourense	7213	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	7213	100,0	-	
Asturias	10.554	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	10.554	100,0	-	
Palencia	8063	5253	-	0,0	-	0,0	-	0,0	8063	100,0	-	0,0
Pontevedra	4404	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	4404	100,0	-	
Salamanca	12.341	8560	-	0,0	-	0,0	-	0,0	12.341	100,0	-	0,0
Cantabria	5286	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	5286	100,0	-	
Segovia	6919	5230	-	0,0	-	0,0	-	0,0	6919	100,0	-	0,0
Soria	10.320	7256	-	0,0	-	0,0	-	0,0	10.320	100,0	-	0,0
Tarragona	6269	6168	-	0,0	-	0,0	-	0,0	6269	100,0	-	0,0
Teruel	14.841	11.468	-	0,0	-	0,0	-	0,0	14.841	100,0	-	0,0
Bizkaia	2207	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	2207	100,0	-	
Zamora	10.555	6303	-	0,0	-	0,0	-	0,0	10.555	100,0	-	0,0
Valladolid	8112	8112	2	0,0	-	0,0	2	0,0	8110	100,0	2	0,0
Cádiz	7382	2768	2	0,0	-	0,0	2	0,0	7380	100,0	2	0,1
Huelva	10.111	7877	8	0,1	-	0,0	8	0,1	10.103	99,9	8	0,1
La Rioja	5042	2652	4	0,1	-	0,0	4	0,1	5038	99,9	4	0,2
Cuenca	17.117	14.924	19	0,1	-	0,0	19	0,1	17.098	99,9	19	0,1
Córdoba	13.792	12.505	16	0,1	-	0,0	16	0,1	13.776	99,9	16	0,1
València/Valencia	10.801	10.029	16	0,1	-	0,0	16	0,1	10.785	99,9	16	0,2
Navarra	10.380	3677	42	0,4	-	0,0	42	0,4	10.338	99,6	42	1,1
Jaén	13.496	11.750	57	0,4	-	0,0	57	0,4	13.439	99,6	57	0,5
Sevilla	14.021	11.810	67	0,5	-	0,0	67	0,5	13.954	99,5	67	0,6
Almería	8741	8465	44	0,5	-	0,0	44	0,5	8697	99,5	44	0,5
Zaragoza	17.260	16.004	94	0,5	-	0,0	94	0,5	17.166	99,5	94	0,6
Santa Cruz de Tenerife	3269	2896	22	0,7	-	0,0	22	0,7	3247	99,3	22	0,8
ESPAÑA	504.699	338.412	4830	1,0	-	0,0	4830	1,0	499.869	99,0	4830	1,4
Madrid	8033	6472	90	1,1	-	0,0	90	1,1	7943	98,9	90	1,4
Granada	12.619	10.994	199	1,6	-	0,0	199	1,6	12.420	98,4	199	1,8
Málaga	7231	4867	125	1,7	-	0,0	125	1,7	7106	98,3	125	2,6
Toledo	15.364	13.539	529	3,4	-	0,0	529	3,4	14.835	96,6	529	3,9
Albacete	14.933	14.600	640	4,3	-	0,0	640	4,3	14.293	95,7	640	4,4
Murcia	11.278	11.278	497	4,4	-	0,0	497	4,4	10.781	95,6	497	4,4
Alacant/Alicante	5796	4641	333	5,7	-	0,0	333	5,7	5463	94,3	333	7,2
Ciudad Real	19.809	19.378	2024	10,2	-	0,0	2024	10,2	17.785	89,8	2024	10,4

Tabla III.2.6. Superficie (km²) y porcentaje de degradación total, degradación de zonas no áridas y áridas, buen estado y desertificación por provincia y para toda España para el umbral del 90 %.



detrimento de la pérdida de cubierta vegetal, pero en general el peso de los predictores es muy parecido. Lo mismo ocurre en el C, donde la exclusión del NDVI no altera el escalafón.

Como se ha advertido, estos predictores tienen sentido en la metodología implementada, al servir como elementos que sirven para discernir si la verosimilitud estadística de la probabilidad de degradación calculada es más o menos robusta. Pero, como señalábamos anteriormente, los predictores de la degradación o desertificación deben analizarse con sumo cuidado, entendiendo el contexto en el que se interpretan. Así, por ejemplo, hay dos predictores que hemos utilizado que deben matizarse. En primer lugar, la densidad de población pierde su poder explicativo en sociedades que viven concentradas en el territorio urbano (80 %). Como no puede ser de otra manera,

Mapa aridez	Período	Superficie zonas áridas (km²)	Superficie desertificada (km²)	Porcentaje superficie desertificada
Beguiría <i>et al.</i> (2025)	1991 - 2020	338.415	208.875	61,72
Zomer <i>et al.</i> (2022)	1970 - 2000	415.378	220.114	52,99
AMD; Cherlet <i>et al.</i> (2018)	1951 - 1980	365.794	208.342	56,96

Tabla III.2.7. Superficie desertificada en España según el mapa de aridez que se utilice.

estas sociedades urbanas tienen un claro impacto en el territorio, puesto que consumen agua, alimentos y materias primas. Ese impacto, sin embargo,

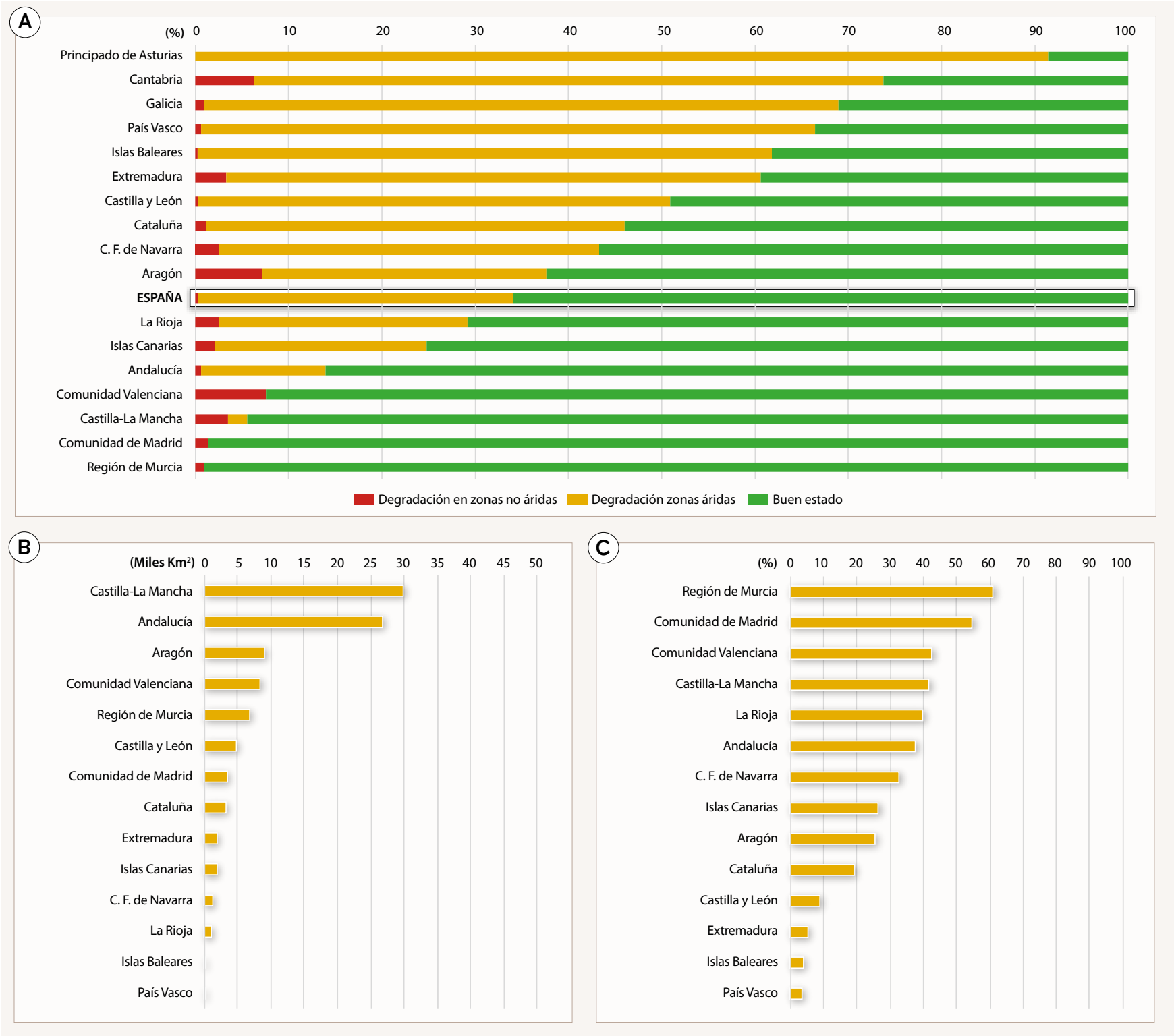


Figura III.2.4. A. Escalafón de las CCAA ordenado de mayor a menor superficie con probabilidad de desertificación superior al 70 %. B. Escalafón de las CCAA de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón de las CCAA de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada.



Figura III.2.5. A. Escalafón de las CCAA ordenado de mayor a menor superficie con probabilidad de desertificación superior al 90 %. B. Escalafón de las CCAA de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón de las CCAA de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada.

está desacoplado de ese territorio. La población de una gran ciudad ejerce un impacto diferido en el espacio (y también en el tiempo) sobre el territorio que le rodea. Y ese territorio no tiene que ser, precisamente, cercano. En España casi la mitad de los alimentos y materias primas que consumimos no se produce en nuestro país. Igualmente, somos un productor muy importante a nivel mundial de frutas, hortalizas y porcino (véase la sección IV.17, caso de estudio 16 «El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación»). En economías cada vez más desacopladas de su territorio y más dependientes de los circuitos comerciales globales, la densidad de población no es un predictor válido. Con la ganadería ocurre lo mismo. El mapa que se ha utilizado (mapa II.4.7) es el más detallado que

hemos encontrado disponible, y muestra una información que en ocasiones no puede ligarse a la degradación del territorio. Así, la zona con más presión ganadera es la comarca de Los Pedroches, y ello se debe a la explotación de vacuno de leche, un ganado estabulado que depende de los piensos que se producen en lugares tan lejanos como el Chaco Paraguayo.

Otro de los resultados que produce un modelo *Random Forest* son las curvas de respuesta de los predictores –también conocidas como curvas de dependencia parcial (figura III.2.6)–. Se trata de representaciones gráficas que permiten visualizar cómo varía la predicción del modelo en función de un único predictor, manteniendo el resto constante. En ellas, el eje

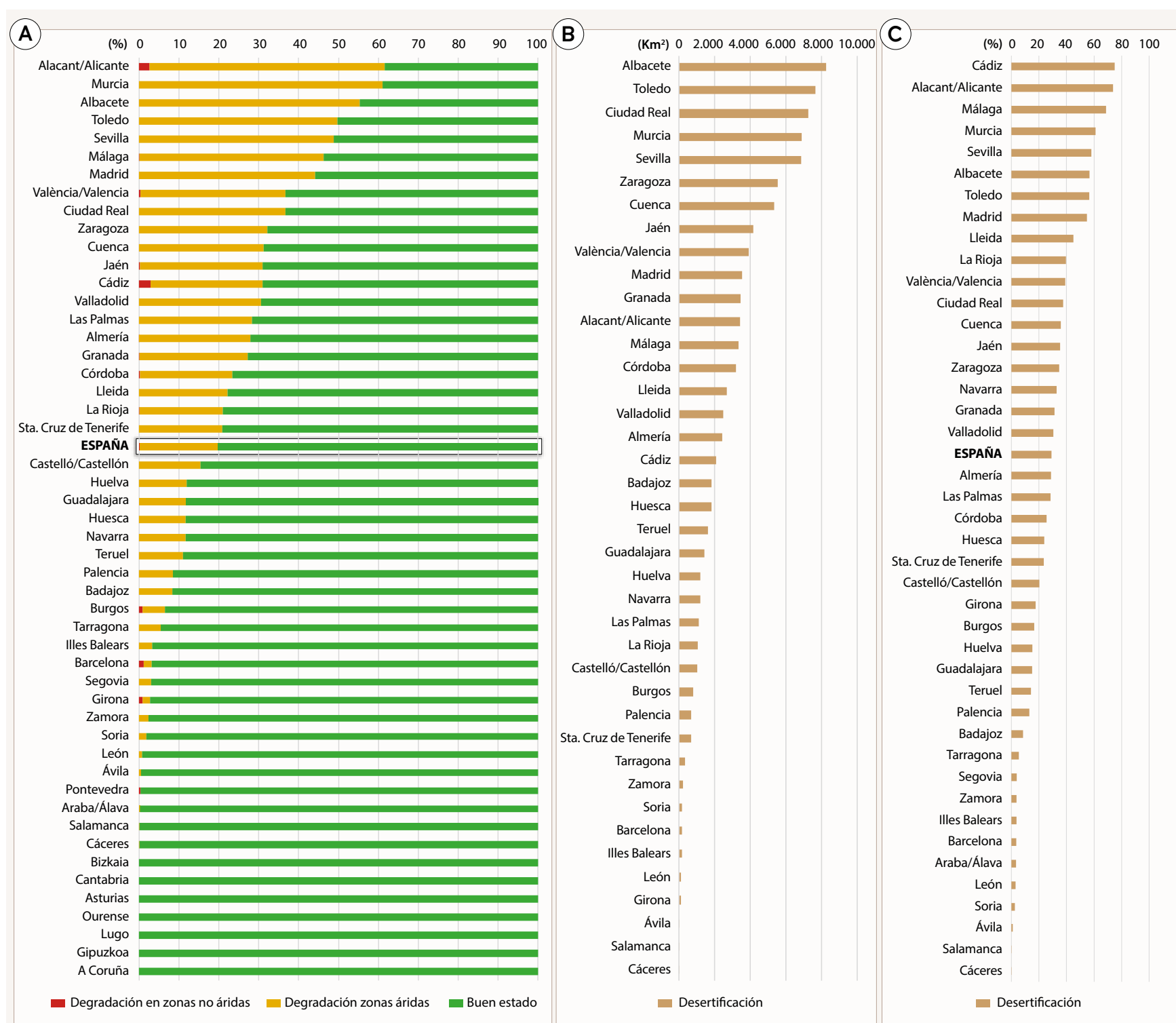


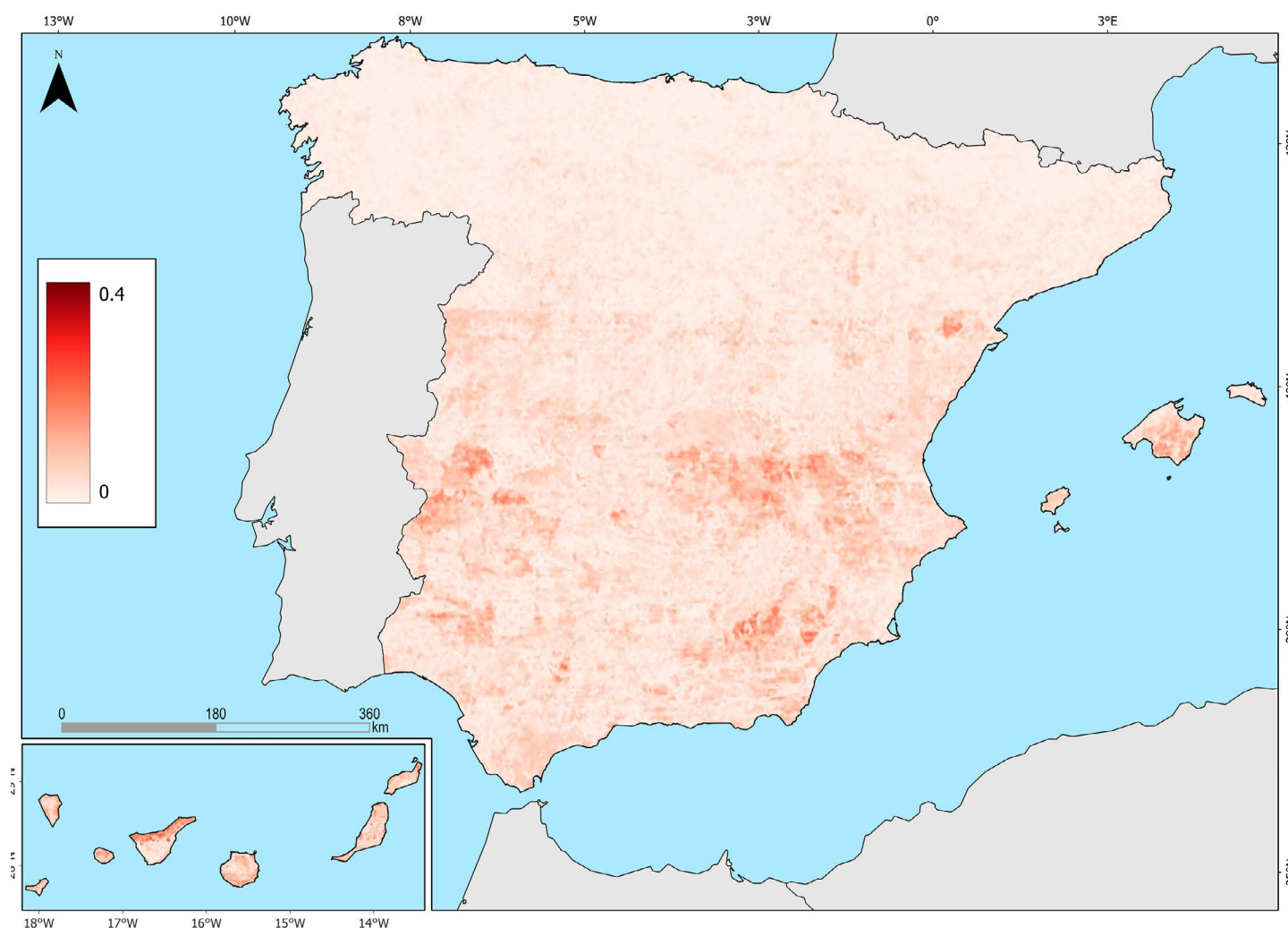
Figura III.2.6. A. Escalafón provincial ordenado de mayor a menor degradación. B. Escalafón provincial de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón provincial de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada. Umbral del 70%.

horizontal muestra los valores posibles del predictor, mientras que el eje vertical representa la probabilidad o el valor esperado que el modelo predice para cada uno de esos valores.

Este tipo de curvas son útiles porque permiten interpretar de manera más clara el efecto de cada variable en la predicción. Por ejemplo, si se representa el IA en el eje horizontal y la probabilidad de degradación en el eje vertical, la curva podría mostrar que hasta cierto umbral de aridez la probabilidad es baja, pero a partir de ese punto aumenta rápidamente. De este modo, se identifican relaciones no lineales y valores críticos que ayudan a comprender mejor el fenómeno estudiado.

Sin embargo, conviene tener en cuenta que en *Random Forest* las relaciones entre predictores suelen ser muy complejas e incluir interacciones. Por esa razón, estas curvas reflejan un efecto promedio que puede ocultar detalles importantes.

En resumen, las curvas de respuesta en *Random Forest* sirven para mostrar cómo un predictor específico influye en la predicción del modelo, proporcionando una herramienta valiosa para interpretar y comunicar los resultados, aunque siempre dentro de las limitaciones de este enfoque promediado. La figura III.2.10 muestra cómo varía la probabilidad de desertificación en función de cada predictor individual, manteniendo constantes



Mapa III.2.10. Incertidumbre a partir de la desviación estándar de los cinco modelos predictivos de probabilidad de degradación en España.

los demás en un valor intermedio, concretamente el cuantil 0,5, que es la mediana de su distribución.

Los resultados de las curvas de dependencia parcial muestran respuestas diferenciadas de la degradación frente a cada variable predictora. El índice de aridez presenta una relación claramente decreciente, a mayor aridez, menor probabilidad de degradación, lo que sugiere un umbral inicial crítico en zonas semiáridas. El estrés hídrico, en cambio, se asocia a un incremento gradual en la probabilidad de degradación, reflejando la sensibilidad de los ecosistemas a la disponibilidad de agua. El regadío muestra un efecto casi constante con una leve reducción en presencia de riego, mientras que la carga ganadera se relaciona con un patrón en forma de «U», con baja desertificación a valores intermedios y mayor degradación tanto a niveles bajos como muy altos de ganado. El índice de influencia humana y la pérdida de árboles exhiben oscilaciones irregulares, aunque en general mayores niveles de presión antrópica tienden a aumentar la degradación. La recurrencia de incendios podría estar asociada a un salto en la probabilidad de degradación a partir de un evento, indicando un efecto umbral, pero no hay un aumento claro en la probabilidad de degradación. El verdor medio anual (NDVI) y su tendencia muestran relaciones no lineales, un NDVI intermedio se asocia a mayor degradación, mientras que su tendencia decreciente incrementa fuertemente la probabilidad de degradación. La densidad de población no muestra variaciones relevantes, permaneciendo casi constante. Finalmente, las sequías extremas presentan un aumento de la degradación.

De nuevo hay que ser cautos en la relación de estas variables con la desertificación. Para determinar los mecanismos de desertificación del territorio es necesario profundizar en estas tareas:

- Mejorar los datos de entrada del modelo, utilizando predictores que reflejen de la manera más detallada posible distintas variables relacionadas con la degradación. Por ejemplo, el mapa de ganadería debería recoger únicamente la ganadería que se alimenta de los recursos de ese territorio. Un predictor interesante sería conocer el bombeo de aguas subterráneas o el grado de mecanización. Existen variables proxy de ellas, pero la resolución espacial no es lo suficientemente adecuada.
- Analizar el peso de las interacciones de los predictores.
- Realizar este análisis para distintas regiones, lo cual añadiría un enorme valor explicativo a los predictores.
- Para ello, la actualización de los paisajes de desertificación en base a la CE propuesta por el AMD e implementada en España hace más de 20 años mediante el proyecto SURMODES, es muy relevante. Con ello se vincula la degradación del territorio con determinados procesos (erosión, degradación de masas de agua), usos del suelo y fuerzas motrices. Estas son las principales variables que hay que identificar como causantes de la desertificación, muchas veces difíciles de atrapar en un mapa a la resolución necesaria para toda España. Por ejemplo, el precio percibido de los productos que se cultivan, o el valor de la tierra, son algunos de los principales motivos por los que cambia el uso del suelo. El uso de fertilizantes y otro tipo de inputs señala que la productividad natural se ha resentido y serían predictores muy útiles.

Este procedimiento, los mapas propuestos y el análisis de los predictores llevado a cabo muestran el inicio de un camino por recorrer. No puede mejorarse algo que no existe. A partir del conocimiento generado en el Proyecto ATLAS se podrán refinar tanto las probabilidades de degradación/desertificación como los predictores que la determinan, llegando a establecer la causalidad y los mecanismos que subyacen a este grave problema.

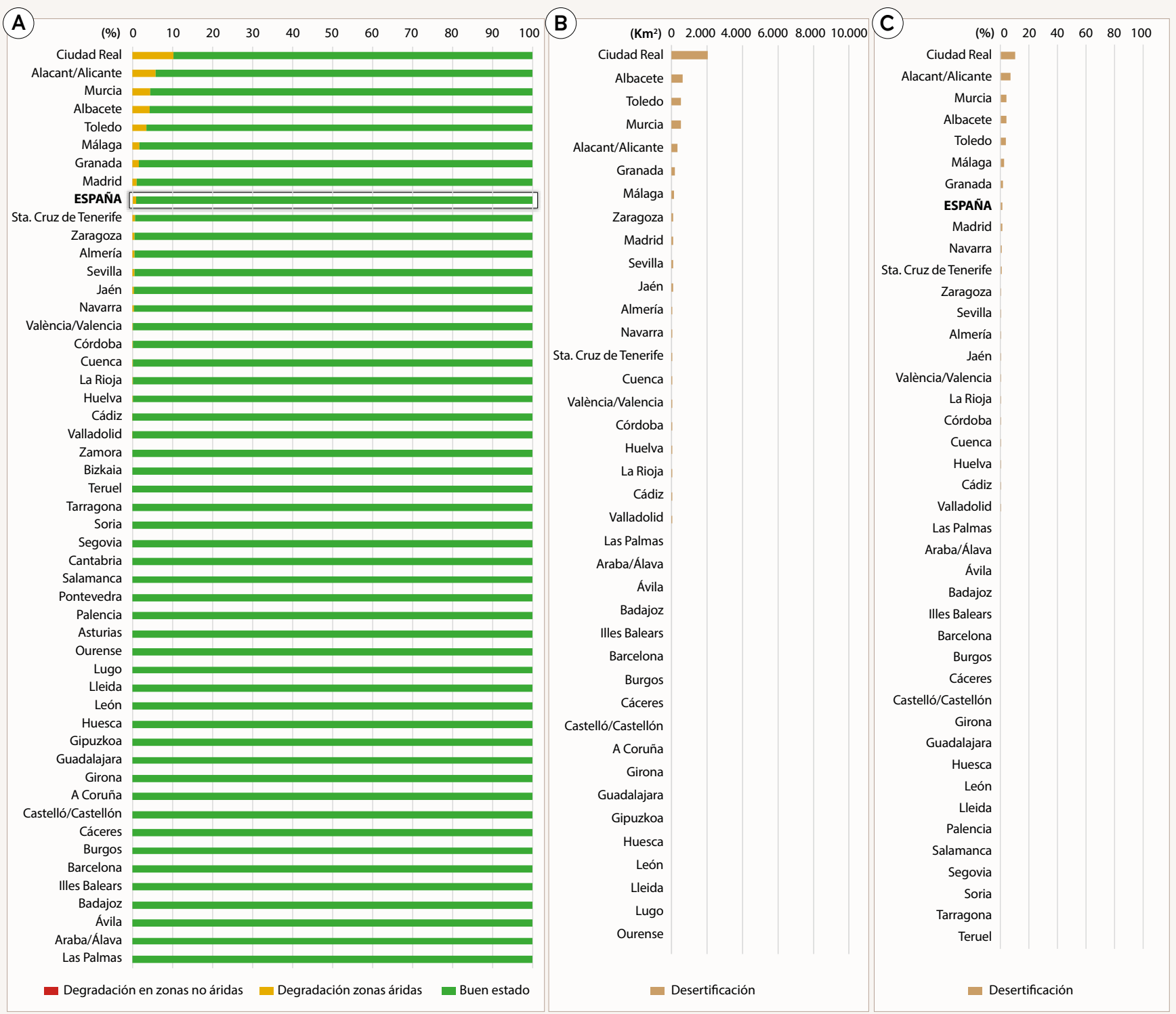


Figura III.2.7. A. Escalafón provincial ordenado de mayor a menor degradación. B. Escalafón provincial de acuerdo con la superficie desertificada (km²). C. Escalafón provincial de acuerdo con el porcentaje de superficie desertificada. Umbral del 90 %.

Un mapa pionero que se puede (y debe) mejorar

Como se ha señalado al inicio de este *Atlas*, elaborar mapas de desertificación es una tarea extremadamente compleja, hasta el punto de que el propio AMD optó por renunciar a ello. Es evidente que el mapa aquí presentado no está exento de controversia y siempre será susceptible de mejora. Sin embargo, frente a las recomendaciones de destacados expertos de no cartografiar la desertificación, este proyecto parte de la convicción de que un mapa en blanco genera más ambigüedad y riesgos que un mapa imperfecto.

A lo largo de la realización de este proyecto y de la recopilación y revisión de la cartografía existente sobre diversos aspectos de la desertificación,

hemos ido detectado carencias y mejoras para futuras versiones. Algunas de ellas son conceptuales y otras operativas.

La realización del mapa se planteó, originalmente, considerando la aportación de expertos en situaciones reales de degradación. Sin embargo, para incorporar este tipo de información empírica es necesario llevar a cabo un proceso de consenso sobre qué es degradación y a qué escala espacial se la puede considerar como un aporte para nutrir el mapa de degradación/desertificación.

Una de las preguntas que queda sin contestar en este mapa es el grado de severidad de degradación/desertificación evaluado. Mediante el procedimiento implementado nuestro cometido ha sido discernir si hay o no hay

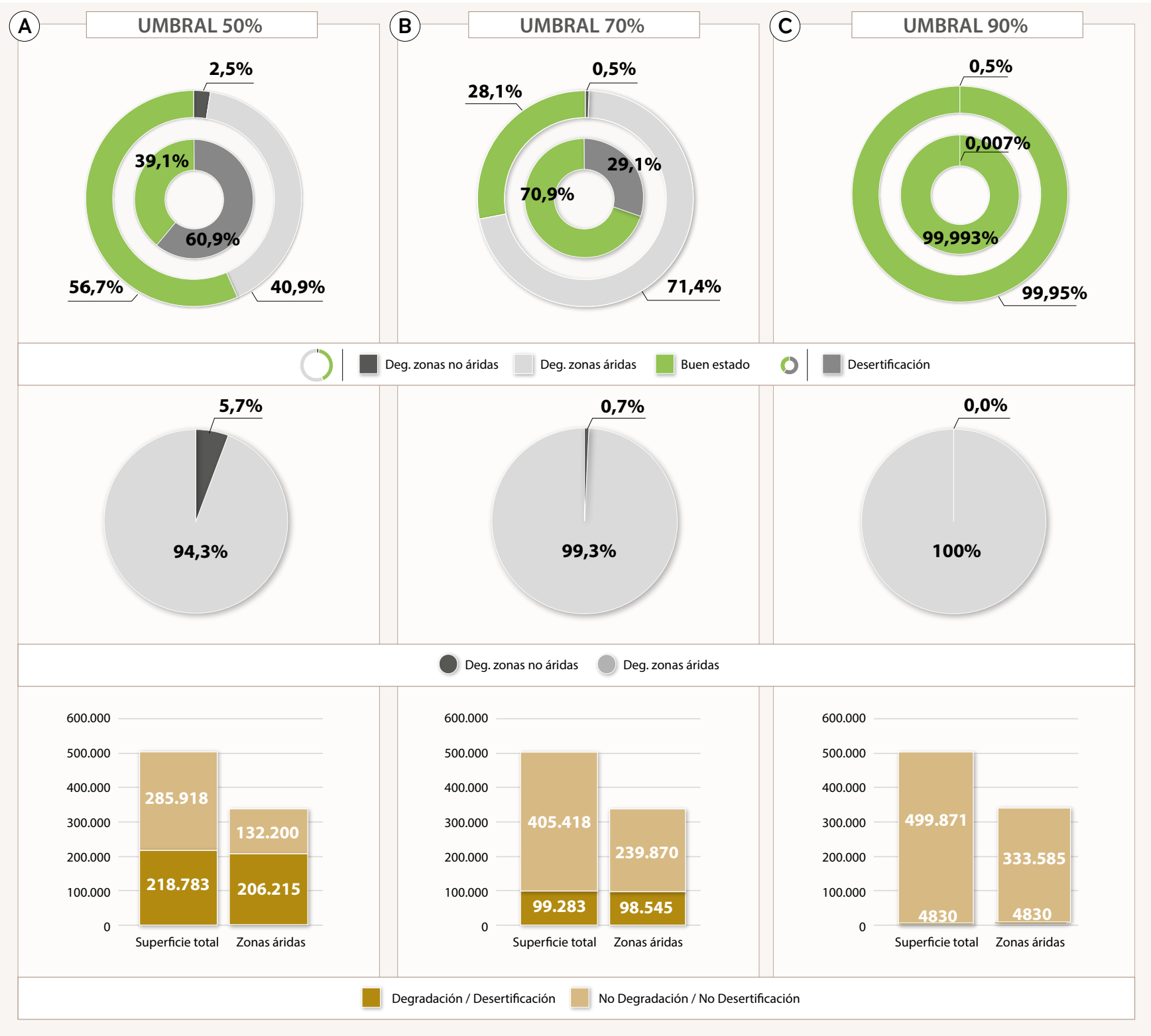


Figura III.2.8. Degradación y desertificación en España para los umbrales de probabilidad de 50 %, 70 % y 90 %. A. Proporción de zonas degradadas/desertificadas y en buen estado para España. B. Proporción de la degradación en zonas áridas y no áridas. C. Superficie degradada/desertificada y en buen estado para España (km²).

degradación o desertificación a partir de un cálculo de probabilidades y de un umbral en el territorio español. No debe confundirse probabilidad con severidad. Es decir, que cuanto mayor sea la probabilidad no significa que haya una mayor degradación. Para resolver esta cuestión es necesario considerar una referencia y otorgar un estado a cada sitio. A medida que este valor se aleje del de referencia la degradación será mayor. Sin embargo, elegir ese valor de referencia no es una tarea trivial. Podemos optar por considerar el ecosistema prístino como punto de partida, o su estado en 2015, como recomienda la CNLUD en la implementación de la NDT.

Otra de las cuestiones que sería interesante abordar es el de la desertificación heredada, que se aborda en uno de los casos de estudio de este *Atlas* (sección IV.13). Aquí el dilema es establecer la referencia temporal a partir de la cual la degradación se considera como asumida. Dicho en otras palabras, cuando el paisaje que tenemos delante se asume como natural. La desertificación heredada muestra los efectos de una degradación que ocurrió hace un tiempo (décadas o siglos) y cuyos efectos negativos perduran hasta la actualidad. Así, la tala masiva de un bosque, que se ha dado en España con diversos propósitos (madera para la construcción naval, minería o creación de pastizales), puede desembocar en graves episodios de erosión en los

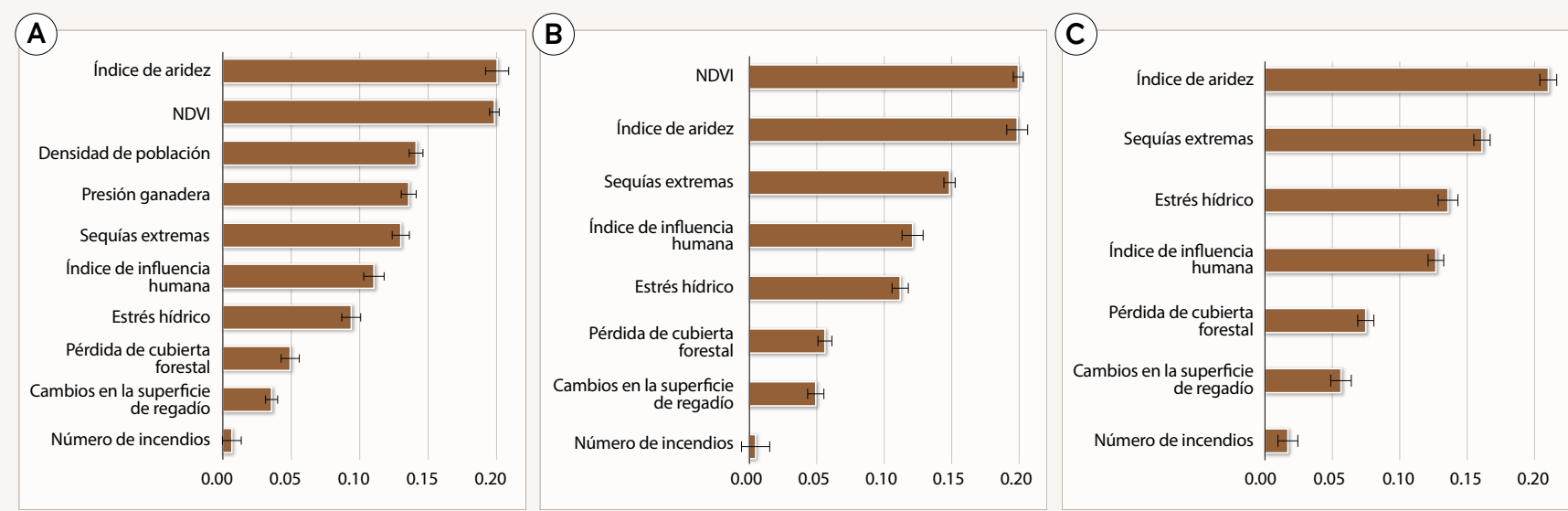


Figura III.2.9. Jerarquía de los predictores del mapa de probabilidad de degradación/desertificación.

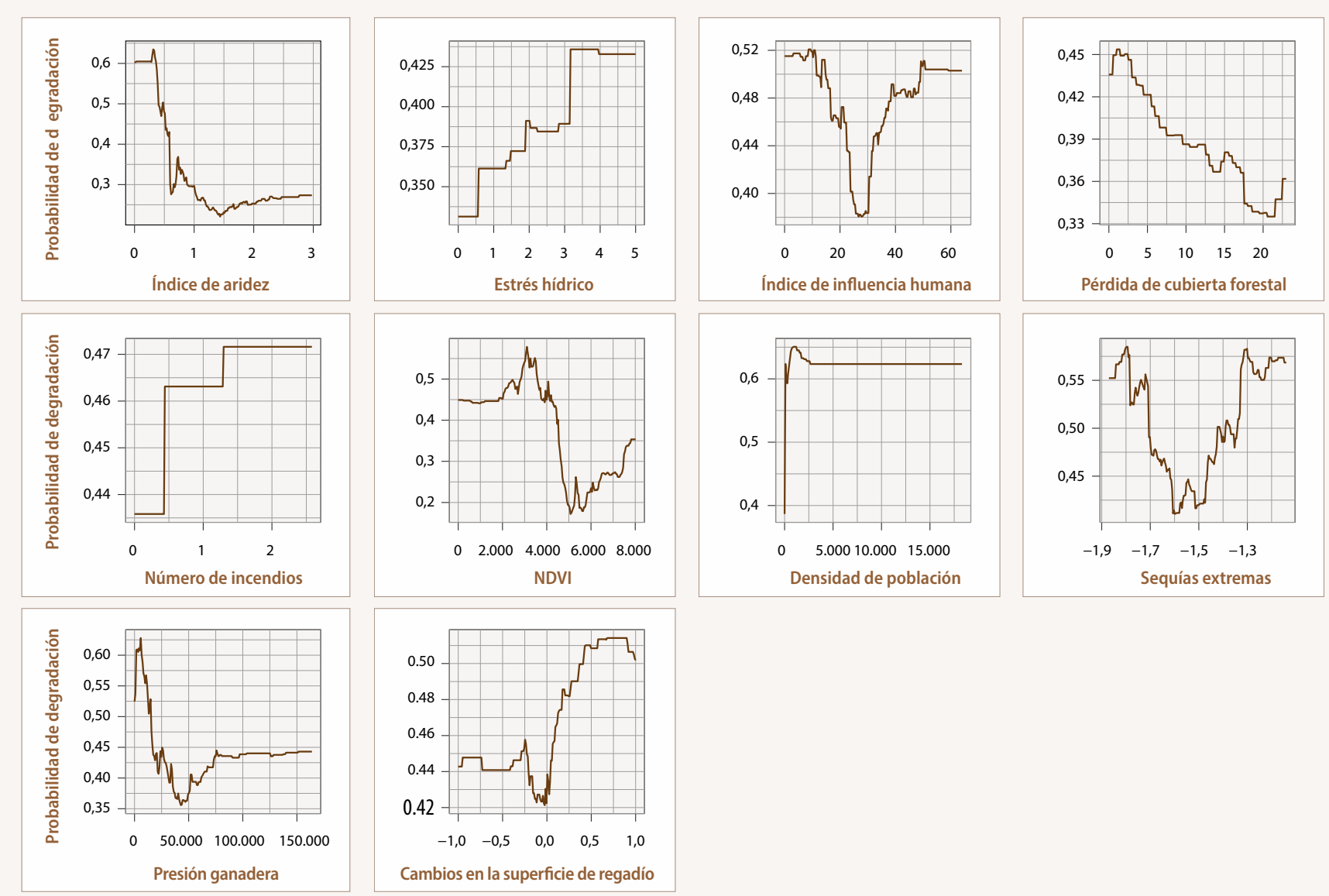


Figura III.2.10. Curvas de dependencia parcial de los predictores utilizados en el modelo.

que se pierde el suelo fértil, quedando esos territorios con una producción primaria potencial reducida respecto a la original. Hoy en día observamos territorios con una escasa cubierta forestal donde hace menos de dos siglos había frondosos bosques. Algunos de estos casos están bien documentados y podemos reconstruir lo que allí pasó. Seguramente muchas de las serranías que lucen cubiertas con apenas algunos matorrales son la consecuencia de episodios que dieron lugar a un pico de productividad económica en algún sector y que tras su declive (ecológico primero y económico después) aún no se han recuperado. ¿Hasta dónde remontamos esta consideración? ¿Hasta los tiempos de la Mesta? ¿Hasta la invención de la agricultura?

La consideración y evaluación de la desertificación heredada es una cuestión relacionada con la anterior, la del estado de referencia. Si nos decantásemos por considerar como referencia el estado original de los ecosistemas, incluiríamos todos los episodios de degradación acaecidos desde la ocupación de los ecosistemas por los humanos.

Sea cual sea la decisión que se tome, tendrá algún grado de subjetividad. Así, el mapa de probabilidad de desertificación presentado podría haberse hecho considerando probabilidades de degradación superiores al 60 %, o al 75 %. ¿Y por qué no al 90 %?, propondrá algún autor. De igual modo, si se opta por un estado de referencia para calcular el grado de deterioro, o por un límite temporal a partir del cual considerar la desertificación heredada, también habrá discusión.

El método científico, lo que propone, entre otras cosas, es enseñar la receta con la que se hizo el guiso. Es decir, dejar claras las hipótesis tras las que surgen los resultados. El método que hemos seguido y el mapa de desertificación resultante son el resultado de una serie de decisiones que puntualmente se han ido detallando.

Esto no es solo bueno para el usuario del producto. También lo es para el autor, que puede consultar en esas instrucciones cómo llegó a su resultado y, por tanto, detectar dónde se puede mejorar. Este mapa, como tantas cosas en la ciencia, no es una verdad absoluta. Es uno de los posibles mapas de desertificación que se pueden hacer. Creemos que es el más robusto que hasta la fecha hemos podido construir. Y también creemos que se puede mejorar con más información e investigación.

Lecturas recomendadas

- THROWER NORMAN J.W. (2002) Mapas y civilizacion: Historia de la cartografía en su contexto cultural y social. Ediciones del Serbal.
- WITTMANN, KR. (2023) La huella de los mapas. GeoPlaneta.
- ZOMER, R.J., XU, J. & TRABUCCO, A. Version 3 of the Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration Database. Sci Data 9, 409 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01493-1>

IV. EL LABERINTO DE LA DESERTIFICACIÓN: 16 CASOS DE ESTUDIO PARA ENTENDER QUÉ ES –Y QUÉ NO ES– LA DESERTIFICACIÓN

*El peor laberinto no es esa forma intrincada que puede atraparnos para siempre,
sino una única y precisa línea recta*

Jorge Luis Borges



A través de dieciséis casos de estudios presentados por más de veinte especialistas en diversas materias relacionadas con la desertificación, esta sección del *Atlas* explora situaciones claramente vinculadas con la desertificación, otras que se confunden con ella, y muchas que pueden devenir o no en degradación según las circunstancias que tengan lugar.

IV.1. Introducción

En 2027 se cumplirán cien años del empleo, por primera vez, del término «desertificación». Fue un ingeniero forestal francés en el África colonial, Louis Lavauden, quien lo acuñó para describir la transformación de tierras productivas de Túnez en desiertos como resultado de la actividad humana en la zona forestal tropical de África. Lavauden, siguiendo una antigua tradición angloeuropea, escribió que «la desertificación es exclusivamente un acto humano. El nómada ha creado lo que llamamos la zona pseudo-desértica». Esta visión colonialista, que culpa a los nativos de deforestar el paisaje y promover el avance del desierto, perdura hasta nuestros días. Las soluciones propuestas consistían en asentar a la población y sus rebaños, y reverdecer el paisaje mediante repoblaciones forestales y expandiendo las tierras de cultivo. Sin embargo, creó un antecedente muy llamativo, como fue el hecho de incluir al ser humano en el origen del problema. La causa fue acertada y corroborada con el tiempo, aunque los mecanismos son mucho más complejos.

A pesar de la importancia que a nivel global se le ha dado al problema, respaldado por el hecho de que una de las tres convenciones de Naciones Unidas se dedica a este problema, el concepto de desertificación no se ha logrado librar de la ambigüedad. Lastrada por sus orígenes coloniales, persiste la idea de que la desertificación es el avance de los desiertos, o que los paisajes áridos son un defecto a corregir y se deben tomar medidas para reverdecerlos. El cambio global ha terminado de distorsionarlo. Por un lado, no parece tener sentido la exclusión de las zonas hiperáridas, puesto que la tecnología e infraestructuras actuales permiten la explotación de estas remotas regiones; ya no es una novedad cultivar en un desierto utilizando las inmensas reservas de agua subterráneas que hay bajo las arenas. Por otro, la deslocalización de los centros de consumo y producción hacen que desplace la degradación de una región a otra, lo que puede sacarla de su ámbito de aridez, inutilizando el concepto de desertificación. La deforestación

de las masas forestales de Sudamérica para cultivar la soja de los piensos que consume la cabaña ganadera en los países mediterráneos es un ejemplo de este nuevo paradigma.

Aun contando con una definición precisa, fruto de una larga maduración conceptual, la desertificación se confunde tanto en esferas populares como académicas. Incapaz de librarse de juicios subjetivos ni de asentar metodologías capaces de cuantificar su magnitud, el último *Atlas mundial de la desertificación*, publicado en 2018, ejemplifica a la perfección el laberinto en el que se encuentra la desertificación, al caer en la paradoja de no presentar un solo mapa de desertificación.

En esta sección del *Atlas* se presentan dieciséis casos de estudio para ahondar en los diversos matices de los paisajes o situaciones que se relacionan con la desertificación. Hablamos de «paisaje» por continuar con la denominación que inicialmente se le dio en el PAND de 2008 a las diversas casuísticas que podían derivar en la degradación del territorio (figura IV.1.1). Posteriormente, en la ENLD de 2022 se han reformulado estos paisajes. Como podemos ver, la erosión en la agricultura se mantiene, aglutinando los dos primeros paisajes del PAND. Por su parte, la tipología y complejidad del regadío en España merece el desarrollo que se le da en la ENLD. Así, el paisaje 4 del PAND resulta en tres tipos de subpaisajes en la ENLD. La ganadería, por su parte, deja de circunscribirse a los sistemas agrosilvopastorales, e incide en su intensificación, que curiosamente puede pasar desapercibida al desarrollarse en grandes naves que se convierten en focos de contaminación puntual. Además, al desacoplar la alimentación de esta cabaña ganadera de su entorno (debido al consumo de piensos elaborados con materias primas cultivadas a decenas, cientos o miles de kilómetros) la huella ambiental se difumina. La ENLD, además, considera el abandono del territorio (incluyendo el de la ganadería

PAISAJES DE DESERTIFICACIÓN	
Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación 2008	Estrategia Nacional de Lucha Contra la Desertificación 2022
1 Cultivos leñosos afectados por la erosión. 2 Cultivos extensivos de secano con riesgo de erosión. 3 Sistemas agrosilvopastorales afectados de sobrepastoreo. 4 Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación. 5 Matorrales degradados y eriales.	1 Cultivos afectados por la erosión. 2 Cultivos de regadío sometidos a procesos de desertificación. 2.1 Agricultura costera dependiente de aguas subterráneas. 2.2 Nuevas superficies de cultivos leñosos en regadío. 2.3 Esquemas de riego continentales y zonas con problemas de salinización de suelos. 3 Procesos de intensificación no sostenibles de la ganadería y con el declive de la ganadería extensiva. 4 Abandono de tierras agrícolas. 5 Ecosistemas forestales en riesgo de degradación por ausencia o insuficiencia de gestión.

Figura IV.1.1. Paisajes de la desertificación del PAND 2008 y de la ENLD 2022.



Figura IV.1.2. La desertificación se ha convertido en un laberinto donde cuesta identificar las salidas. Encontrarlas, en el sentido de identificar qué es y qué no es desertificación, es un paso fundamental para abordar el problema con garantías.

extensiva) como una fuente de degradación. Esa situación se consideraba en el paisaje 5 del PAND. En ese paisaje, que era una especie de cajón de sastre, se incluían varias casuísticas que incluían los incendios forestales o la matorralización del territorio. Sin embargo, la ENLD ha querido resaltar la mala gestión forestal como una importante fuente de desertificación de los ecosistemas forestales.

Nuestra intención a través de los 16 casos de estudio seleccionados es explorar, de forma gradual, aquellas situaciones que no son desertificación, las que pueden o no derivar en desertificación y los casos que claramente encajan en la definición del problema. Sin embargo, esta claridad y la clasificación propuesta no es siempre compartida y es por ello que hablamos del laberinto de la desertificación (figura IV.1.2). Esta metáfora resulta

apropiada porque el objetivo de esta sección es fomentar la comprensión como condición previa para abordar el problema de manera eficaz. Salir del laberinto, por tanto, significa sentar las bases para diseñar soluciones efectivas y coherentes.

Se han propuesto tres situaciones que pueden tener cierta relación con la desertificación, pero que en sí mismas no constituyen un proceso o caso de desertificación. Así, el caso 1 («Sequías, aridez y desertificación: el factor climático») nos señala la importancia de la condición de aridez y de la existencia de sequías para crear un marco propicio a los procesos de desertificación. Como hemos visto en la definición del problema, la aridez es el contexto climático en el que se puede dar la desertificación, mientras que las sequías son una de las variaciones climáticas que pueden desencadenar el problema. Sin embargo, por sí mismas, ninguna de estas condiciones generan degradación. El segundo caso («Geoformas, lo que no es desertificación») aborda una de las principales confusiones alrededor de la desertificación, y es asemejarla con paisajes de origen geomorfológico donde el ser humano no tiene nada que ver. De hecho, muchas de estas geoformas, conocidas como malpaís, son difíciles de transitar y explotar, lo que evita que se degraden. Por último, el caso número 3 («Los perjuicios y beneficios de las emisiones de polvo a la atmósfera») ayuda a aclarar que las calimas y el polvo de origen sahariano que llega a nuestro país no es desertificación, ni el Sahara invade el sur de Europa. Sin embargo, cuando el origen del polvo tiene que ver con las actividades agrícolas y, por ende, con la erosión y la pérdida de suelo, entonces sí podemos hablar de procesos de desertificación. Como se puede apreciar en la figura IV.1.2, los tres casos se sitúan en la parte superior izquierda, en una zona de colores cálidos que los relacionan con el calor, la sequedad y la aridez.

La segunda tipología de casos abarca una abundante escala de grises, que pueden o no considerarse un proceso de desertificación. Así, el caso 4 presenta la matorralización del territorio («La matorralización de las zonas áridas»), que en el PAND de 2008 constituía un paisaje de desertificación. Ello se debe a sus conexiones con los incendios forestales, al alterar su régimen (caso 5 «Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego») o la invasión de zonas de pastoreo, e incluso el abandono rural (caso 11 «Desertificación por abandono de tierras agrícolas»). Son, todas ellas, temáticas relacionadas entre sí, que abordamos en diversos casos de estudio y donde se exponen matices fundamentales para considerarlos o no desertificación. En el fondo, muchos de ello tiene que ver con la gestión del territorio y la consideración de los servicios ecosistémicos versus la rentabilidad del uso del territorio.

El caso 6 («Las plantas invasoras como síntoma y vehículo de degradación») y el 7 («Los procesos de mortalidad del arbolado aceleran la desertificación del territorio») ilustran situaciones de degradación que tradicionalmente no se habían vinculado a la desertificación. El segundo de ellos aparece expresamente en la ENLD de 2022, mientras que el primero, más desconocido en el ámbito de la desertificación, tiene relación con los incendios forestales, pero también con la pérdida de biodiversidad, además de causar pérdidas económicas en el sector agrario. En la casuística expuesta aparecen dos casos relacionados con la ganadería. El caso 9 («La dehesa: Un paisaje cultural que afronta los desafíos del futuro») se dedica a uno de los cinco paisajes del PAND, los sistemas agrosilvopastorales, mostrando que una buena gestión, que pasa, entre otras cosas, por la movilidad del ganado –caso de estudio 8, «Movilizar el ganado para revertir la desertificación»– beneficia al territorio y mejora su condición ambiental, pero incentivos o prácticas que aumenten la presión sobre los recursos pastables pueden convertir de nuevo a la ganadería extensiva en un paisaje de desertificación. Todos estos casos conviven en paisajes más o menos ocre, que a veces se tiñen de verde, lo cual no es garantía de sostenibilidad ni ecológicamente deseable. Ni mucho menos, de que sean casuísticas ajenas a la desertificación, como mostrarán los casos de la última sección. Finalmente, y por su importancia económica, el turismo (caso 11) puede ser

un componente de la desertificación al tener una importante demanda de agua en regiones con un alto estrés hídrico y en el momento más delicado del año desde el punto de vista hidrológico. Aunque no es uno de los paisajes que tradicionalmente se han considerado, el impacto territorial que produce merece su consideración en esta discusión.

Como se señalaba, algunos de los paisajes más verdes son precisamente los más relacionados con la desertificación, como ocurre con la agricultura de regadío (caso 13, «El regadío como fuente de desarrollo y degradación») y el deterioro de las masas de agua subterránea (caso 15, «Encubriendo la desertificación con tecnología: Regadío y desequilibrio hídrico en el sur de España»). La imagen de un vergel en medio de un territorio árido se relaciona más con el progreso que con la desertificación, cuando en realidad ese milagro económico suele ser de carácter efímero y despojar al territorio de su principal activo: el agua. No podía faltar uno de esos casos que recoge el paisaje 1 tanto del PAND 2008 como de la ENLD. Así, el olivar (caso 14) es un tipo de cultivo muy versátil que puede derivar en procesos de erosión, como otras leñosas, ser protagonista de los casos 13 y 15, o ser un vehículo de cohesión territorial y ejemplo de sostenibilidad.

Para cerrar los casos de estudio presentamos dos situaciones que, o bien por desplazamiento en el espacio, o por haber ocurrido en épocas pasadas, cuesta identificarlos como desertificación. En efecto, el desplazamiento espacio-temporal de la degradación es un obstáculo para identificar situaciones de desertificación y ser consciente de su alcance. La desertificación heredada (caso 12) muestra las consecuencias en el largo plazo de un proceso severo de degradación, hasta el punto de que los habitantes del lugar interpretan su paisaje como «árido» o «desértico», ignorando que hace solo algunas décadas o pocos siglos eran un ecosistema maduro con una alta productividad. Por último, y para concluir el inventario de situaciones presentadas, el caso 16 («El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación») muestra cómo el desacoplamiento entre los centros de consumo y producción (debido a fenómenos como la especialización productiva o el hecho de vivir en ciudades) genera un movimiento de materias primas que supone, en la práctica, que la huella ambiental de los consumidores tenga lugar a miles de kilómetros.

A continuación, se presenta un breve resumen de los casos de estudio que componen este laberinto de la desertificación que se exponen con detalle en el resto de esta sección del *Atlas*.

Caso de estudio 1. Sequías, aridez y desertificación: El factor climático.

La desertificación y las sequías son procesos complejos que combinan factores físicos y humanos, aunque a menudo se presentan erróneamente como fenómenos simultáneos en paisajes con escasa vegetación, suelos degradados y baja humedad. En muchos casos se confunde la aridez natural de un territorio con situaciones puntuales de sequía, cuando en realidad son procesos distintos. En España, por sus características climáticas, se registran distintos tipos de sequía asociados a la dinámica atmosférica regional. El sureste peninsular es la zona más afectada por estos episodios debido a factores climáticos y a su localización geográfica. Además, la aridez natural de algunas regiones también está determinada por elementos geológicos y geomorfológicos. No obstante, la aridez no implica necesariamente desertificación. Esta última requiere la intervención humana y puede extenderse más allá de las zonas áridas. Las proyecciones climáticas para muchas regiones españolas apuntan a una reducción de las precipitaciones, mayor evaporación y mayor estrés hídrico. Estas condiciones, unidas a una falta de adaptación humana, podrían favorecer el avance de climas esteparios y desérticos, acelerando así los procesos de desertificación.

Caso de estudio 2. Geoformas, lo que no es desertificación. Uno de los grandes problemas que arrastra la desertificación es la imagen con la que se presenta. Abundan las imágenes de tierras resquebrajadas y de desiertos y dunas. En el caso español se utiliza lo más parecido que tenemos a

un desierto, como son las geoformas de Tabernas o de Bardenas. En este caso de estudio se pretende describir la naturaleza geológica de estas formaciones, que no tienen nada que ver con la desertificación. De hecho, los términos con los que se designan, *badlands* o malpaís, ya advierten de la imposibilidad de utilizarlas, lo que elimina la componente antropogénica de la causa de desertificación.

Caso de estudio 3. Los perjuicios y beneficios de las emisiones de polvo a la atmósfera. Las partículas de polvo emitidas por suelos áridos permanecen suspendidas en la atmósfera durante semanas, afectando al clima, los ecosistemas y la calidad del aire. El polvo también influye en la producción de alimentos y la pesca. En España, el polvo proviene principalmente de dos fuentes: las actividades agrícolas locales y el polvo desértico transportado desde el norte de África. El polvo agrícola es más frecuente en las regiones del sur, como Extremadura, el valle del Guadalquivir, Albacete, Cuenca, Murcia y Alicante, en terrenos agrícolas dedicados al olivo, la almendra, cereales y hortalizas. El mayor punto caliente está en Jaén, donde las observaciones desde satélite muestran un terreno dañado por la maquinaria agrícola, que rompe las costras geológicas y biológicas naturales del suelo. Las emisiones de polvo agrícola provocan la pérdida de minerales, nutrientes y materia orgánica, contribuyendo a una degradación del suelo que puede mitigarse dejando crecer la cubierta vegetal. Por otro lado, la intensidad de los eventos de polvo desértico norteafricano ha experimentado un fuerte aumento. Entre 2020 y 2022, España experimentó episodios récord de polvo sahariano, con concentraciones de polvo que alcanzaron los $5254 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (promedio de 1 hora) en Gran Canaria (22 de febrero de 2020) y los $3069 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (promedio de 24 horas) en Almería (15 de marzo de 2022). La evolución, a futuro, de los impactos del polvo en España dependerá de la gestión de los terrenos agrícolas y del grado en que el cambio climático influya en el transporte de polvo sahariano y la prevista expansión hacia el norte de las tierras áridas del norte de África.

Caso de estudio 4. La matorralización de las zonas áridas. La expansión arbustiva, entendida como el aumento en la abundancia o cobertura de especies leñosas en zonas donde anteriormente estaban ausentes o eran muy escasas, es un proceso ampliamente debatido en cuanto a sus consecuencias sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Algunos científicos sostienen que esta expansión incrementa la heterogeneidad y concentra los escasos recursos disponibles (agua y nutrientes) bajo los arbustos, lo que podría comprometer el crecimiento vegetal y, por tanto, la disponibilidad de forraje y la protección del suelo. Otros, en cambio, consideran que se trata de un proceso beneficioso de recuperación frente a perturbaciones, con efectos positivos sobre la biodiversidad, el secuestro de carbono y la salud general del ecosistema.

En este caso se revisa la expansión arbustiva como un fenómeno de escala global, con características particulares en el caso de España. Se analiza en qué contextos –considerando clima, uso del suelo y cobertura vegetal– pueden esperarse efectos positivos o negativos de la proliferación de especies leñosas sobre distintas propiedades ecológicas. Se presta especial atención a las relaciones entre la expansión arbustiva y tres indicadores comúnmente utilizados para evaluar la desertificación: el carbono orgánico del suelo, la erosión del suelo y la productividad primaria vegetal.

Caso de estudio 5. Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego. Los incendios forestales son en sí mismo un campo que se presta a la ambigüedad. Cuando los incluimos en el paradigma de la desertificación (paisaje «Matorrales degradados y eriales» del PAND 2008), la confusión está servida. Es necesario hablar de los incendios como un elemento natural del paisaje mediterráneo, como son las sequías, y de la evolución del paisaje hacia un territorio que ofrece mayor riesgo de incendios que se salen de los parámetros naturales. La acumulación de material inflamable, (como consecuencia del subpastoreo, o de repoblaciones

inadecuadas), unida al calentamiento global, pueden llevar a situaciones en las que se produzcan grandes incendios que eliminen la cubierta vegetal. En este punto pueden pasar varias cosas: matorralización indeseable o solapamiento con lluvias torrenciales que den lugar a procesos de erosión y pérdida de suelo fértil. Sin embargo, el escenario puede ser menos catastrófico y la superficie quemada puede regenerarse. Todas estas variantes son la materia para este caso de estudio.

Caso de estudio 6. Las plantas invasoras como síntoma y vehículo de degradación. Las invasiones de plantas exóticas son un componente crucial, aunque a menudo subestimado, de los procesos de desertificación en España. Sus impactos ecológicos y socioeconómicos son cada vez más evidentes, e implican tanto a especies con una larga historia de introducción (por ejemplo, *Arundo donax*) como a otras introducidas más recientemente (por ejemplo, *Cenchrus setaceus*). Así, las plantas invasoras exóticas amenazan la biodiversidad nativa, reducen la productividad de tierras agrícolas y de pastoreo, y alteran procesos ecosistémicos clave como la disponibilidad de agua, la estabilidad del suelo y los regímenes de incendios.

En los paisajes áridos y semiáridos de España, donde la resiliencia natural ya está comprometida, la invasión de plantas exóticas puede acelerar la degradación del suelo y agravar la desertificación. Además, su interacción con otros factores del cambio global puede generar bucles de retroalimentación que desestabilicen aún más estos ecosistemas frágiles. Integrar la gestión de plantas exóticas invasoras en programas ambientales y de restauración más amplios es esencial para prevenir una mayor degradación, mantener los servicios ecosistémicos y apoyar a las comunidades locales que dependen de estos territorios secos y vulnerables. Una gestión eficaz puede, por tanto, desempeñar un papel clave en la mitigación de la desertificación y en la promoción de la sostenibilidad ecológica a largo plazo en España.

Caso de estudio 7. Los procesos de mortalidad del arbolado aceleran la desertificación del territorio. La mortalidad arbórea tiene efectos ecológicos a largo plazo sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Una preocupación asociada al aumento de la mortalidad forestal es su potencial para agravar los procesos de desertificación. La reducción rápida y extensa de la cobertura vegetal puede modificar los procesos ecohidrológicos, provocando mayores pérdidas netas de agua y suelo, lo que retroalimenta la pérdida de productividad y el deterioro del vigor de la vegetación, generando una espiral de desertificación. Una vez que estos procesos (mortalidad–desertificación) se inician, los cambios en la pérdida de vegetación y los patrones de erosión pueden persistir durante décadas. Prevenir la mortalidad forestal mediante la gestión forestal puede no ser viable debido a la gran extensión de las áreas potencialmente afectadas. La regulación de la densidad (por ejemplo, a través de clareos) puede ser una estrategia de gestión para reducir la vulnerabilidad de las masas forestales a los procesos de mortalidad y, por tanto, a la desertificación. No obstante, en términos generales, las opciones limitadas de manejo para prevenir la mortalidad forestal resaltan la necesidad de nuevas investigaciones que mejoren la capacidad de predecir las consecuencias ecohidrológicas de la mortalidad y su impacto en la desertificación.

Caso de estudio 8. Movilizar el ganado para revertir la desertificación. La ganadería es considerada como una amenaza de desertificación debido a que su excesivo pastoreo elimina la cubierta protectora del suelo. Además de esta degradación cuantitativa, la preferencia por determinadas especies puede cambiar la composición de un pastizal, generando una degradación de tipo cualitativo. Sin embargo, el ganado, bien manejado, puede ser una buena herramienta para revertir procesos de degradación. La base de esta gestión se apoya en la correcta movilidad del ganado. Con ello, se aprovecha su papel fertilizador y estimulador (hay muchas especies adaptadas a la herbivoría) y se añade al territorio una posibilidad de desarrollo económico

que permite aprovechar unos recursos que solo el aparato digestivo de los rumiantes es capaz de convertir en valor económico.

Caso de estudio 9. La dehesa: un paisaje cultural afrontando los desafíos del futuro. La dehesa (o montado) es un sistema agroforestal tradicional agrosilvopastoral del suroeste de la península ibérica, caracterizado por la presencia dispersa de árboles del género *Quercus*, razas ganaderas autóctonas y una capa herbácea diversa. Reconocida por su alto valor natural, cultural y económico, la dehesa proporciona servicios ecosistémicos esenciales, sustenta la biodiversidad y constituye un paisaje cultural único.

Sin embargo, este sistema se enfrenta actualmente a importantes desafíos que amenazan su sostenibilidad a largo plazo. Entre ellos destacan la degradación del suelo (como la erosión o la mortalidad arbórea), la escasa regeneración natural de los árboles y las presiones derivadas de cambios socioeconómicos, como el abandono de prácticas tradicionales, la intensificación agrícola y los efectos del cambio climático.

Este caso sintetiza las características ecológicas y socioeconómicas de la dehesa, explora sus complejidades inherentes y los principales factores que impulsan su degradación. Se subraya la importancia de entender la dehesa como un sistema socioecológico complejo, en el que las prácticas de gestión son fundamentales para su estructura y funcionamiento. Se destacan aspectos clave como la falta de regeneración arbórea, la salud del suelo y el impacto de las políticas agrarias, y se proponen estrategias para su gestión sostenible, como facilitar la regeneración natural, promover usos tradicionales, controlar enfermedades e implementar incentivos económicos vinculados a los servicios ecosistémicos.

Caso de estudio 10. Desertificación por abandono de tierras agrícolas. El abandono de tierras es un fenómeno muy extendido en España, especialmente en las zonas montañosas mediterráneas y las regiones semiáridas, donde constituye un factor clave de la degradación del suelo y la desertificación. Este capítulo analiza las consecuencias medioambientales del abandono de las tierras agrícolas, centrándose específicamente en la erosión del suelo y los procesos de conservación. Si bien el abandono de tierras puede iniciar la sucesión ecológica y conducir a la recuperación de la calidad del suelo, este resultado no está garantizado. En muchos casos, los procesos de degradación persisten o se intensifican, especialmente cuando el cultivo ha agotado previamente la fertilidad del suelo, cuando se han abandonado las prácticas tradicionales de conservación del suelo y el agua, como la construcción de terrazas, o cuando los incendios forestales recurrentes inhiben el rebrote de la vegetación. En los entornos semiáridos, las escasas precipitaciones y la alta erosión del suelo limitan aún más la recuperación de la vegetación, facilitando la formación de costras, la concentración de la escorrentía y el desarrollo de barrancos. Basándose en datos de diversas regiones españolas, el estudio subraya la importancia de las estrategias de gestión específicas para cada lugar, destinadas a mitigar los efectos adversos del abandono y mejorar los servicios ecosistémicos. Sin las intervenciones adecuadas, el abandono de la tierra puede exacerbar la erosión, reducir la biodiversidad y aumentar el riesgo de degradación irreversible, comprometiendo la sostenibilidad a largo plazo en paisajes vulnerables.

Caso de estudio 11. Turismo e impacto hídrico: una preocupante convergencia en tiempo y espacio. El sector turístico español es un motor de la economía española. En el año 2024 ha sido el segundo país del mundo que más turistas extranjeros ha recibido (93,8 millones), tan solo superado por Francia. El turismo en España es, por lo tanto, un sector productivo que genera empleo y que ha supuesto en 2024 el 13,1 % del PIB. Al igual que otros sectores productivos, el turismo consume recursos hídricos. El análisis realizado al respecto muestra que el consumo de agua por persona en las viviendas de uso turístico es similar al consumo residencial, mientras que el consumo por persona en establecimientos hoteleros es aproximadamente cuatro veces el consumo residencial. Por otro lado, se pone de manifiesto

que el modelo de turismo concentrado, que es el seguido por Benidorm, genera un consumo de agua unitario menor que el modelo extendido. Otra cuestión de gran relevancia es que los destinos turísticos españoles que más visitantes reciben se encuentran ubicados en zonas de estrés hídrico muy elevado y, además, se concentran en los meses veraniegos, que son los meses en los que ese estrés hídrico se agudiza. Esto significa que el consumo de agua del sector turístico debe ajustarse en situaciones en las que haya que realizar restricciones en el consumo.

Caso de estudio 12. Desertificación heredada: Minería, deforestación y abandono en la sierra de Gádor (Almería). Una de los tipos de desertificación que dejan más patente la duradera huella del problema es la desertificación heredada. La tala indiscriminada de muchas sierras del SE peninsular, y la consiguiente pérdida de suelo, muestra las consecuencias de coyunturas que dieron lugar a un enriquecimiento tan rápido como efímero. Este caso es representativo del escenario o paisaje de desertificación denominado «Matorrales degradados y eriales», una suerte de fondo de saco, donde se incluye la matorralización o la creación de paisajes más inflamables y con riesgo de incendios. Un elemento común a todas las variantes de este escenario es el abandono del territorio, resultado del enorme trasvase demográfico del campo a la ciudad. En algunos casos, como este, la degradación del territorio restó posibilidades de desarrollo, y ello explica, al menos en parte, su despoblación; en otros, la degradación es consecuencia del abandono (por ejemplo, episodios de erosión debidos a la falta de mantenimiento de estructuras como bancales). Este caso es útil para (i) ilustrar la persistencia de la degradación, es decir, el carácter irreversible de la desertificación a escala humana, (ii) mostrar un caso de deforestación, y (iii) añadir un uso del suelo, la minería, que complementa a la actividad económica más relacionada con la desertificación actualmente, la agricultura.

Caso de estudio 13. El regadío como fuente de desarrollo y degradación. La idea de que el regadío actúa como freno al avance del desierto es frecuente, y se basa en la errónea asociación entre aridez y desertificación, así como en la atracción por los paisajes verdes. Sin embargo, en paralelo al declive de las huertas tradicionales, la nueva agricultura agroindustrial altamente intensiva se ha expandido durante décadas, generando diversos impactos ambientales, muchos de ellos vinculados a procesos de desertificación. Entre estos efectos destacan la sobreexplotación de los acuíferos, que a su vez ha provocado la pérdida o degradación de manantiales y ecosistemas asociados, humedales y otros puntos de agua. Esta creciente aridificación del paisaje debe interpretarse como un síndrome de desertificación asociado al uso insostenible del agua. La expansión del regadío agroindustrial ha dado lugar a otros efectos relacionados con la desertificación, como la salinización del agua y los suelos, el aumento de los procesos erosivos y otros impactos negativos, como la ocupación de hábitats naturales, el incremento de la contaminación difusa de origen agrícola, la generación de procesos de eutrofización –como el que afecta a la laguna costera del Mar Menor (Murcia, España)– y el aumento de los daños por inundaciones debido al incremento de la escorrentía y el arrastre de sedimentos desde estas zonas de regadío intensivo. Se requiere una transición hídrica justa que permita reducir la desertificación asociada a una gestión inadecuada del agua.

Caso de estudio 14. La desertificación del olivar: Un desafío complejo para un sistema agrícola diverso. Este caso analiza el riesgo de desertificación en el cultivo del olivo en España, un sistema agrícola mediterráneo dominante. Se definen tres tipologías principales de olivar: tradicional (en pendientes pronunciadas o en paisajes llanos-ondulados), intensivo y superintensivo, destacando un importante gradiente de productividad entre ellas. Las principales amenazas para la sostenibilidad identificadas son la degradación del suelo (principalmente por erosión hídrica y bajo contenido de carbono orgánico) y la presión sobre los recursos hídricos debido a la expansión del riego. Históricamente, las prácticas de manejo del

suelo que mantenían el suelo desnudo aceleraron la erosión, con estudios que muestran pérdidas de suelo que se cuadruplicaron (por ejemplo, de aproximadamente 20 a 80 t ha⁻¹ año⁻¹) tras la mecanización en los años 60.

Diversas investigaciones demuestran que el uso de cubiertas vegetales temporales (CV) reduce significativamente la erosión y mejora la calidad del horizonte superficial del suelo en comparación con el laboreo (LC) o la gestión sin labranza con herbicidas (NLH). Sin embargo, la implementación de las CV conlleva un riesgo importante de pérdida de rendimiento por competencia hídrica si no se gestiona adecuadamente. El riego, mayoritariamente en régimen de déficit, ha incrementado los rendimientos, pero también ha intensificado la presión sobre los recursos hídricos, especialmente en zonas vulnerables, con el riesgo de agravarse debido al cambio climático. A pesar de ello, las limitaciones económicas de las explotaciones y la falta de asesoramiento técnico dificultan la adopción generalizada de prácticas de conservación.

Abordar la desertificación requiere soluciones integradas a nivel de finca: optimizar el uso de cubiertas vegetales, aplicar una gobernanza eficaz del agua, apoyar la producción sostenible de secano, compensar la reversión del uso del suelo y desarrollar variedades resistentes a la sequía. La diversidad de los sistemas de olivar exige estrategias específicas que combinen medidas socioeconómicas y técnicas.

Caso de estudio 15. Encubriendo la desertificación con tecnología: Regadío y desequilibrio hídrico en el sur de España. En este caso se analizan brevemente los efectos de la expansión de una nueva agricultura intensiva de regadío sobre los procesos de desertificación en la región mediterránea. En primer lugar, se examina cómo la intensificación en las nuevas tierras de regadío conduce a la desertificación y, al mismo tiempo, cómo este proceso «oculta» sus propias consecuencias. A continuación, se presenta cómo funcionan los procesos de degradación in situ. Sin embargo, aunque

localmente la degradación queda enmascarada por la intensificación, mostramos cómo los procesos de desertificación en curso se reflejan de forma indirecta en la dinámica hídrica a gran escala, tanto en la hidrología superficial como en las aguas subterráneas, a veces con efectos paradójicos. Este mecanismo se ilustra mediante tres estudios de caso paradigmáticos del sur de España. Finalmente, se discute por qué el debate sobre la desertificación se distorsiona fácilmente debido a los efectos ocultos tras los «campos verdes» y cómo puede abordarse la degradación de la tierra inducida por las nuevas áreas de regadío.

Caso de estudio 16. El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación. Este caso analiza cómo la globalización distorsiona los enfoques convencionales sobre la desertificación al desvincular geográficamente los lugares donde ocurre la degradación ambiental de aquellos donde se produce el consumo de recursos. Tradicionalmente, la desertificación se ha abordado a nivel nacional o regional, con estrategias como el Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND) de España, centradas en el uso del suelo local. Sin embargo, la globalización de los mercados de alimentos y piensos ha desplazado los impactos ambientales al extranjero, especialmente a través de la importación de soja y cereales destinados a la ganadería intensiva. Aunque los indicadores nacionales puedan mostrar recuperación del suelo y una reducción del sobrepastoreo, estas mejoras a menudo coinciden con la externalización de la degradación de tierras hacia ecosistemas ricos en biodiversidad en América del Sur, donde se cultivan estos alimentos. El capítulo también examina las consecuencias ambientales de las exportaciones españolas de frutas y hortalizas, incluyendo la sobreexplotación y contaminación de acuíferos, asociadas a la demanda internacional. Los marcos actuales, como la neutralidad en la degradación de tierras (NDT), no contemplan adecuadamente la dimensión transnacional de la degradación moderna. Los autores abogan por redefinir y medir la desertificación en un contexto globalizado, destacando la necesidad de cooperación internacional y reparto de responsabilidades.

IV.2. Caso de estudio 1. Sequías, aridez y desertificación: El factor climático

Jorge Olcina Cantos¹ y Javier Martí Talavera²

¹Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad de Alicante.

²Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio «Ramón Margalef», Universidad de Alicante.

Las sequías como parte de un cóctel llamado desertificación

Nos hemos acostumbrado a ver imágenes, en los medios de comunicación, en publicaciones, de suelos cuarteados, generalmente en fondos de embalses sin apenas agua durante periodos de sequía, acompañados de titulares que afirman que España «se convierte en un desierto» (Tello, 2021) (figura IV.2.1). Hay una asociación indebida entre sequía y desertificación que se entienden como procesos simultáneos que tienen como efecto final la transformación de un espacio geográfico en un territorio sin vegetación, con el suelo degradado, sin humedad, en un proceso de deterioro biogeográfico continuado. Se confunde lo coyuntural (sequía) con lo estructural (aridez) como estados que configuran o que modelan un paisaje (Beguería *et al.*, 2025).

Si un territorio con aridez sufre efectos continuados de falta de precipitaciones, en una secuencia temporal muy larga (décadas), las características de su suelo pueden experimentar un estadio de degradación de sus componentes físico-químicos y biogeográficos hasta alcanzar un periodo de no retorno que culminaría en un proceso de desertificación por causas exclusivamente naturales. Lo mismo ocurre con los acuíferos existentes en él. A ello hay que añadir los factores humanos que agravan este proceso natural. Hay dos premisas importantes que se deben cumplir para alcanzar este último estadio: condición de aridez y eventos de sequía prolongados, continuados en una secuencia temporal larga. En definitiva, ello supone un cambio en las condiciones climáticas de partida de dicho territorio (Carvalho *et al.*, 2022). Aridez, por tanto, no es sinónimo de desertificación. La desertificación requiere la intervención del factor humano. De hecho,



Figura IV.2.1. Suelo cuarteado. Embalse de Amadorio en 2014 (Villajoyosa, Alicante). Asociación errónea entre sequía, aridez y desertificación. Foto de Jorge Olcina.



Figura IV.2.2. Cárcavas en margas de Araguás del Solano. Prepirineo de Huesca. Fuente: García Ruiz, J. M. y Lasanta, T. (2018).

los procesos de desertificación se pueden desencadenar al tratar de «combatir» la aridez o de solucionar coyunturas de sequía, si se propician, por ejemplo, cambios intensivos y de gran escala geográfica en el uso del suelo (paso de secano a regadío). Desarrollo y desertificación llegan a compartir los mismos agentes impulsores. Si el desarrollo no hace caso de las señales de deterioro del medio, se inicia un proceso de desertificación sin retorno (figura IV.2.2).

La aridez, una característica geográfica del territorio

La condición de aridez de un espacio geográfico no depende solo de los rasgos climáticos. Es cierto que la relación entre temperaturas altas, que favorecen la evaporación de la humedad atmosférica, y un registro de precipitaciones pequeño favorecen un mayor grado de aridez de un territorio. Esto significa que la aridez es una condición que adquieren los territorios en periodos largos de tiempo (siglos) de funcionamiento de unas condiciones climáticas. Pero la aridez tiene que ver también con los rasgos geomorfológicos de un territorio (litología, formas, pendiente). La composición litológica de un espacio geográfico es fundamental para el establecimiento de vegetación y la conformación de un paisaje natural. Las litologías

sedimentarias de fracción fina (arcillas, margas, arenas) dificultan el desarrollo de suelos maduros y originan paisajes con escasa cobertura vegetal. Esto no quiere decir que estos paisajes no tengan una riqueza biogeográfica y una biodiversidad elevada, adaptada a los rasgos del suelo donde se localizan (Paniagua *et al.*, 2019).

Si convergen litologías blandas y condiciones climáticas de poca precipitación y elevada evaporación, el grado de aridez de un territorio aumenta. Esto es lo que ocurre en amplias zonas del sureste peninsular, pero también en áreas del sector central del valle del Ebro o de las depresiones del Duero, Tajo y Guadiana. Además, si dichas litologías se manifiestan en formas de relieve con pendiente elevada, los procesos erosivos suelen afectar estos espacios, impidiendo la formación de suelos maduros. Por ello, hay territorios de zonas de montaña, con clima de precipitaciones medias abundantes, que presentan una fisonomía de espacio árido, debido a los arrastres que tienen lugar en áreas de pendiente elevada (figura IV.2.2).

En Canarias las litologías volcánicas y las escasas precipitaciones que se registran en los sectores no expuestos a los vientos alisios (precipitación horizontal ligada al mar de nubes) favorecen el desarrollo de paisajes áridos, especialmente en las islas centrales (Tenerife, Gran Canaria) y orientales.

A ello se suma la transformación de suelos volcánicos en áreas de agricultura comercial que explotan recursos acuíferos confinados en los relieves volcánicos; un proceso que aumenta la posibilidad futura de generación de áreas de desertificación si se produce el abandono de la actividad agraria (García-Rodríguez, *et al.*, 2016) (figura IV.2.3).

¿Sequía o sequías en España?

La asociación entre sequías y desertificación no resulta, por tanto, correcta. Hablamos de procesos de duración diferentes, de estado físico del territorio distinto (coyuntural y estructural) y con participación de agentes causales no directamente atmosféricos que son, asimismo, diversos. De entrada, en España no se puede hablar de «sequía» en singular. Hay diferentes modalidades de sequía, en función del territorio afectado y de las causas atmosféricas que originan estas secuencias de reducción de precipitaciones respecto a los valores medios anuales en cada uno de ellos. En 2001, Olcina realizó una tipología inicial de sequía en España, tras el análisis de los efectos de la secuencia seca –de impronta regional diferente– ocurrida en España entre 1989 y 1995. A partir de ahí se diferenciaron tres tipos de sequías en España, con efectos diferentes en la disponibilidad de recursos hídricos y en el impacto socioeconómico: sequías ibéricas, sequías cantábricas y sequías surestinas; a las que se añadían las secuencias secas ocurridas en el archipiélago canario, con similitud cronológica con las sequías surestinas (Olcina, 2021). A estas modalidades de sequía se puede sumar las secuencias que afectan al

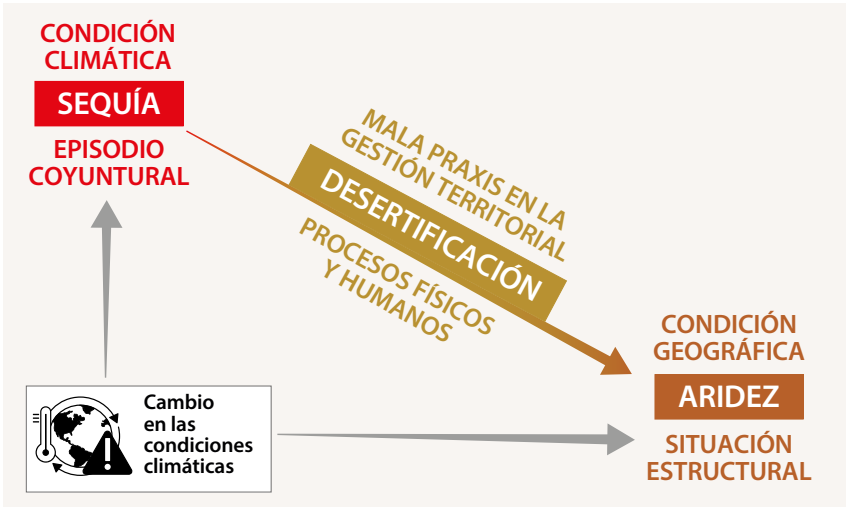


Figura IV.2.3. Sequía, aridez, desertificación. Fuente: elaboración propia.

noreste peninsular (Cataluña) que encuentran también causa atmosférica específica (figura IV.2.4).

En general, asistimos a una secuencia seca cuando la presencia de anticiclón en la atmósfera sobre la península Ibérica supera los 150 días, y el 50 % de esas jornadas deben ocurrir entre marzo-abril y octubre-diciembre. A ello se une, regionalmente, el desarrollo de configuraciones atmosféricas poco proclives al desarrollo de precipitaciones. Por ejemplo, la

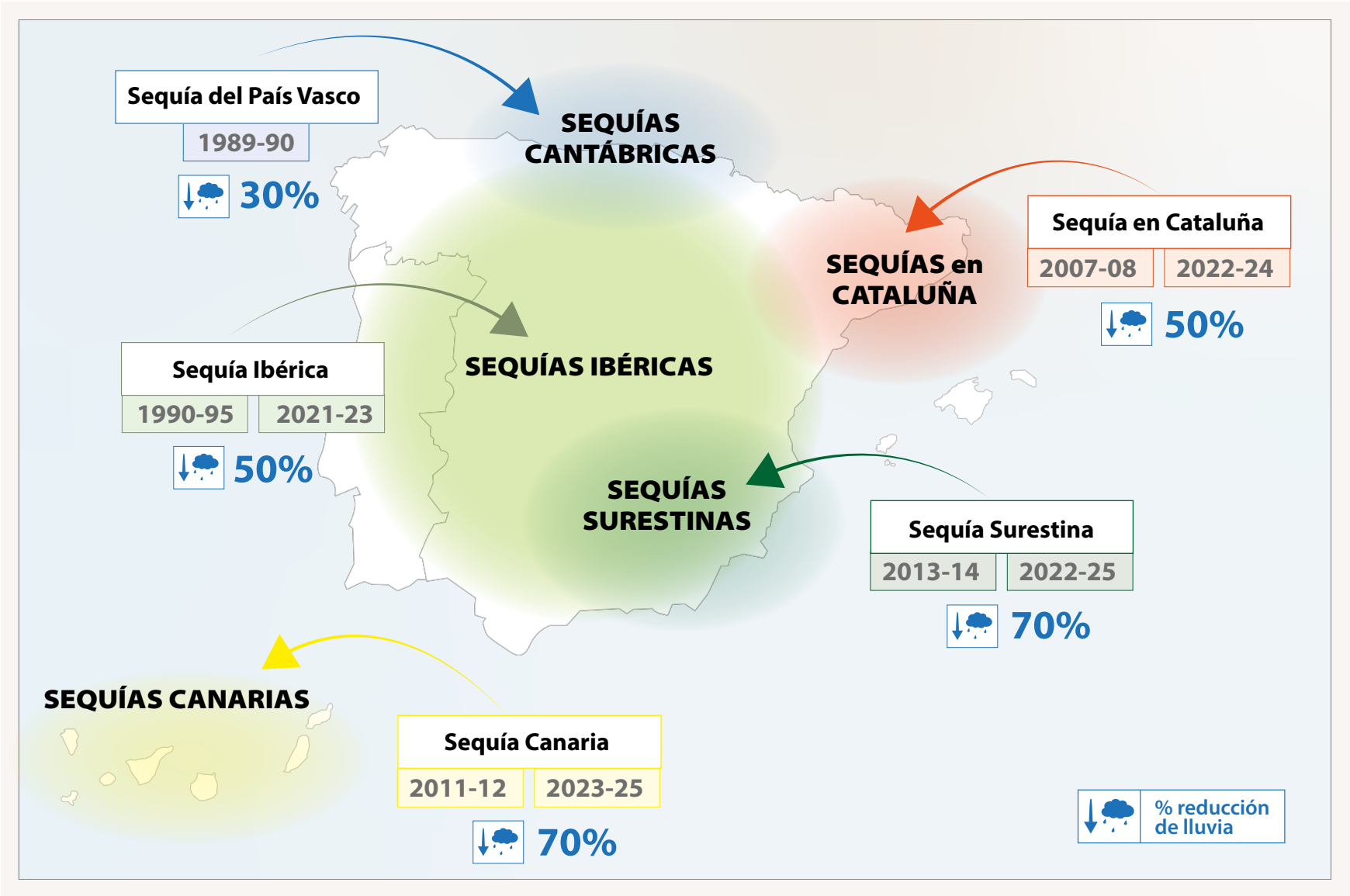


Figura IV.2.4. Tipología de sequías en España. Elaboración propia.

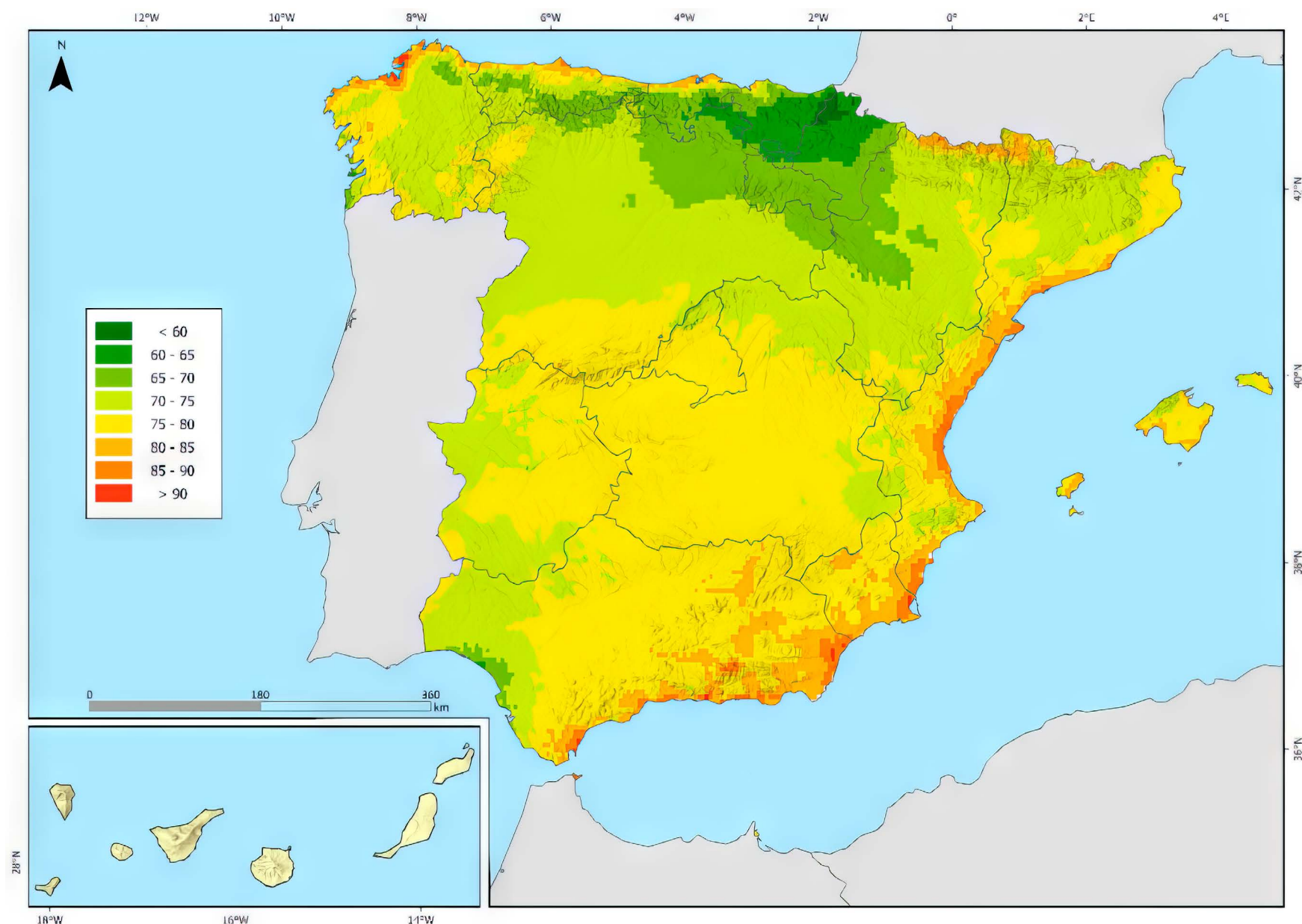


Figura IV.2.5. Proyección de número de días cálidos en España peninsular y Baleares (RCP 8.5). Horizonte 2041-2070. Anomalía respecto al periodo base (1971-2000).

Fuente: visor AdapteCCa. Disponible en: [www. http://adaptecca.es/](http://adaptecca.es/)

(*días cálidos=número de días en un periodo de tiempo cuya temperatura máxima supera el percentil 90 de un periodo climático de referencia).

entrada de borrascas atlánticas que dejan lluvia en gran parte del territorio peninsular (oeste y centro) apenas tienen efectividad pluviométrica en el litoral mediterráneo y especialmente en el sureste ibérico; de ahí que esa configuración atmosférica, frecuente en los meses fríos del año en España, se comporta como una situación que favorece el mantenimiento de condiciones de sequía en el sureste peninsular (Trullenque *et al.*, 2024).

Se han llevado a cabo estudios de relación entre las secuencias de sequía desarrolladas en el territorio español, con mecanismos de oscilación atmosférica que ocurren en la cuenca del Pacífico (ENSO), del Atlántico (NAO) o del Mediterráneo (WeMo). Con la fase negativa del índice de oscilación meridional se vinculan las sequías ibéricas, con un índice NAO positivo se asocian las sequías cantábricas (Olcina, 2001) y con un valor de la oscilación mediterránea positiva se relacionan las sequías en las regiones mediterráneas (Oliva *et al.*, 2006). Aunque estas asociaciones no resultan concluyentes debido a las particularidades geográficas que presenta el territorio español.

Desde la segunda mitad del siglo XX a la actualidad, se puede afirmar que el desarrollo de secuencias atmosféricas de sequía no han generado, por sí solas, condiciones de desertificación en España. Han tenido un peso

mayor los factores humanos en la generación de condiciones de desertificación. El aumento de los consumos agrarios y urbanos por encima de los recursos naturales existentes en los territorios, la deficiente gestión del agua basada en principios de continuada oferta que no corresponde con la realidad climática existente, la pérdida de suelo fértil en las transformaciones urbanísticas de muchas áreas del este y sur peninsular, así como en el archipiélago canario, son las razones principales de generación de espacios «desertizados» que ha tenido una dinámica mayor al propio desarrollo de secuencias de sequía en España.

Cambio climático, sequías, aridez y desertificación.

En el contexto actual de cambio climático los procesos de aridez tienden al aumento. La subida de temperaturas proyectada en España (AEMET, 2024) y la mayor irregularidad de las precipitaciones con tendencia decreciente en muchas cuencas hidrográficas van a favorecer la condición de aridez en mucha más extensión del territorio español. De manera que a los factores humanos que generan procesos tendentes a la desertificación de un espacio geográfico se suma, ahora, el desarrollo de condiciones climáticas más adversas, favorecedoras de sequías intensas y de procesos de aridez.

El resultado será la génesis de entornos potenciales de desertificación más extensos en nuestro país.

En latitudes ibéricas, el cambio climático se manifiesta no solo a través del aumento de las temperaturas y una pérdida generalizada del confort térmico, sino también mediante un comportamiento más irregular de las precipitaciones y la alteración de los patrones estacionales de lluvia (Cramer *et al.*, 2018; Meseguer-Ruiz & Olcina, 2023). Junto a ello se presentan en una mayor intensidad y frecuencia los eventos meteorológicos extremos, relacionados con la temperatura y la precipitación. Esto último está en relación con la propia intensificación de los procesos de reajuste energético planetario en el contexto de un balance energético desajustado y con el calentamiento de los mares que rodean el territorio peninsular y, especialmente, de la cuenca del Mediterráneo (Olcina *et al.*, 2024).

Las proyecciones de temperatura para escenarios de emisiones moderadas o altas señalan un aumento de la temperatura media anual, así como del número de días calurosos al año en gran parte del territorio español. Las regiones del Cantábrico experimentarían un cambio menos brusco que el resto del territorio español (Adaptecca, 2025). La proyección del incremento de calor estival y de la duración de las olas de calor favorecerán el aumento de las condiciones de evaporación real y de evapotranspiración. Estos últimos muestran valores superiores a 110 mm/día al año en gran parte del sur peninsular (cuencas del Tajo, Guadiana, Guadalquivir y sureste peninsular). En definitiva, la evolución térmica prevista en el territorio proyecta una disminución de la reserva de agua en el suelo (figura IV.2.4).

Diferentes estudios han analizado el cambio en los patrones estacionales de la precipitación en España (Ruiz-Sinoga *et al.*, 2011; Acero, 2012; Serrano-Notivol, 2017; CEDEX, 2021; Senent-Aparicio *et al.*, 2023; González-Hidalgo *et al.*, 2023 y 2024), destacando el proceso de «mediterraneización» de los máximos de precipitación hacia el oeste peninsular (sector de la cordillera Ibérica), con pico principal de lluvias en otoño (González-Hidalgo *et al.*, 2010).

La sequía se ha convertido en un tema de estudio importante para la planificación hidrológica en España (Vicente-Serrano, 2021). Hay incertidumbre sobre la duración de las sequías que se están produciendo desde que comenzó el siglo actual. Frente a las largas secuencias que ocurrían en la segunda mitad del siglo XX, que generaban sequías de ámbito ibérico –sequías ibéricas– con una duración entre 3 y 5 años (año civil), las sequías que han ocurrido en el siglo XXI son muy intensas, pero con una duración temporal menor (uno o dos años) (González *et al.*, 2020; Torelló-Sentelles *et al.*, 2022; Trullenque-Blanco *et al.*, 2024).

A los efectos naturales del cambio climático –como una menor disponibilidad de agua– se suman las actividades humanas que intensifican el estrés hídrico en España, como el aumento del consumo agrícola y urbano. Los planes hidrológicos actuales (2021-2027) mantienen el enfoque tradicional basado en ampliar la oferta de recursos hídricos, a pesar de que el MITERD recomienda reducir el uso de agua en un 15 % para 2050. Este contexto dibuja un escenario de mayor competencia por un recurso cada vez más escaso, con episodios hidrológicos extremos más frecuentes y territorios más áridos. Las decisiones humanas serán clave para reducir los impactos del cambio climático y evitar que se superen umbrales críticos de reversibilidad.

Referencias

ACERO, F.J., GALLEGU, M.C., GARCÍA, J.A. (2012). Multi-day rainfall trends over the Iberian Peninsula. *Theor Appl Climatol* 108, 411-423. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0534-5>

Adaptecca (2025). *Visor de escenarios sobre cambio climático*. Madrid, Oficina Española de Cambio Climático, Fundación Biodiversidad. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: <http://adaptecca.es>

AEMET (2024). *Proyecciones climáticas para el siglo XXI. AR6: Escenarios PN-ACC*. Madrid. Disponible en: https://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat/proyecciones-AR6

ARAUHETES, A., OLCINA CANTOS, J. (2019). The potential of sustainable urban drainage systems (SuDS) as an adaptive strategy to climate change in the Spanish Mediterranean. *International Journal of Environmental Studies*, 76(5), 764-779. <https://doi.org/10.1080/00207233.2019.1634927>

BEGUERÍA, S., TRULLENQUE-BLANCO, V., VICENTE-SERRANO, S.M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C. (2025). Aridity on the Rise: Spatial and Temporal Shifts in Climate Aridity in Spain (1961-2020). *Journal of Climatology*. DOI: 10.1002/joc.8775

CARVALHO, D., PEREIRA, S., SILVA, R. & ROCHA, A.. (2022). Aridity and desertification in the Mediterranean under EURO-CORDEX future climate change scenarios. *Climatic Change*. 174. 10.1007/s10584-022-03454-4.

CEDEX (2021). *Impacto del cambio climático en las precipitaciones máximas en España*, Madrid. Centro de Estudios Hidrográficos, 404 p.

CRAMER W.; GUIOT J.; FADER, M.; GARRABOU, J.; GATTUSO, J.P.; IGLESIAS, A.; LANGE, M.A.; LIONELLO, P.; LLASAT, M. C.; PAZ, S.; PEÑUELAS, J.; SNOUSSI, M.; TORETI, A.; TSIMPLIS, M.N.; XOPLAKI, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change* 8, 972-980, doi: <https://10.1038/s41558-018-0299-2>

CRESSWELL-CLAY, N., UMMENHOFER C.C., THATCHER D.L., WANAMAKER A.D., DENNISTON R.F., ASMEROM, Y., POLYAK V.J. (2022). Twentieth Century Azores High expansion unprecedented in the last 1200 years. *Nature Geoscience*, doi: <https://10.1038/s41561-022-00971-w>

DOMÍNGUEZ-CASTRO F., VICENTE-SERRANO S.M., TOMÁS-BURGUERA M., *et al.* (2019). High spatial resolution climatology of drought events for Spain: 1961-2014. *Int J Climatol.*, 39: 5046-5062. <https://doi.org/10.1002/joc.6126>

GARCÍA BAUTISTA, A., LOBERA, RODRÍGUEZ, C., DOMINGO CATALÁN, G., HERRERA GRAO, T. (2024). *Informe sobre planes hidrológicos españoles del tercer ciclo: consideración del cambio climático y aspectos clave de la Directiva Marco del Agua*. ClientEarth, 264 p. Disponible en: <https://www.clientearth.es/media/nldbc0vv/informe-final-completo.pdf>

GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.-L., GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. J. & CASTILLA-GUTIÉRREZ, C. (2016). Human Heritage and Sustainable Development on Arid Islands: The Case of the Eastern Canary Islands. *Island Studies Journal*. 11. 113-130. 10.24043/isj.337.

GARCÍA RUIZ, J. M.; LASANTA, T. (2018). El Pirineo Aragonés como paisaje cultural. *Pirineos*, 173, e038. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2018.173005>

GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., BEGUERÍA, S., PEÑA-ANGULO, D., TRULLENQUE-BLANCO, V. (2023). MOPREDAS_century database and precipitation trends in mainland Spain, 1916-2020. *International Journal of Climatology*, 43(8), 3828-3840. <https://doi.org/10.1002/joc.8060>

GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., TRULLENQUE BLANCO, V., BEGUERÍA, S., PEÑA-ANGULO, D. (2024). Seasonal precipitation changes in the western Mediterranean Basin: The case of the Spanish mainland, 1916-2015, *International Journal of Climatology*, 10.1002/joc.8412, 44, 5, (1800-1815).

GONZÁLEZ, A.; SANTOS, M.; HERNÁNDEZ, J.C.; ACOSTA, B. MONTALVO, J. (2020). *Aumenta la frecuencia e intensidad de las sequías por el cambio climático en España*. Fundación Matrix. Proyecto Climvac. Available on: <https://fundacion-matrix.es/aumenta-la-frecuencia-e-intensidad-de-la-sequia-por-el-cambio-climatico-en-espana/>

LANA, X., CASAS-CASTILLO, M.C., RODRÍGUEZ-SOLÀ, R., SERRA, C., MARTÍNEZ, M.D., KIRCHNER, R. (2021). Rainfall regime trends at annual and monthly scales in Catalonia (NE Spain) and indications of CO₂ emissions effects *Theor. Appl. Clim.*, 146 (2021), pp. 981-996, 10.1007/s00704-021-03773-z

MESEGUER-RUIZ, O., OLCINA CANTOS, J. (2023). Climate change in two Mediterranean climate areas (Spain and Chile): Evidences and projections. *Investigaciones Geográficas*, (79), 9-31.

Ministerio de Vivienda y Agenda Urbana (2023). *Datos descriptivos de la Agenda Urbana Española 2023*, Madrid, DG de Vivienda y Suelo. Disponible en: https://www.aue.gob.es/recursos_aue/datosdescriptivosdelaagendaurbanaespaola2023.pdf

- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2021). *Síntesis de los borradores de Planes Hidrológicos de las Demarcaciones Hidrográficas intercomunitarias (revisión para el tercer ciclo: 2022-2027)*. Madrid, Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/mites/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/sintesisborradoresplanes_tcm30-528453.pdf
- MIRÓ J.J., ESTRELA M.J., OLCINA-CANTOS J., MARTIN-VIDE J. (2021). Future Projection of Precipitation Changes in the Júcar and Segura River Basins (Iberian Peninsula) by CMIP5 GCMs Local Downscaling. *Atmosphere*; 12(7):879. <https://doi.org/10.3390/atmos12070879>
- MIRÓ, J.J., ESTRELA, M.J., CORELL, D., GÓMEZ, I., LUNA, M. Y. (2023). Precipitation and drought trends (1952-2021) in a key hydrological recharge area of the eastern Iberian Peninsula. *Atmospheric Research*. 286. 106695. 10.1016/j.atmosres.2023.106695.
- Oficina Nacional de Prospectiva y Estrategia del Gobierno de España (coord.) (2021). España 2050: Fundamentos y propuestas para una Estrategia Nacional de Largo Plazo. Madrid: Ministerio de la Presidencia. Disponible en: https://www.lamoncloa.gob.es/presidente/actividades/Documents/2021/200521-Estrategia_Espana_2050.pdf
- OLCINA CANTOS, J. (2001). Tipología de sequías en España. *Ería*. n.º 56, pp. 201-227
- OLCINA CANTOS, J., MARTÍ TALAVERA, J. & SÁNCHEZ ALMODÓVAR, E. (2024). Evolución reciente de precipitación y temperatura en la región mediterránea. *Cuadernos Geográficos* 63(2), 51-73.
- OLIVA, M., LÓPEZ-BUSTINS, J., BARRIENDOS, M., MUEDRA, C. & MARTIN-VIDE, J. (2006). Reconstrucción histórica de la oscilación del Mediterráneo occidental (WeMO) e inundaciones en el levante peninsular (1500-2000). En *Clima, sociedad y medio ambiente* (Cuadrat Prats, J.M., Saz, M.A., Vicente Serrano, S. Lanjeri, S. De Luis Arrillaga, M., González Hidalgo, J.C., eds.), Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC), 1-11.
- PANIAGUA, L., GARCÍA-MARTÍN, A., MORAL, F. *et al.* (2019). Aridity in the Iberian Peninsula (1960-2017): distribution, tendencies, and changes. *Theor Appl Climatol* 138, 811-830. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02866-0>
- PAREDES, D., TRIGO, R.M., GARCÍA-HERRERA, R., TRIGO, I.F. (2006). Understanding precipitation changes in iberia in early spring: weather typing and storm-tracking approaches *J. Hydrometeorol.*, 7 , pp. 101-113, 10.1175/JHM472.1
- RUIZ-SINOJA, J., GARCÍA-MARÍN, R., MARTÍNEZ MURILLO, J., GABARRÓN-GALEOTE, M. (2011). Precipitation dynamics in southern Spain: Trends and cycles. *International Journal of Climatology*. 31. 2281-2289. 10.1002/joc.2235.
- SENENT-APARICIO, J., LÓPEZ-BALLESTEROS, A., JIMENO-SÁEZ, P., PÉREZ-SÁNCHEZ, J. (2023). Recent precipitation trends in Peninsular Spain and implications for water infrastructure design. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 45. 101308. 10.1016/j.ejrh.2022.101308.
- SERRANO NOTIVOLI, R. (2017). *Reconstrucción climática instrumental de la precipitación diaria en España: Ensayo metodológico y aplicaciones* [tesis doctoral, Universidad de Zaragoza].
- TELLO, B. (2021). *España se seca, el desierto avanza*. Madrid. Ed. Universidad de Mayores Experiencia Recíproca. 22p.
- TORRELLÓ-SENTELLES, H., FRANZKE, C. L. E. (2022). Drought impact links to meteorological drought indicators and predictability in Spain, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26, 1821-1844, <https://doi.org/10.5194/hess-26-1821-2022>.
- TRULLENQUE-BLANCO, V., BEGUERÍA, S., VICENTE-SERRANO, S.M. *et al.* (2024). Catalogue of drought events in peninsular Spanish along 1916-2020 period. *Sci Data* 11, 703. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03484-w>
- VICENTE-SERRANO, S. (2021). The evolution of climatic drought studies in Spain over the last few decades. *Geographicalia*. 7-34. 10.26754/ojs_geoph/geoph.2021734640.
- XIAN, T., XIA, J., WEI, W., ZHANG, Z., WANG, R., WANG, L. P., & MA, Y. F. (2021). Is Hadley cell expanding? *Atmosphere*, 12(12), 1699.

IV.3. Caso de estudio 2. Geoformas, lo que no es desertificación

Estela Nadal-Romero¹ y Adolfo Calvo-Cases²

¹ Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), CSIC.

² Departamento de Geografía, Universidad de Valencia.

Los *badlands* como formaciones geomorfológicas naturales

Existen geoformas de naturaleza geológica que nada tienen que ver con la desertificación. Entre ellas los *badlands* o «malas tierras» constituyen un fenómeno muy común en España. Según la *Encyclopaedia of Geomorphology* «los *badlands* son paisajes erosivos profundamente disectados formados en rocas blandas, por lo general en regiones semiáridas, aunque no exclusivamente» (Harvey, 2004, p.45). En España también se denominan áreas acarcavadas, indicando que son zonas dominadas por una sucesión de cárcavas o regueros, donde las incisiones producidas por la fuerte erosión pueden aparecer separadas por aristas agudas en un contexto de relieve abrupto y escasa cobertura vegetal. Sin embargo, a pesar de su apariencia hostil, los *badlands* no son un ejemplo de desertificación.

En general los *badlands* se asocian con ambientes semiáridos, pero pueden desarrollarse en ambientes más húmedos. Generalmente se establecen tres tipos de *badlands* en función de las condiciones climáticas (Gallart *et al.*, 2002): (i) *badlands* áridos, localizados en zonas donde la precipitación anual es inferior a 200 mm (no representados en España); (ii) *badlands* semiáridos, que reciben entre 200 y 700 mm de precipitación anual, y su origen suele remontarse a varios miles de años atrás; y (iii) *badlands* húmedos, donde se registran más de 700 mm de precipitación, y que presentan una dinámica actual extrema. Por los afloramientos geológicos y las condiciones climáticas, es en el sureste de la península ibérica donde se encuentran los mejores y más extensos ejemplos de estas geoformas: se

ubican en las depresiones de Guadix y Baza (Granada), en las cuencas de Fortuna y Mula (Murcia), el desierto de Tabernas (Figuras IV.3.1 y IV.3.2), las cuencas de Vera y del río Almanzora (Almería), y en la depresión del Ebro en Bardenas (Navarra) (figura IV.3.3) y Monegros (Huesca). También pueden encontrarse, con menor extensión, en los afloramientos margosos del Pirineo aragonés y catalán, entre Pamplona, Jaca y Sabiñánigo, así como en Aínsa, Campo (Huesca) y en la cuenca de Tremp (Lleida) y Vallcebre (Girona).

También existen formaciones significativas de *badlands* en otras regiones de Europa. Su distribución global incluye ejemplos destacados en el sur de Italia (calanchi) (Phillips, 1998) y en el sur de Francia (Mathys *et al.*, 1996), que representan variaciones del paisaje de *badlands* bajo diferentes contextos litológicos y climáticos. Fuera de Europa, destacan ejemplos emblemáticos como el Parque Nacional de Badlands en Dakota del Sur, Estados Unidos (Stetler *et al.*, 2011), o el relieve Danxia de Zhangye en China, conocido por sus vivos colores y su erosión estratificada (Peng, 2001).

Dinámicas geomorfológicas, hidrológicas y ecológicas en los *badlands*

En general, los *badlands* no son el resultado de la acción y degradación humana. En el sureste de España su formación está vinculada a una reactivación de la erosión ligada a un levantamiento tectónico de comienzos



Figura IV.3.1. Imagen panorámica de la cuenca de El Cautivo, desierto de Tabernas (Almería) (350 Km²). Desde los relieves situados a la derecha se extienden una serie de paleo-pedimentos. La edad del nivel más generalizado es de 14.000 años y el vaciado erosivo se ha producido en varias fases dentro de este periodo, tras el encajamiento de la rambla de Tabernas a partir de una serie de escalones tectónicos y con la ayuda del fuerte gradiente altitudinal de la cuenca de esta rambla.



Figura IV.3.2. Incisión de la rambla de Tabernas en las margas tortonienses del relleno de la fosa del mismo nombre. Los niveles amarillentos con superficie llana de la margen derecha corresponden a depósitos lacustres, cuyo techo se ha datado en 14.000 años y formados tras el escalonamiento tectónico de la fosa. Fotografía de Adolfo Calvo-Cases.

del Cuaternario con pulsaciones periódicas (Díaz-Hernández y Juliá 2006). Sin embargo, en algunos casos no se pueden descartar por completo otros factores más secundarios como la acción antrópica o cambios climáticos abruptos. Es el caso de los *badlands* desarrollados en el Pirineo o en el sistema Central, donde existe una estabilidad tectónica, y donde la reactivación erosiva tiene que explicarse por otros factores. Sin embargo, incluso en estos casos, el grado de influencia humana no alcanza los umbrales típicamente asociados con la desertificación, tal y como se define en la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD, 1994).

Con escasas excepciones, los *badlands* se forman sobre rocas blandas o fácilmente erosionables caracterizadas por sus fuertes desniveles, que favorecen una rápida disección del relieve (erosión severa). Están asociados con litologías no consolidadas, pobremente cementadas, siendo los afloramientos arcillosos y margosos los más representativos. Tienen un comportamiento compulsivo desde el punto de vista hidrológico y geomorfológico, y son grandes productores de sedimento (Nadal-Romero *et al.* 2011). Llama la atención la gran cantidad de barrancos, que en su mayoría son de corta longitud, las pronunciadas pendientes, la falta de vegetación y la sensación de que estamos ante un paisaje extremo, a pesar de que las precipitaciones sean suficientes para mantener una vegetación arbórea densa.

A pesar de ello, desde un punto de vista ecológico, los *badlands* juegan un papel importante, pues albergan especies vegetales y animales adaptadas a estas condiciones extremas (Martínez-Paz *et al.* 2022). En ellos el banco de semillas es rico en la superficie, con semillas de pequeño tamaño y

adaptadas a la erosión, al quedar atrapadas en las numerosas grietas y por la rugosidad de algunas formas de relieve. Esto puede favorecer su supervivencia frente al arrastre de las escorrentías, aunque debido a las características propias de los *badlands* y su extrema dinámica hidrogeomorfológica, o a la falta de disponibilidad de agua, no logran sobrevivir con éxito en las laderas con fuerte pendiente.

Además, la presencia de las costras biológicas del suelo –formadas por cianobacterias, líquenes y musgos– desempeña un papel clave en la estabilización de la superficie del suelo, favoreciendo la retención de humedad y facilitando las primeras etapas de recuperación ecológica (Lázaro *et al.*, 2022). De hecho, algunos *badlands* están hoy incluidos en redes de conservación como Natura 2000 debido a los hábitats únicos que albergan.

Conservación, valor científico y gestión del paisaje

Las *badlands* son geoformas naturales esculpidas por procesos erosivos a lo largo de la historia. Los paisajes resultantes de la intensa erosión y la rápida evolución de laderas y cauces son espectaculares. Aparecen tozales de paredes casi verticales, paisajes ruñiformes, microformas en las laderas que incluyen micropináculos y pequeños abombamientos que reciben el nombre de *popcorn* (palomitas de maíz), a veces adornados por una gran diversidad de colores. Por su belleza y singularidad, muchas áreas de *badlands* se han convertido en atractivos turísticos e incluso han sido declaradas zonas protegidas, donde se impide cualquier tipo de actuaciones (Zgłobicki *et al.* 2019). Por ejemplo, el desierto de Tabernas (figuras IV.3.1



Figura IV.3. Situado entre Navarra y Aragón, las Bardenas Reales (418 Km²) son el área más extensa con formaciones de *badlands* en la península ibérica. La actividad erosiva, ligada a las fases de incisión cuaternarias de los ríos Aragón y Ebro.

y IV.3.2) no solo es un referente geomorfológico, sino también un espacio protegido en el marco del Convenio Europeo del Paisaje.

En algunos ámbitos, se discute la posibilidad de restaurar estos paisajes, pero dicha intervención sería costosa y de poca efectividad. A pesar de sus altas tasas de erosión y de su alta capacidad para producir sedimentos, la restauración se debería centrar en puntos muy concretos, limitando la conectividad entre laderas y cauces. En lugar de restaurarlos, se sugiere permitir su evolución natural y convertirse en laboratorios naturales para diferentes disciplinas científicas y también en lugares excelentes para la educación ambiental. En un contexto de cambio global, los *badlands* son magníficos laboratorios para el estudio de las relaciones entre precipitación, escorrentía y erosión, que nos permiten disfrutar de la belleza de un territorio salvaje cuyo funcionamiento es una valiosa lección sobre los procesos hidrológicos y geomorfológicos que moldean nuestro planeta.

Los *badlands* son formaciones naturales sorprendentes que no deben entenderse solo como síntomas de degradación, sino como evidencia de los procesos dinámicos de la Tierra. De cara al futuro, los *badlands* pueden convertirse en indicadores clave para el seguimiento del cambio ambiental. Su alta sensibilidad a las variaciones en las precipitaciones, las temperaturas y la cobertura del suelo los convierte en auténticos laboratorios naturales para comprender cómo el cambio climático afecta a la erosión del suelo y a la dinámica del paisaje (Nadal-Romero *et al.*, 2021). El seguimiento a largo plazo de estos sistemas puede aportar información valiosa a los debates sobre la neutralidad en la degradación de la tierra (LDN) y contribuir al diseño de políticas ambientales más matizadas, capaces de distinguir entre procesos de degradación naturales y los provocados por el ser humano.

Referencias

- ALEXANDER RW, CALVO-CASES A, ARNAU-ROSALÉN E, MATHER AE, LÁZARO-SUAU R (2008) Erosion and stabilisation sequences in relation to base level changes in the El Cautivo badlands, SE Spain. *Geomorphology* 100(1-2): 83-90. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.10.025>
- CANTÓN Y, SOLÉ-BENET A, DOMINGO F (2001) Temporal and spatial patterns of soil water availability in semiarid badlands of SE Spain. *Catena* 45(3): 227-252. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00147-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00147-2)
- DESIR G, MARÍN C (2013) Role of erosion processes on the morphogenesis of a semiarid badland area. Bardenas Reales (NE Spain). *Catena* 106: 83-92. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.011>
- DÍAZ-HERNÁNDEZ JL, JULIÁ R (2006) Geochronological position of badlands and geomorphological patterns in the Guadix-Baza Basin (SE Spain). *Quaternary Research* 65(3): 467-477. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2006.01.009>
- FAULKNER H, ALEXANDER R, TEEUW R, ZUKOWSKYJ P (2004) Variations in soil dispersivity across a gully head displaying shallow sub-surface pipes, and the role of shallow pipes in rill initiation. *Earth Surface Processes and Landforms* 29(9): 1143-1160. <https://doi.org/10.1002/esp.1109>
- GALLART F, SOLÉ A, PUIGDEFÁBREGAS J, LÁZARO R (2002) Badland systems in the Mediterranean. In: Bull, J.L. & Kirkby, M.J. (Eds.) *Dryland Rivers: Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels*. Chichester: Wiley, pp. 299-326.
- GARCÍA-FAYOS P, RECATALA TM (1992) The seed reserves in a badlands basin, Petrer, Alicante. *Pirineos* 140: 29-36. <https://doi.org/10.3989/pirineos.1992.v140.170>
- HARVEY A (2004) Badland. In: Goudie, A.S. (Ed.) *Encyclopedia of Geomorphology*, Routledge (2004), pp. 45-48.
- LÁZARO R, CALVO-CASES A, RODRÍGUEZ-CABALLERO E, ARNAU-ROSALÉN E, ALEXANDER R, RUBIO C, CANTÓN Y, SOLÉ-BENET A, PUIGDEFÁBREGAS J (2022) Biocrust and catchment asymmetry in Tabernas Desert (Almería, Spain). *Geoderma* 406: 115526. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115526>
- MARTÍNEZ-PAZ JM, ALBALADEJO-GARCÍA JA, ALCON F (2022) When cultural services and biodiversity matter most: Gaining a deeper insight into badlands ecosystem services preferences. *Land Degradation & Development* 34(2): 545-557. <https://doi.org/10.1002/ldr.4478>
- MATHYS N, BROCHOT S, MEUNIER M (1996) Erosion of Terres Noires (Black Earth) in the southern French Alps: a contribution to an assessment of mean annual rates, Draix experimental catchment areas. *Revue de Géographie Alpine* 84(2): 17-27.
- NADAL-ROMERO E, MARTÍNEZ-MURILLO JF, VANMAERCKE M, POESEN J (2011) Scale-dependency of sediment yield from badland areas in Mediterranean environments. *Progress in Physical Geography* 35(3): 297-332. <https://doi.org/10.1177/0309133311400330>
- NADAL-ROMERO E, RODRÍGUEZ-CABALLERO E, CHAMIZO S, JUEZ C, CANTÓN Y, GARCÍA-RUIZ JM (2021) Mediterranean badlands: Their driving processes and climate change futures. *Earth Surface Processes and Landforms* 47(1): 17-31. <https://doi.org/10.1002/esp.5088>
- PENG H (2001) Danxia geomorphology of China: A review. *Chinese Science Bulletin* 46(1): 38-44. <https://doi.org/10.1007/BF03187234>
- PHILLIPS CP (1998) The badlands of Italy: a vanishing landscape? *Applied Geography* 18(3): 243-257. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(98\)00005-8](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(98)00005-8)
- STETLER LD, BENTON R, WEILER MW (2011) Erosion rates from Badlands National Park. In: *International symposium on erosion and Landscape Evolution* (Anchorage, AK). Conference Proceedings 9p.
- SYVITSKI JPM, KETTNER A (2011) Sediment flux and the Anthropocene. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*. 369(1938): 957-975. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0329>
- UNCCD (1994) United Nations Convention to Combat Desertification. United Nations.
- VALENTIN C, POESEN J, LI Y (2005) Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena* 63(2-3): 132-153. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.06.001>
- ZGŁOBICKI W, POESEN J, COHEN M *et al.* (2019) The Potential of Permanent Gullies in Europe as Geomorphosites. *Geoheritage* 11: 217-239. <https://doi.org/10.1007/s12371-017-0252-1>

IV.4. Caso de estudio 3. Los perjuicios y beneficios de las emisiones de polvo a la atmósfera

Sergio Rodríguez¹, Jessica López-Darias¹ y Paul Ginoux²

¹ Instituto de Productos Naturales y Agrobiología (IPNA), CSIC.

² NOAA/OAR Geophysical Fluid Dynamics Laboratory.

Emisiones de polvo a la atmósfera

La acción del viento sobre terrenos áridos y pulverulentos da lugar a la emisión de partículas de polvo del suelo, también llamado polvo eólico, polvo mineral o simplemente polvo. La velocidad umbral del viento a partir de la cual comienza el proceso de saltación y los impactos balísticos que activan la emisión de polvo varía en función del tipo de terreno, la cobertura vegetal y la humedad del aire y del suelo, pudiendo ser tan baja como 20 km h^{-1} .

Una vez emitidas, las partículas de polvo más gruesas (milimétricas) se depositan cerca de la zona de emisión, mientras que las inferiores a $100 \text{ micras } (\mu\text{m})$, y sobre todo las menores de $10 \mu\text{m}$, pueden elevarse varios kilómetros sobre el suelo y permanecer suspendidas en el aire durante ~2 semanas en forma de aerosoles, pudiendo experimentar transporte de largo recorrido, con un alcance de centenares a miles de kilómetros según la velocidad del viento (figura IV.4.1).

Se estima que cada año se emiten a la atmósfera unas 4700 millones de toneladas de polvo (Kok *et al.*, 2023). Las principales regiones emisoras se encuentran en el denominado «Cinturón de Polvo», que se extiende por el norte de África, Oriente Medio y el interior de Asia (figura IV.4.1) (Prospero *et al.*, 2002). También hay zonas emisoras de polvo eólico en los subtrópicos de Norteamérica, Sudamérica, Sudáfrica y Australia. Aunque a menor escala, también hay emisiones a altas latitudes, en los desiertos árticos de Alaska, Islandia y Patagonia (figura IV.4.2). Estos aerosoles de polvo influyen en el clima, en los ecosistemas y en la calidad del aire.

España no es una región emisora de grandes cantidades de polvo eólico, aunque sí recibe importantes impactos del polvo procedente del norte de África, durante las denominadas calimas de polvo sahariano, motivo por el que los efectos del cambio climático se deben analizar a una escala transfronteriza.

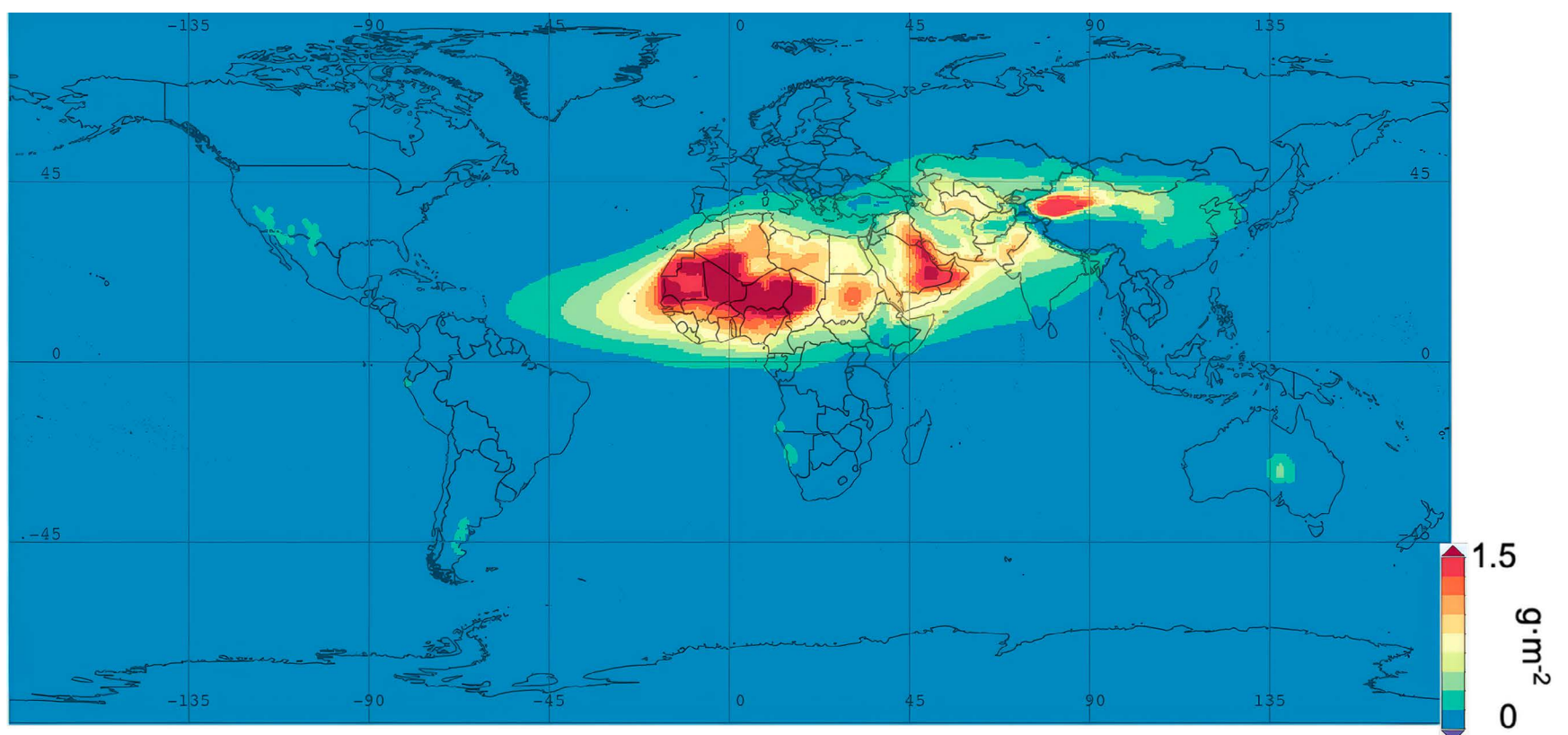


Figura IV.4.1. Climatología 1990-2020 de la carga de polvo en la atmósfera. Ilustración basada Giovanni-NASA, modelo MERRA-2 (Gelaro *et al.*, 2017).

Caja de texto IV.4.1. Polvo, clima y cambio climático

El polvo y el clima se influyen mutuamente, con potentes mecanismos de retroalimentación. Los aerosoles de polvo dispersan la radiación solar y terrestre y actúan como catalizador en la formación de nubes de hielo, de tipo cirro. La deposición de polvo en el océano provee hierro, fósforo y otros nutrientes al fitoplancton, aumentando la productividad primaria y actuando como sumidero de dióxido de carbono. El efecto neto global de los aerosoles de polvo es el de «enfriar» la atmósfera, aunque sin llegar a compensar el «calentamiento» causado por el exceso de gases de efecto invernadero. El forzamiento radiativo debido a la interacción directa polvo-radiación se estima en -0.2 W m^{-2} . Estudios basados en sedimentos marinos indican que los aportes de polvo al

océano explicarían entre 40 y 50 ppm de las variaciones de CO_2 observadas entre los periodos glaciales e interglaciares del último millón de años (Martínez-García *et al.*, 2009).

Desde el desarrollo de la agricultura industrial, la carga de polvo en la atmósfera ha aumentado hasta alcanzar un máximo en los años 80 (+80 % superior al periodo preindustrial), y una posterior reducción de emisiones atribuida a la ralentización de la circulación atmosférica ligada al cambio climático (Evan *et al.*, 2016). Actualmente, la carga de polvo es un +56 % superior a la del periodo preindustrial (Kok *et al.*, 2023). Recientes proyecciones climáticas apuntan a una expansión de las zonas áridas norteafricanas hacia la España peninsular y a una desviación de las rutas de transporte de polvo hacia el norte (Lui *et al.*, 2024).

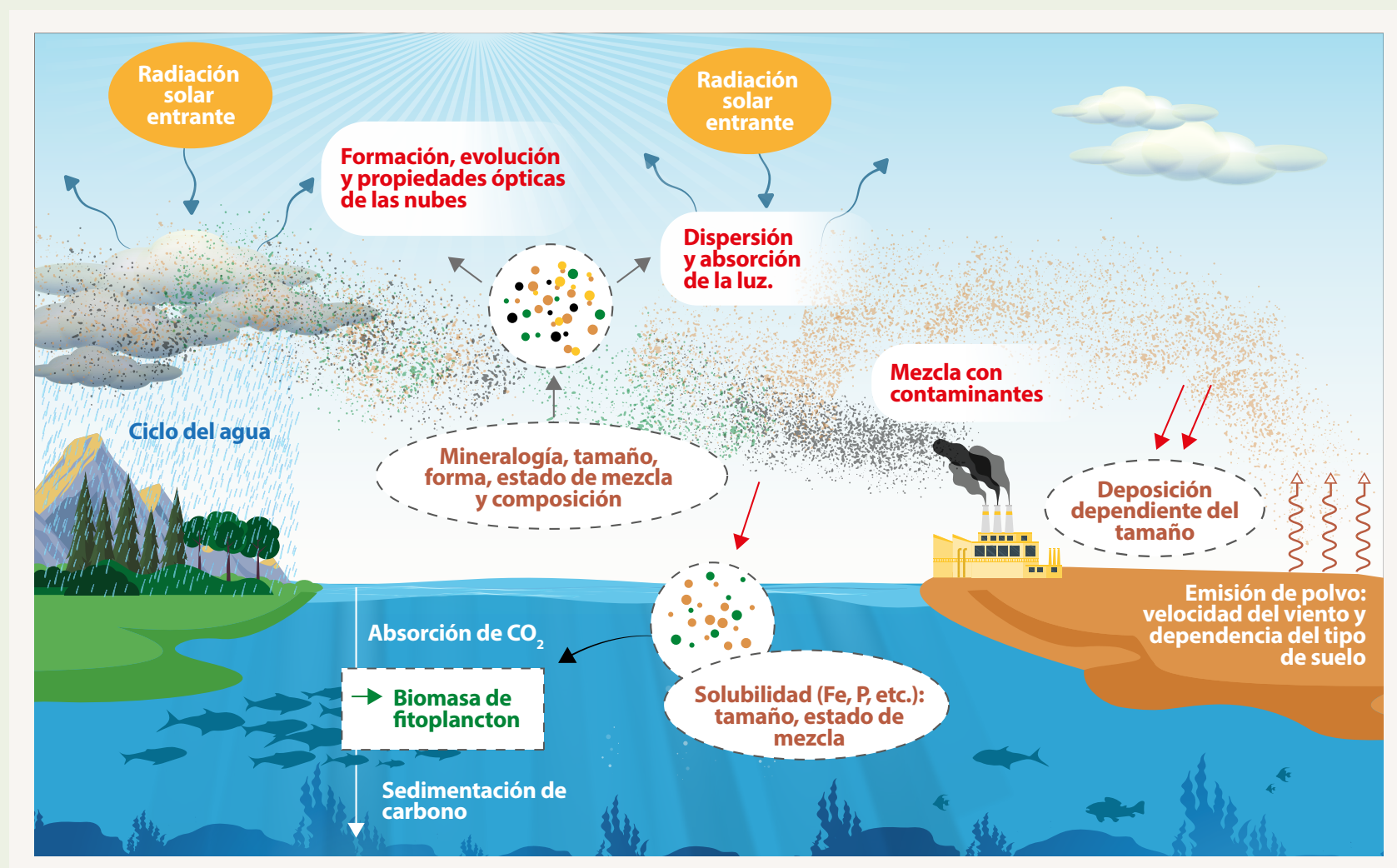


Figura CT IV.1. Ilustración de los procesos mediante los que el polvo afecta al clima. Fuente: adaptación de Rodríguez *et al.* (2012).

Origen del polvo eólico

Polvo natural

En los subtrópicos existen fuentes de polvo que se consideran naturales, por no estar asociadas a perturbaciones causadas por el hombre. Las más activas se encuentran en bajas topográficas que albergan sedimentos fluviales y lacustres acumulados en cuencas de antiguos ríos y lagos (Prospero *et al.*, 2002). Algunas de estas fuentes están en el norte de África, en zonas que actualmente son hiperáridas (índice de aridez $<0,05$; con una precipitación anual $<200 \text{ mm}$), pero que durante el último periodo «Green Sahara» (5000-15.000 años atrás), que tuvo lugar tras la última glaciación,

albergaron grandes lagos y ríos gracias a la mayor penetración de las precipitaciones del monzón. Estas fuentes de polvo ligadas a antiguos lagos también las encontramos en otras regiones subtropicales, como el Rub' al Khali (Arabia Saudí) o Taklamakán (China). Mezclado con los aerosoles de polvo norteafricano se suelen encontrar esqueletos de algas de agua dulce, de tipo diatomeas (de pocas micras de tamaño), reminiscencia de un pasado más húmedo (Barkley *et al.*, 2021).

Entender los procesos que llevaron a la formación de estas fuentes naturales es crucial para evitar la creación de nuevas fuentes antropogénicas de polvo. La gran paradoja es que fue el agua quien acumuló los sedimentos que hoy día se emiten por la acción del viento y que flotan en la atmósfera

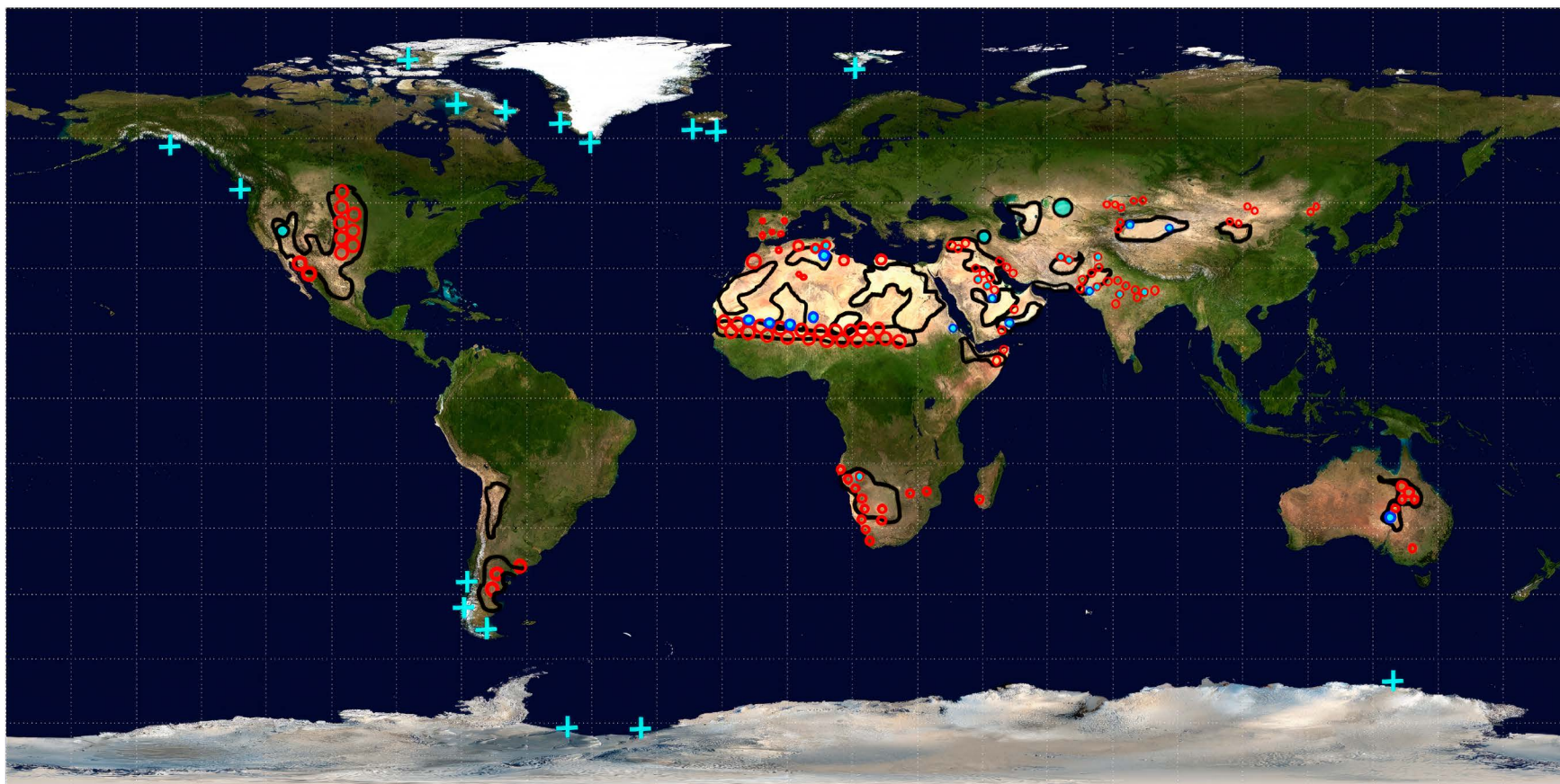


Figura IV.4.2. Distribución global de las regiones fuente de polvo (líneas negras) ilustrando las fuentes ligadas a (i) terrenos agrícolas (círculo-rojo), (ii) terrenos de agricultura próximos a formaciones de agua (círculo-rojo relleno de azul claro), (iii) lagos efímeros/estacionales (círculo-azul relleno de azul claro), (v) grandes lagos desecados (Owen-California), Aral-Uzbekistán y Urmia-Irán) y (vi) glaciales (cruz azul-clara) (Bullard *et al.*, 2016; Ginoux *et al.*, 2012; Prospero *et al.*, 2002; Scheuven *et al.*, 2013).

en forma de aerosoles de polvo eólico. Actualmente, los lechos de lagos efímeros, como los característicos de regiones áridas con clima monzónico, siguen acumulando polvo que se emite en la estación seca (Ginoux *et al.*, 2012).

Polvo antropogénico

Cada día flotan en la atmósfera unas 25 millones de toneladas de polvo, a las que técnicamente se les denomina carga de polvo (IV.4.1). Estudios basados en modelización rectificada con paleo registros indican que la actual carga de polvo (2020s) es un 56 % más alta que en la era preindustrial (< 1850) (Kok *et al.*, 2023). Los paleoregistros indican que este aumento en la carga de polvo está estrechamente relacionado con (i) la expansión de la agricultura industrial a partir del desarrollo de los fertilizantes en el siglo XIX (círculos rojos en la figura IV.4.2) y (ii) la desecación de lagos para irrigación agrícola, tal como ocurrió en el lago Mar de Aral (Uzbekistán) o lago Urmia (Irán), o para suministro urbano, como ocurrió con el lago Owen (EE. UU.) a inicios del siglo XX (círculos con relleno azul claro en la figura IV.4.2). El aumento de la carga de polvo que flota en la atmósfera ha sido del 47 % en el norte de África, del 76 % en Asia y del 27 % en el hemisferio Sur (Kok *et al.*, 2023). Actualmente, el norte de África emite el ~50 % del polvo emitido a nivel global, un quinto de este valor (~10 % del global) se emite en zonas del Sahel actualmente dedicadas a la agricultura, que aprovechan las lluvias del monzón (círculos rojos, figura IV.4.2), y donde los paleoregistros indican que las emisiones de polvo aumentaron drásticamente a partir de la expansión de la agricultura comercial en el siglo XIX. Estudios basados en observación satélite estiman que, actualmente, el 25 % del polvo emitido a nivel global es de origen antropogénico, ligado al suelo agrícola (puntos rojos, figura IV.4.2), y de forma secundaria, a la desecación de lagos (círculos relleno de azul, figura IV.4.2) (Ginoux *et al.*, 2012).

Emisiones de polvo agrícola en España

Las observaciones desde satélite muestran que la España peninsular está afectada por emisiones de polvo, especialmente en Castilla y León, Aragón, Navarra, Castilla-La Mancha, Extremadura, Andalucía, Murcia y el sur de la Comunidad Valenciana (figura IV.4.3). En estas regiones, la carga de polvo es superior al umbral de 0,2 de espesor óptico de aerosoles (una medida de la atenuación de la luz del sol por las partículas en suspensión) entre 7 y 80 días al año (figura IV.4.3). Estas cifras son inferiores a las que se detectan en el norte de África (Ginoux *et al.*, 2012). El análisis de las imágenes satélite indica que esta carga de polvo está mayoritariamente ligada a emisiones en terrenos agrícolas (figura IV.4.3), dedicados al olivo, almendro, cereal y hortalizas, entre otros cultivos.

Las zonas afectadas por el polvo agrícola abarcan centenares de kilómetros (figura IV.4.3). En Castilla y León, las emisiones se observan en la cuenca del río Duero, en las provincias de Valladolid, Segovia, Ávila y Salamanca, donde abunda el cultivo del cereal. En la cuenca del Ebro las emisiones tienen lugar en zonas agrícolas de Navarra, Aragón y el este de Cataluña. Destaca el corredor que se extiende a lo largo del valle del Guadalquivir, que conecta con regiones del este peninsular como Albacete, Cuenca, Murcia y Alicante. Las emisiones de polvo agrícola aparecen ligadas a terrenos sin protección del suelo. Destaca el *hotspot* de Córdoba y Jaén, donde el suelo presenta marcas de maquinaria agrícola (figura IV.4.3L.1 y L.2) que rompe las costras geológica y biológica del suelo, favoreciendo la liberación de polvo a la atmósfera. En los cultivos de olivos, almendros y otros frutales, estas emisiones de polvo se pueden reducir mediante la conservación de la cobertura vegetal del suelo, haciendo uso de prácticas como las recomendadas en el proyecto Olivares Vivos (Tarifa *et al.*, 2021). Es destacable el hecho de que no se observen grandes *hotspot* en zonas mineras, pues esta industria está sujeta a estrictas regulaciones medioambientales que

Caja de texto IV.4.2. Polvo atmosférico, ecosistemas y pesquerías

Las emisiones, transporte y deposición de polvo tienen una enorme influencia en los ecosistemas, con implicaciones en la obtención de alimentos. Estas emisiones representan una pérdida de minerales, nutriente y materia orgánica de los suelos emisores, contribuyendo al empobrecimiento de los mismos. A su vez, la deposición del polvo en las hojas reduce la capacidad de fotosíntesis de las plantas. La agricultura es la principal creadora de fuentes antropogénicas de polvo; las tormentas de polvo tienen, a su vez, un enorme impacto en la producción de alimentos (Middleton, 2024). Por el contrario, la deposición atmosférica de polvo en las aguas abiertas del océano representa un aporte de nutrientes al ecosistema marino, influyendo en los ciclos biogeoquímicos del hierro, fósforo, manganeso, cobre, zinc y níquel, entre otros.

La deposición del polvo en las aguas abiertas de los océanos favorece el crecimiento del fitoplancton, creando nueva materia orgánica que se distribuye por la red trófica del ecosistema marino hasta llegar a los grandes depredadores. Este proceso tiene enormes implicaciones en la industria pesquera. En el Atlántico Norte, las zonas de mayores capturas de atún listado (*Katsuwonus pelamis*) se encuentran en las aguas afectadas por deposición masiva de polvo sahariano (Rodríguez *et al.*, 2023) (figura IV.4.1). Desde enero a agosto, estas zonas de pesca se desplazan desde las aguas ecuatoriales del Atlántico hasta las aguas abiertas frente a Mauritania y Canarias, siguiendo la migración del atún listado que sigue, a su vez, la variación estacional de la deposición de polvo norteafricano en el océano.

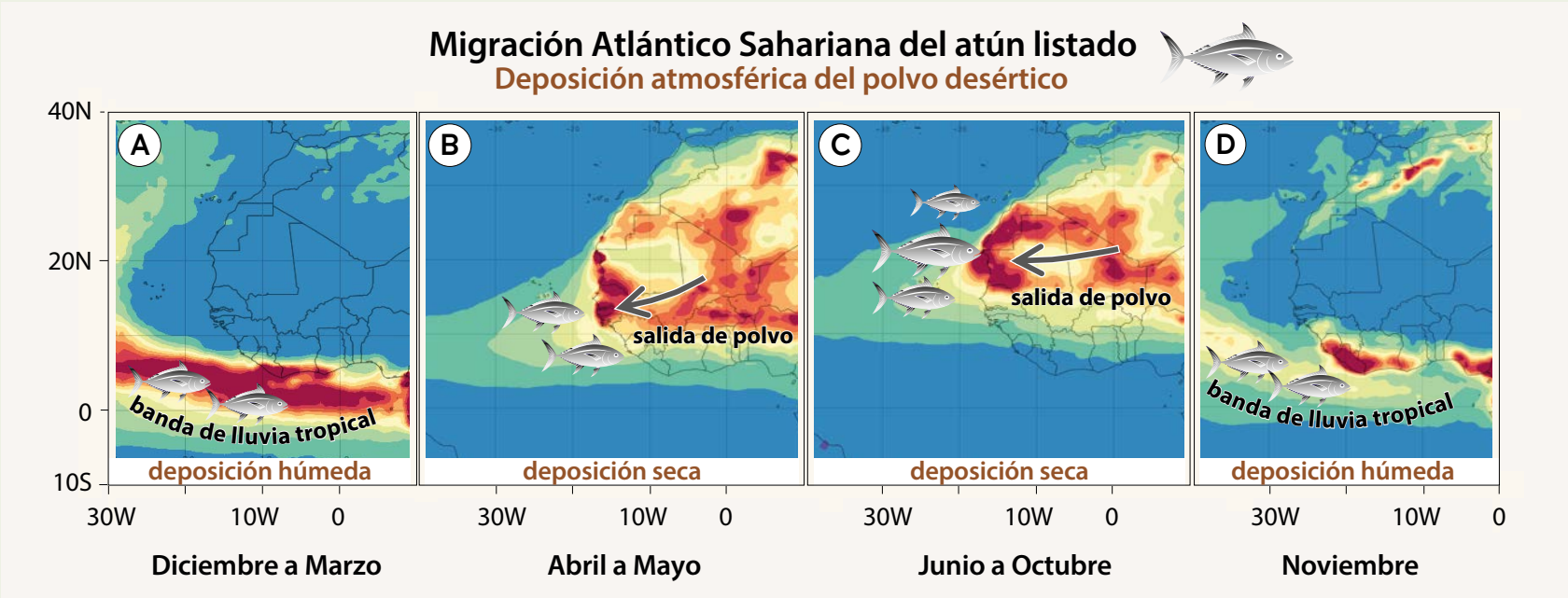


Figura CT IV.2. Migración del atún listado, ilustrando como las principales zonas de captura de atún se encuentran en las aguas afectadas por deposición masiva de polvo sahariano. Fuente: Rodríguez *et al.* (2023).

minimizan las emisiones de polvo. Tampoco se observan en Almería, donde buena parte de la actividad agrícola se practica en invernaderos.

Supercalimas de polvo norteafricano en España

Las emisiones de polvo en el norte de África también afectan a España. El polvo norteafricano es regularmente transportado hacia el Atlántico en una corriente de aire denominada capa de aire sahariano (Prospero *et al.*, 2021; Rodríguez *et al.*, 2015) que ocasionalmente se desvía hacia Europa (figura IV.4.1). Los registros de las redes de calidad del aire muestran que durante estas calimas de polvo sahariano las concentraciones

de partículas respirables de tipo PM₁₀ (menores de 10 micras) aumentan hasta alcanzar, típicamente, valores dentro de los rangos 40-300 µg·m⁻³ en Canarias y 40-100 µg·m⁻³ en la España peninsular (promedios de 24h). Esta dinámica de «calimas habituales» se ha visto alterada en el periodo 2020 y 2022, cuando se registraron las concentraciones de polvo más altas jamás medidas desde que existen registros (figura IV.4.4) (Rodríguez y López-Darias, 2024). Durante estas super calimas de polvo sahariano se midieron récords históricos de PM₁₀ en España, registrados en Gran Canaria (22 febrero 2020) y Almería (15 marzo 2022), con máximos horarios de 5254 y 4605 µg·m⁻³ (promedios 1h) y diarios de 1840 y 3069 µg·m⁻³ (promedios de 24h), respectivamente (Rodríguez y López-Darias, 2024).

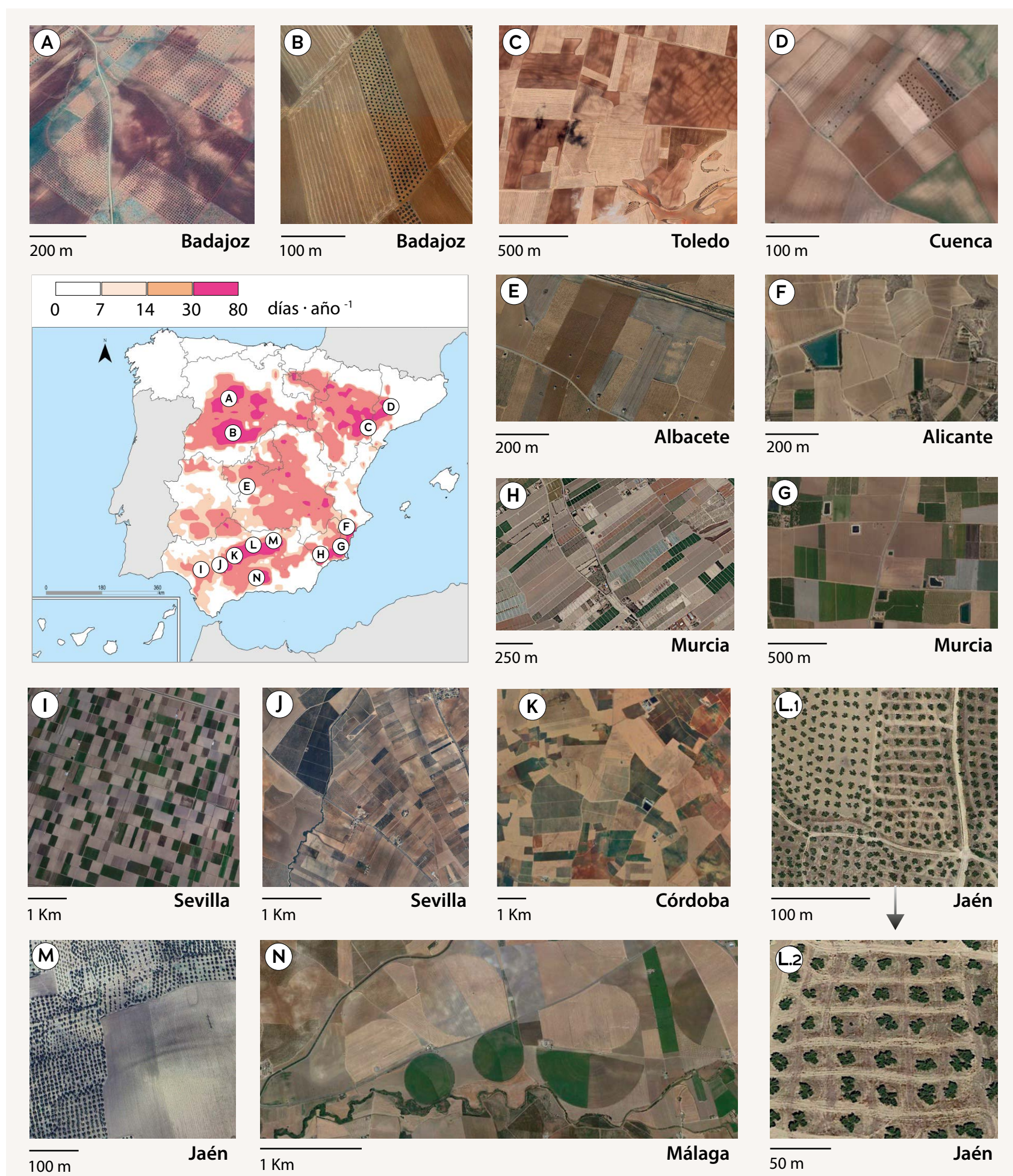


Figura IV.4.3. Número de días al año en los que la carga de polvo agrícola supera el umbral de 0.2 de espesor óptico de aerosoles según observación satélite (Ginoux *et al.*, 2012). Se muestran ejemplos (imágenes satélite de Google Earth™) de las zonas emisoras de polvo indicando localidades próximas: A) Valladolid (Cuenca de Campos), B) Valladolid (Lomoviejo), C) Teruel (Híjar), D) Lleida (Gimenells), E) Toledo (Villatobas), F) Alicante (Alicante), G) Murcia (La Palma), H) Murcia (Lorca), I) Sevilla (Lébrija), J) Sevilla (Osuna), K) Córdoba (La Carlota), L) Jaén (Lopera), M) Jaén (Calzadilla) y N) Málaga (Antequera).

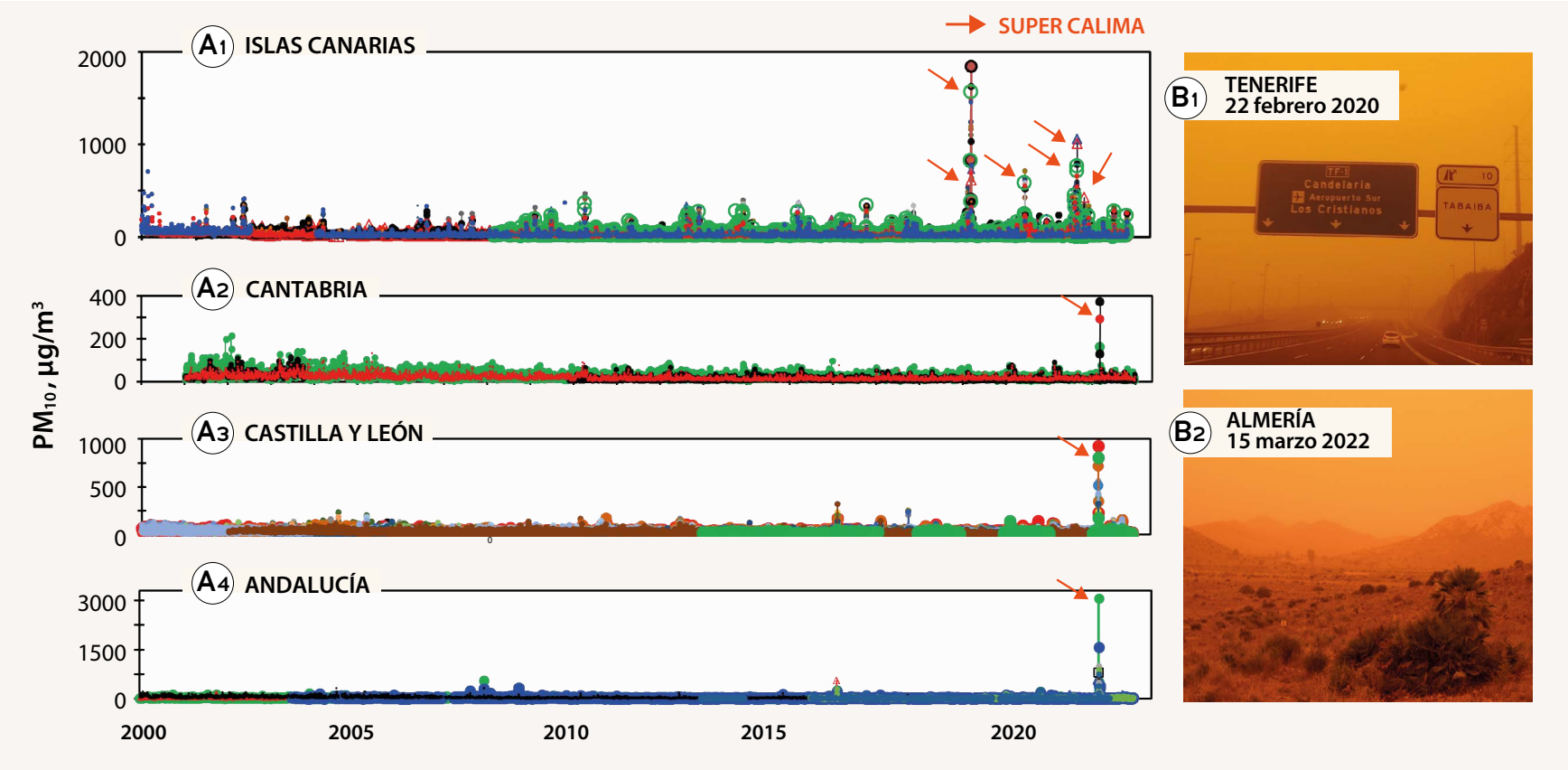


Figura IV.4.4. Super calimas de polvo norteafricano. Registro histórico de partículas respirables de tipo PM₁₀ (menores de 10 micras) medidas en estaciones de calidad del aire en Canarias, Cantabria, Castilla y León y Andalucía, indicando con flechas rojas las seis super calimas registradas en el periodo 2020-2022. Fotografías tomadas en Tenerife (B1) y Almería (B2) durante las super calimas que afectaron a estos territorios en los periodos 22-29 febrero 2020 y 15-16 marzo 2022 (Rodríguez y López-Darías, 2024).

Caja de texto IV.3. Polvo y calidad del aire

La inhalación del polvo que flota en el aire ambiente durante las calimas del polvo norteafricano tiene efectos adversos en el sistema cardiorrespiratorio. Aumentos de 10 µg·m⁻³ en las concentraciones de polvo respirable en el aire ambiente están asociados a (Domínguez-Rodríguez *et al.*, 2020, 2021):

Aumentos en las concentraciones de biomarcadores de procesos inflamatorios en el esputo de los pacientes, tales como la hidroxiprolina y el factor de crecimiento transformante (TFG-β1), siendo esta una clara evidencia de que inhalar el polvo del aire ambiente inflama las vías respiratorias.

Aumentos del 2 % en el riesgo de muerte cardiovascular. En el caso de las super calimas registradas en España, cuando el PM₁₀ superó los 3000 µg m⁻³ (promedio 24h), el riesgo de fallecimiento por causa cardiovascular sería superior al 600 %. El 86 % de los fallecimientos por insuficiencia cardíaca intrahospitalaria registrados durante un periodo de cuatro años en un hospital canario se produjo en pacientes ingresados durante días de calima.



Figura CT3 IV.3. Uso de mascarillas FFP2 durante calimas de polvo sahariano en Lanzarote. Fotografía de Sergio Rodríguez.

Referencias

BARKLEY AE, OLSON NE, PROSPERO JM, *et al* (2021) Atmospheric Transport of North African Dust-Bearing Supermicron Freshwater Diatoms to South America: Implications for Iron Transport to the Equatorial North Atlantic Ocean. *Geophys Res Lett* 48: e2020GL090476. <https://doi.org/10.1029/2020GL090476>

DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ A, RODRÍGUEZ S, BÁEZ-FERRER N *et al* (2020) Impact of Saharan dust exposure on airway inflammation in patients with ischemic heart disease, *Transl. Res.* 224: 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.trsl.2020.05.011>
DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ, A., BÁEZ-FERRER, N., ABREU-GONZÁLEZ, P.,*et al* (2021) Impact of Desert Dust Events on the Cardiovascular Disease: A Systematic Review and Meta-Analysis, *J. Clin. Med.* 10(4): 727. <https://doi.org/10.3390/jcm10040727>

- BULLARD JE, BADDOCK M, BRADWELL T, *et al* (2016) High-latitude dust in the Earth system. *Rev Geophys* 54:447-485. <https://doi.org/10.1002/2016RG000518>
- EVAN, A. T., FLAMANT, C., GAETANI, M., AND GUICHARD, F. (2016) The past, present and future of African dust, *Nature*, 531, 493-495, <https://doi.org/10.1038/nature17149>.
- GELARO R, MCCARTY W, SUÁREZ MJ, *et al* (2017) The Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications, Version 2 (MERRA-2). *J Clim* 30:5419-5454. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0758.1>
- GINOUX P, PROSPERO JM, GILL TE, *et al* (2012) Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. *Rev Geophys* 50:. <https://doi.org/10.1029/2012RG000388>
- KOK JF, STORELVMO T, KARYDIS VA, *et al* (2023) Mineral dust aerosol impacts on global climate and climate change. *Nat Rev Earth Environ* 4:71-86. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00379-5>
- LIU, J., WANG, X., WU, D., WEI, H., LI, Y. and JI, M. (2024) Historical footprints and future projections of global dust burden from bias-corrected CMIP6 models, *npj Clim. Atmos. Sci.*, 7(1), 1, doi:10.1038/s41612-023-00550-9.
- MARTÍNEZ-GARCÍA A, ROSELL-MELÉ A, GEIBERT W, *et al* (2009) Links between iron supply, marine productivity, sea surface temperature, and CO₂ over the last 1.1 Ma. *Paleoceanography* 24:n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2008PA001657>
- MIDDLETON N (2024) Impacts of sand and dust storms on food production. *Environ. Res. Food Syst.* 1(2): 022003. <https://doi.org/10.1088/2976-601X/ad63ac>, 2024.
- PROSPERO JM., GINOUX P, TORRES O, *et al* (2002) Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev Geophys* 40:2-1-2-31. <https://doi.org/10.1029/2000RG000095>
- PROSPERO JM, DELANY AC, DELANY AC, CARLSON TN (2021) The Discovery of African Dust Transport to the Western Hemisphere and the Saharan Air Layer: A History. *Bull Am Meteorol Soc* 102: E1239–E1260. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0309.1>
- RODRÍGUEZ S, ALASTUEY A, QUEROL X (2012) A review of methods for long term in situ characterization of aerosol dust. *Aeolian Res* 6:55-74. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.07.004>
- RODRÍGUEZ S, CALZOLAI G, CHIARI M, *et al* (2020) Rapid changes of dust geochemistry in the Saharan Air Layer linked to sources and meteorology. *Atmos Environ* 223:117186. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117186>
- RODRÍGUEZ S, CUEVAS E, PROSPERO JM, *et al* (2015) Modulation of Saharan dust export by the North African dipole. *Atmos Chem Phys* 15:7471-7486. <https://doi.org/10.5194/acp-15-7471-2015>
- RODRÍGUEZ S, RIERA R, FONTENEAU A, ALONSO-PÉREZ S, LÓPEZ-DARIAS J (2023) African desert dust influences migrations and fisheries of the Atlantic skipjack-tuna, *Atmos. Environ.* 312: 120022. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120022>
- RODRÍGUEZ S, LÓPEZ-DARIAS J (2024) Extreme Saharan dust events expand northward over the Atlantic and Europe, prompting record-breaking PM₁₀ and PM_{2.5} episodes. *Atmos Chem Phys* 24:12031-12053. <https://doi.org/10.5194/acp-24-12031-2024>
- SCHEUVENS D, SCHÜTZ L, KANDLER K, *et al* (2013) Bulk composition of northern African dust and its source sediments – A compilation. *Earth-Science Rev* 116:170-194. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.08.005>
- TARIFA R, MARTÍNEZ-NÚÑEZ C, VALERA F, *et al* (2021) Agricultural intensification erodes taxonomic and functional diversity in Mediterranean olive groves by filtering out rare species. *J. Appl. Ecol.* 58(10): 2266-2276, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13970>

IV.5. Caso de estudio 4. La matorralización de las zonas áridas

Santiago Soliveres Codina

Departamento de Ecología. Universidad de Alicante.

Matorrales y eriales, un ambiguo paisaje de desertificación

El debate entre las bonanzas de un terreno que se ve colonizado por matorrales o los perjuicios que esto supone (económicos y ecológicos) no es algo nuevo. El paisaje «Matorrales degradados y eriales» del Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación de 2008 alberga esta paradoja, y por eso conviene poner de manifiesto los elementos de este debate en el contexto español: desde el deterioro de las zonas de pastoreo

(donde las zonas matorralizadas se han llegado a catalogar como «desiertos verdes») hasta el deterioro del suelo como consecuencia de la propagación de matorrales. Aquí se nota como la terminología sesga el discurso, porque no es lo mismo hablar de propagación, que recuerda a enfermedad, que de restauración, donde los matorrales se erigen precisamente como una señal de identidad de la recuperación de la cubierta vegetal utilizando especies propias de las zonas áridas y descartando especies forestales de mayor porte y crecimiento rápido. En el contexto forestal, el PAND se refiere a



Figura IV.5.1. Matorrales colonizando espacios imposibles como son suelos salinizados y cárcavas con suelos muy pobres. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.



Figura IV.5.2. Los matorrales que protegen al suelo de la erosión y favorecen diversos procesos como la retención de agua, el aporte de materia orgánica o la captación de recursos hídricos subterráneos son muchas veces considerados como territorios desaprovechados. En cambio, el olivar superintensivo que lo ha sustituido (como el que aparece al fondo, en el desierto de Tabernas, Almería) se considera un buen aprovechamiento, a pesar de que suponga el agotamiento de las reservas hídricas subterráneas con las que se riega y conlleve el deterioro cuantitativo y cualitativo del suelo (funciones todas ellas sin remuneración). Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.

«la gran cantidad de terrenos que sustentan formaciones de eriales o de matorrales que proceden de la degradación de formaciones vegetales más maduras, dotadas de mayor complejidad ecológica». En definitiva, hablar de matorrales y desertificación requiere varias aclaraciones y precisiones.

La matorralización, un fenómeno global... ¿también en España?

Conocemos como matorralización al incremento en la cobertura de matorral en zonas comúnmente ocupadas por pastos, cultivos o estepas. La matorralización se ha catalogado como un fenómeno global, con incrementos en la superficie ocupada por arbustos de entre 0,5-2 % de superficie adicional/año, registrados en lugares tan dispares como Argentina, Australia, Estados Unidos o Sudáfrica, por poner algunos ejemplos (Eldridge *et al.* 2011; Anadón *et al.* 2014). ¿Se da este fenómeno también en España? Pues depende, si miramos a la superficie forestal (especies leñosas en general, incluyendo árboles y arbustos), la respuesta es un rotundo sí; debido principalmente al abandono del pastoreo extensivo, los cultivos y la extracción de combustible, así como las reforestaciones realizadas desde la década de 1960 en adelante. Si nos referimos solo a la superficie forestal no arbolada (es decir, la dominada por matorrales), la historia cambia. Según la Sociedad Española de Ciencias Forestales (Bravo *et al.* 2017), la superficie forestal arbolada en nuestro país ha aumentado en un 25 % en el periodo 1990-2015, pero no así la no arbolada, que ha disminuido un 30 % en ese mismo periodo. Datos similares arroja el cuarto Inventario Forestal Español: la superficie forestal arbolada ha incrementado aproximadamente un 20 % entre (11,8 vs 14,7 millones de hectáreas entre 1965-1975 y 2008-2017), mientras que la no arbolada ha decrecido en un porcentaje similar (13,8 millones de ha vs los 11,6 actuales).

Si bien es cierto que no parece que haya una expansión de la superficie ocupada por matorral en nuestro país en términos generales, lo cierto es que el área ocupada por estas especies leñosas de bajo porte no es pequeño (entre un 13 % y un 24 % de nuestro territorio, según distintas fuentes; Bravo *et al.* 2017; IGN 2018) y que en algunas regiones de España ha aumentado en

las últimas décadas (hasta un 37 % más de superficie forestal no arbolada en Cataluña entre 2007 y 2017). Por tanto, es común en nuestro país que terrenos, otrora ocupados por cultivos, estepas o pastizales, estén viendo incrementada la cobertura de matorral. Tampoco es raro que superficies forestales arboladas que se han incendiado frecuentemente (lo suficiente como para eliminar el estrato arbóreo) se hallen ahora ocupadas por matorral (Baeza *et al.* 2007). En particular, el aumento de la abundancia de matorrales en nuestro territorio parece verse favorecido en pendientes elevadas y más expuestas a la radiación solar, o en suelos menos fértiles.

Aclarando conceptos: ¿qué supone la matorralización en distintos contextos ecológicos?

Mientras que el proceso lo tenemos claro, las consecuencias ambientales de la matorralización están más discutidas, quizás porque dependen de qué matorrales son los que colonizan, dónde lo están haciendo (condiciones climáticas, usos previos) y de qué atributo del ecosistema sea el que comparamos. No es lo mismo que incremente su cobertura un matorral que fija nitrógeno atmosférico o cuyo dosel protege el suelo que uno que emita compuestos alelopáticos y cuyas hojas estén separadas de la superficie del suelo por tallos en forma de «V» (Eldridge *et al.* 2011). Tampoco es lo mismo que se incremente la cobertura de matorral en un sitio seco, o con cobertura discontinua (estepas, cultivo) que lo haga en pastizales con coberturas cercanas al 100 % o en sitios más húmedos (Maestre *et al.* 2009; Soliveres *et al.* 2014). Y tampoco es lo mismo si lo que nos interesa es el valor forrajero de la zona, que si nos interesa el secuestro de CO₂ atmosférico por parte de la vegetación, o la riqueza de especies de aves o plantas (Eldridge *et al.* 2011; Anadón *et al.* 2014). Quizás las consecuencias más claras de la matorralización, y menos dependientes de distintos contextos ecológicos, son: 1) disminución del valor forrajero, sobretudo en lugares con pastoreo activo y 2) aumento en el secuestro de CO₂ atmosférico, aunque no así necesariamente de la productividad primaria. Si nuestro interés se centra en el valor forrajero para la producción de ganado, las estimaciones disponibles indican que por cada 1 % adicional en la cobertura de leñosas se reduce un 2,5 % la productividad del forraje (Anadón *et al.* 2014), en parte explicado por la reducción en la abundancia de gramíneas y leguminosas, base de la alimentación del ganado extensivo (Gómez-García *et al.* 2023).

Si estamos más interesados en la captura de CO₂ atmosférico, este aumentará a medida que lo haga la cobertura de arbustos u otras especies leñosas. Las estimaciones disponibles oscilan entre 0,28-2,97 nuevas toneladas de biomasa vegetal (materia seca ha⁻¹ año⁻¹), dependiendo del tipo de formación arbustiva (0,83 t ha⁻¹ año⁻¹ en tomillares o «matorrales degradados y eriales» en algunos ámbitos forestales). Estas tasas de acumulación de nueva biomasa vegetal vienen acompañadas de un incremento de entre 3,2-4 nuevas toneladas de carbono orgánico incorporadas anualmente al suelo por hectárea (Montero *et al.* 2020). Por tanto, la matorralización tiene generalmente efectos positivos sobre la cantidad de carbono almacenado, tanto en superficie como en el suelo (Maestre *et al.* 2009; Eldridge *et al.* 2011; Zhou *et al.* 2017). Conviene recordar aquí, por un lado, que el contenido de carbono en el suelo es uno de los indicadores frecuentemente utilizados como indicador de desertificación. Y, por otro, que mucha de la biomasa que estos matorrales acumulan tiene bajo contenido de humedad, lo que puede facilitar la propagación de incendios (ver caso 5 «Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego»).

Otro indicador de desertificación comúnmente utilizado, cambios en la productividad primaria, no parece seguir ninguna tendencia clara con la matorralización, con 19 estudios mostrando efectos positivos de este proceso, 20 mostrando efectos negativos y 9 estudios sin cambios (Eldridge *et al.* 2011). Estos efectos menos claros sobre la productividad primaria se extienden también a los registrados sobre la riqueza de especies de distintos grupos de organismos (aves, plantas vasculares o insectos), y las tasas de

Caja de texto IV.5.1. ¿Matorralización y desertificación? Escasa evidencia

La cobertura arbolada va en aumento en nuestro país, pero no así la de matorrales. Sin embargo, la superficie ocupada por matorrales ocupa una proporción importante de nuestro territorio (aproximadamente un 24 %), y está en aumento en algunas regiones. Este proceso de matorralización tiene generalmente un efecto positivo en lugares con una cobertura vegetal baja y heterogénea, con escasa dominancia inicial de matorral y bajo precipitaciones escasas, características comúnmente encontradas en lugares áridos y semiáridos (como el espartal de la fotografía), aunque puede conllevar un aumento en la biomasa seca que fomenta la propagación de incendios. Estos beneficios de la matorralización se dan particularmente sobre la biodiversidad, la capacidad de secuestrar CO₂ atmosférico, la fertilidad y capacidad de infiltrar agua del suelo, de ahí que se haya utilizado la introducción de matorrales (sobre todo rebrotadores, con dosel asociado al suelo, y con dispersión zoócora, es decir, a través de los animales) para la restauración de zonas degradadas en el semiárido.

Por otro lado, en lugares con cobertura vegetal continua, mayores precipitaciones e interés para el pastoreo, el proceso de matorralización puede conllevar pérdidas en la productividad, un mayor riesgo de incendio o una menor recarga de acuíferos, dependiendo del tipo de cobertura con el que se compare. Atendiendo a criterios como tasas de erosión, pérdidas en productividad primaria o contenido de materia orgánica en el suelo, encontramos escasa evidencia de que la matorralización incremente los procesos de desertificación en nuestro país, particularmente en ambientes áridos y semiáridos con coberturas vegetales discontinuas, que son los más sensibles a dichos procesos.



Figura CT IV.5.1. Espartales en zonas semiáridas de Almería. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.

erosión o pérdida de suelo, ya que son en general más dependientes del contexto ecológico. Los efectos sobre la diversidad tienden a ser más positivos en ambientes más áridos (Eldridge *et al.* 2011; Anadón *et al.* 2014), cuando la dominancia de arbustos en la comunidad es intermedia (ocupando un 40-60 % del total de la cobertura vegetal; Sirami *et al.* 2009; Soliveres *et al.* 2014), en dehesas o ecosistemas con coberturas discontinuas que en pastizales con coberturas continuas (Maestre *et al.* 2009, López-Díaz *et al.* 2015; Stanton *et al.* 2018) y para arbustos bajos, con el dosel asociado al suelo y fijadores de nitrógeno (Eldridge *et al.* 2011).

Por otro lado, aunque bastantes menos estudiados, particularmente en nuestro país, los procesos erosivos y de pérdida de suelo (asociados también a procesos de desertificación) parecen dispararse cuando ecosistemas antes ocupados por pastizales con coberturas altas se matorralizan, aumentando la proporción de suelo desnudo (Manjoro *et al.* 2012). Estos efectos son, obviamente, menos negativos en zonas con escasa cobertura del suelo (zonas deforestadas, cultivos), que comúnmente presentan elevadas tasas de erosión del suelo (ver el caso 14 «La desertificación del olivar: Un desafío complejo para un sistema agrícola diverso») que disminuyen drásticamente una vez colonizadas por matorrales (Lasanta *et al.* 2019).

Por último, un aspecto importante a considerar en la relación entre matorralización y desertificación es la relacionada con balances hídricos. Este tema se ha estudiado relativamente poco (Acharya *et al.* 2018), aunque el agotamiento de las reservas hídricas subterráneas no es precisamente un tema menor en el ámbito de la desertificación en nuestro país. En general, los mayores contenidos de materia orgánica bajo el dosel de los matorrales incrementan la infiltración y retención de agua en el suelo tras eventos de lluvia (e. g., Berdugo *et al.* 2014). Sin embargo, los doseles de estos mismos matorrales también interceptan gran cantidad de agua, particularmente

durante los pequeños episodios de lluvia (< 20 mm) evitando que esta llegue al suelo y, por tanto, ayude a recargar las reservas de agua subterránea (Moghli, tesis de máster, sin publicar). En general, la evidencia existente parece indicar que los espacios cubiertos con matorral generan mayores flujos de agua hacia los reservorios subterráneos que aquellos ocupados por arbolado. Sin embargo, comparativas entre sitios matorralizados y pastizales, tanto en el nivel de recarga como de uso del agua subterránea, sugieren que los ecosistemas matorralizados generan menores flujos de recarga que aquellos sin presencia de especies leñosas (Acharya *et al.* 2018).

Referencias

- ACHARYA BS *et al.* (2018) Woody Plant Encroachment Impacts on Groundwater Recharge: A Review. *Water*, 10(10), 1466. <https://doi.org/10.3390/w10101466>
- ANADÓN JD, *et al.* (2014) Effect of woody-plant encroachment on livestock production in North and South America, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 111 (35) 12948-12953, <https://doi.org/10.1073/pnas.1320585111>
- BAEZA MJ, *et al.* (2007) Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science*, 18: 243-252. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02535.x>
- BERDUGO M, *et al.* (2014). Vascular Plants and Biocrusts Modulate How Abiotic Factors Affect Wetting and Drying Events in Drylands. *Ecosystems* 17, 1242-1256. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9790-4>
- BRAVO F, *et al.* (2017) La situación de los bosques y el sector forestal en España – ISFE 2017
- ELDRIDGE DJ, *et al.* (2011) Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14: 709-722. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x>

- GÓMEZ-GARCÍA D, *et al.* (2023) Shrub encroachment in Mediterranean mountain grasslands: Rate and consequences on plant diversity and forage availability. *Journal of Vegetation Science*, 34, e13174.
- Instituto Geográfico Nacional (2018) Biogeografía. In: Atlas Nacional de España. Centro Nacional de Información Cartográfica, Madrid, Spain, pp 116-133
- LASANTA T, *et al.* (2019) Soil degradation, restoration and management in abandoned and afforested lands. *Advances in chemical pollution, environmental management and protection*, 4: 71-117.
- MAESTRE FT, *et al.* (2009) Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 12: 930-941. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01352.x>
- MANJORO M, (2012) Trends in Soil Erosion and Woody Shrub Encroachment in Ngqushwa District, Eastern Cape Province, South Africa. *Environmental Management* 49, 570-579. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9810-0>
- MONTERO G, *et al.* (2020) Producción de biomasa y fijación de carbón por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- SIRAMI C, *et al.* (2009) The impact of shrub encroachment on savanna bird diversity from local to regional scale. *Diversity and Distributions*, 15: 948-957. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00612.x>
- SOLIVERES S, *et al.* (2014), Woody dominance and ecosystem functioning. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1408-1416. <https://doi.org/10.1111/geb.12215>
- STANTON Jr, R.A., *et al.* (2018) Shrub encroachment and vertebrate diversity: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 27: 368-379. doi: 10.1111/geb.12675
- ZHOU Y, *et al.* (2017) Soil carbon response to woody plant encroachment: importance of spatial heterogeneity and deep soil storage. *Journal of Ecology*, 105: 1738-1749. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12770>

IV.6. Caso de estudio 5. Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego

Manuel Esteban Lucas-Borja

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, de Montes y Biotecnología.
Universidad de Castilla-La Mancha.

Incendios forestales

Los incendios forestales son un elemento principal en muchos de los ecosistemas terrestres, ya que se consideran parte fundamental de diferentes

procesos y dinámicas sucesorias en el paisaje (Pausas 2024). Desde el Carbonífero, hace ya 307-359 millones de años, esta perturbación ha actuado como un fenómeno natural que ha modelado el paisaje y el comportamiento de diferentes especies vegetales, de manera que, con el paso del tiempo



Figura IV.6.1. Regenerado de pino carrasco (*Pinus halepensis* M.) justo un año después del incendio en sierra de los Donceles en 2012 (Hellín, Albacete). Fotografía de Manuel E. Lucas-Borja.



Figura IV.6.2. Rebrote de lentisco (*Pistacia lentiscus* L.) dos meses después del incendio en Agramón en 2020 (Albacete). Fotografía de Manuel E. Lucas-Borja.

y su exposición a los incendios, las plantas han aprendido a convivir con el fuego (Resco de Dios, 2020) (figuras IV.6.1 y IV.6.2). Esta convivencia se ha generado bajo unas características determinadas definitorias de los incendios y de un ecosistema y ambiente particular, para un determinado lugar, lo que se conoce también como el régimen de incendios (Pausas 2024).

Entre las características principales que determinan un régimen de incendios, se consideran la estacionalidad (estación del año en la que se produce el incendio), la intensidad (cantidad de energía liberada por el fuego), la severidad del incendio (magnitud del cambio ecológico generado por el fuego en el ecosistema), la recurrencia (tiempo transcurrido entre incendios forestales que afectan una zona y ecosistema determinado), la tipología y la extensión del incendio (Sayedi *et al.*, 2024). Si en el pasado los diferentes ecosistemas y especies fueron evolucionando bajo lo que se denominaría un régimen natural de incendios, es en la actualidad, y por causa de diferentes circunstancias (abandono rural y desaparición del sector primario en estas zonas, ausencia de políticas de gestión forestal y fomento de las relacionadas con la supresión del fuego, el cambio climático, entre otros), cuando se ha alterado el régimen natural de incendios, convirtiéndolo en un régimen no natural o antropogénico (Turco *et al.*, 2018). La combinación del cambio climático, sequías, acumulación de biomasa y el incremento de

fuentes de ignición ha generado las condiciones perfectas para que podamos considerar los incendios como agentes que contribuyen a la pérdida de la función hidrológica del suelo y su productividad biológica (Neary, 2018).

Este hecho es fundamental para entender las relaciones existentes entre los fenómenos de desertificación e incendios forestales, que fue una de las situaciones detectadas en el Programa de Acción Nacional de 2008 como caso de desertificación, enmarcada en el «paisaje» dedicado al ámbito forestal, los «Eriales y matorrales degradados». Recientemente, la Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación de 2022 ha revisado esos paisajes, y los incendios aparecen vinculados al abandono de tierras agrícolas o a la ausencia de gestión de los ecosistemas forestales. En ambos casos la acumulación de material inflamable crea paisajes más propensos al fuego, que pueden traducirse a continuación en episodios de erosión o cambios irreversibles en la comunidad vegetal.

Muchas de las características distintivas de nuestros paisajes son fruto de la actividad humana (Shakesby, 2011). En la actualidad es notable en toda nuestra geografía el aumento de la continuidad vertical y horizontal de biomasa forestal, con la consecuente disminución de discontinuidades a nivel paisaje y ausencia de mosaicos con diferentes usos del suelo que servirían

Caja de texto IV.6.1. Diferentes tipos de efectos y elementos afectados por el fuego

Los incendios forestales generan efectos sobre el suelo, vegetación, aire y agua, que pueden ser directos o indirectos, a corto y largo plazo, tanto *in situ* (donde se ha producido el fuego) como a distancia. En el suelo, favorecen la erosión y degradación; en la vegetación, alteran su estructura, composición y sucesión ecológica. A nivel atmosférico, emiten contaminantes que afectan la calidad del aire y la salud pública. En el agua, las cenizas y sedimentos deterioran su calidad y aumentan el riesgo de eutrofización. Estos impactos pueden acelerar la desertificación y reducir la capacidad de recuperación del ecosistema, especialmente con incendios recurrentes y cambio climático.



de interrupciones naturales frente a la circulación del fuego (Moreno *et al.*, 2023; Pausas y Fernández-Muñoz, 2011). Hablar en este contexto de los incendios forestales como los únicos o más importantes agentes desencadenantes de la degradación del suelo y pérdida de su fertilidad y, por tanto, generando procesos de desertificación es arriesgado, sobre todo a una escala temporal amplia. Por ejemplo, Pausas *et al* (2008) demostraron que el deterioro de las condiciones ambientales y erosión después de los incendios no son una regla general, pero sí que pueden ser importantes en unión con perturbaciones humanas previas. En esta línea y en el caso de la erosión del suelo después de incendios, Shakesby (2011) encontró que, a nivel de parcela, muchos de los incendios estudiados presentaron una erosión inferior a 1 t ha⁻¹, siendo la mayoría inferior a 10 t ha⁻¹. Es, por tanto, necesario atender al concepto de régimen no natural de incendios para poder explicar la relación existente entre incendios forestales y desertificación, asumiendo también que este grado de desertificación dependerá del tipo del suelo, clima, vegetación y de degradación previa al fuego (Neary, 2018). La transformación actual del paisaje agrario por causas antropogénicas puede generar incendios de mayores dimensiones e intensidad en un contexto de cambio climático. En ecosistemas sensibles a los efectos de los incendios forestales, que además no presentan adaptaciones a este tipo de perturbación, incendios intensos y severos pueden ser causa principal de desertificación.

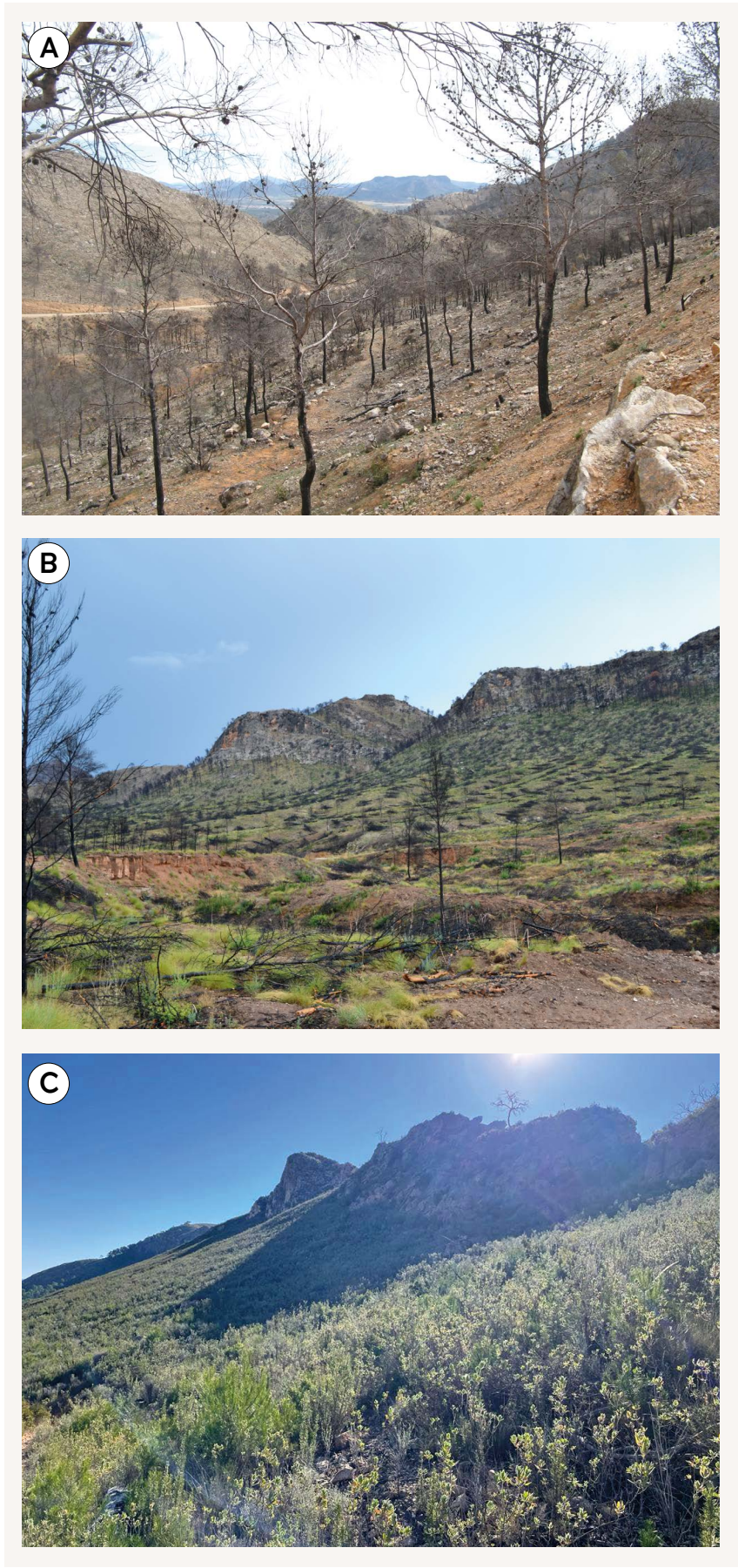


Figura IV.6.3. Sucesión vegetal después del fuego. Incendio de sierra de los Donceles (Albacete) en 2012. Secuencia de la misma zona para los años 2012, 2014 y 2023. Fotografías de Manuel E. Lucas-Borja.

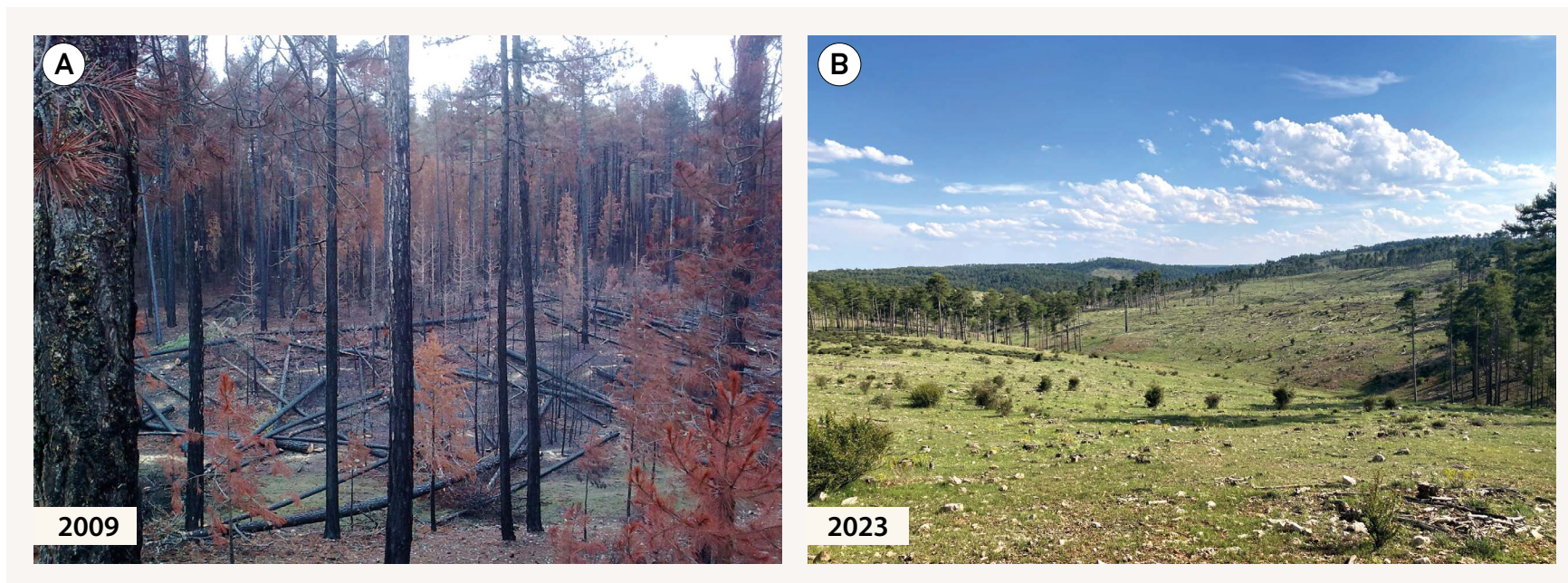


Figura IV.6.4. Cambios en el paisaje y composición vegetal en el incendio de Majadas del año 2009 (serranía de Cuenca). Fotografías de Manuel E. Lucas-Borja.

Diferentes tipos de impacto y elementos afectados

Después de un incendio forestal, la pérdida de la cobertura vegetal y de la protección que la vegetación ejerce sobre el suelo frente a las precipitaciones aumenta las tasas de erosión eólica o hídrica. La combustión completa o parcial de la vegetación reduce la superficie vegetal desde la que se realizan diferentes procesos como los de evaporación y transpiración, reduce la capacidad del sistema de retener agua y disminuye los obstáculos para las escorrentías superficiales, lo que confiere una mayor energía y poder de arrastre a las escorrentías generadas. Además, el suelo se vuelve más vulnerable a los procesos de escorrentía y erosión, lo que puede degradar su calidad y funcionalidad (Lucas-Borja *et al.*, 2020; Carmona-Yáñez, 2023). La combustión y reducción de la materia orgánica del suelo por efecto de los incendios puede también afectar a sus propiedades fisicoquímicas y biológicas, y por ende a su funcionamiento. Sin embargo, la magnitud de todos estos impactos, que se podrían asociar a una pérdida de la calidad ambiental y ecológica de un determinado lugar por acción del fuego, bajo un régimen natural de incendios y en el largo plazo de tiempo, permitirían que el ecosistema pueda responder generalmente de manera positiva y recuperarse de la perturbación (Pausas 2024). Puede ser que en el corto plazo el impacto ambiental, ecológico y paisajístico sea notable, pero con el tiempo el sistema recobrará su funcionalidad y propiedades en ambientes peninsulares y bajo un régimen natural de incendios (figura IV.6.3).

Por el contrario, cuando estamos bajo los parámetros de un régimen no natural de incendios, como por ejemplo con incendios con severidad e intensidad muy elevada debido a la gran acumulación vertical y horizontal de biomasa, o incendios en estaciones del año atípicas para este tipo de perturbaciones por efecto principalmente del cambio climático, o bajo una recurrencia de incendios demasiado corta debido al aumento en las fuentes de ignición, o con un tipo de incendios diferente en extensión y tipología al que no están adaptadas las especies vegetales, sí que podemos hablar de importantes procesos degradativos (figura IV.6.4).

En el contexto de un régimen no natural o antropogénico, los incendios forestales y la desertificación están interrelacionados en un ciclo de retroalimentación que puede tener impactos negativos importantes en los ecosistemas, sus propiedades y su funcionalidad. Es, por tanto, importante aceptar la idea de que sería el régimen de incendios y no el incendio *per se*, el que desencadenaría los importantes procesos de degradación del ecosistema y, por tanto, su desertificación. Tal y como demostraron Nolan

et al. (2021), en un régimen no natural de incendios es probable que se produzcan cambios en la estructura de la vegetación, la demografía y la composición de las especies (figura IV.6.4), con los consiguientes efectos y degradación en los ecosistemas, que sí pudiese incurrir en procesos importantes de desertificación. Es en este contexto de régimen no natural de incendios forestales en el que este tipo de perturbación desencadena un ciclo de degradación ambiental y ecológica que afecta la salud y la estabilidad de los ecosistemas forestales y población asociada, así como una pérdida de su capacidad para recuperarse y sustentar los niveles de biodiversidad y generación de servicios ecosistémicos existentes previos al fuego.

Referencias

- CARMONA-YÁÑEZ MD, LUCAS-BORJA ME, ZEMA DA, *et al* (2023) Influence of management and stand composition on multifunctionality of Mediterranean tree forests. *Trees* 37:1801-1816. <https://doi.org/10.1007/s00468-023-02462-w>
- LUCAS-BORJA ME, DELGADO-BAQUERIZO M, MUÑOZ-ROJAS M, *et al* (2020) Changes in ecosystem properties after postfire management strategies in wild-fire-affected Mediterranean forests. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13819>
- MORENO M, BERTOLÍN C, ARLANZÓN D, *et al* (2023) Climate change, large fires, and cultural landscapes in the Mediterranean basin: An analysis in southern Spain. *Heliyon* 9(6): e16941. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16941>
- NEARY DG (2018) Wildfire contribution to desertification at local, regional, and global scales. In: Squires VR, Ariapour A (eds) *Desertification: Past, Current and Future Trends*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, pp 199-222
- NOLAN RH, BOER MM, COLLINS L, *et al* (2021) Limits to post-fire vegetation recovery under climate change. *Plant Cell Environ* 44:3471-3489. <https://doi.org/10.1111/pce.14176>
- PAUSAS JG (2024) Incendios forestales. Una introducción a la ecología del fuego. Catarata y CSIC, Colección: ¿Qué sabemos de? núm. 158
- PAUSAS JG, FERNÁNDEZ-MUÑOZ S (2011) Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110:215-226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>
- PAUSAS JG, LLOVET J, RODRIGO A, *et al* (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17:713-723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>
- RESCO DE DIOS V (2020) *Plant-Fire Interactions: Applying Ecophysiology to Wildfire Management*. Springer Nature Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-41194-7>

- SAYEDI SS, ABBOTT BW, VANNIÈRE B, *et al* (2024) Assessing changes in global fire regimes. *Fire Ecology* 20:18. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00237-9>
- SHAKESBY RA (2011) Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105:71-100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- TURCO M, ROSA-CÁNOVAS JJ, BEDIA J, *et al* (2018) Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications* 9:3821. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06358-z>

IV.7. Caso de estudio 6. Las plantas invasoras como síntoma y vehículo de degradación

Ana Novoa^{1,2} y Pablo González-Moreno^{3,4}

¹Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC.

²Department of Invasion Ecology, Institute of Botany, Czech Academy of Sciences.

³Research Group Evaluation and Restoration of Agroforest Systems, ERSAP, Department of Forestry Engineering, Universidad de Córdoba.

⁴ERSAP, Andalusian Institute for Earth System Research (IIITA), University of Córdoba.

Invasiones de plantas exóticas

Desde hace siglos, el ser humano ha trasladado especies vegetales más allá de sus áreas de distribución natural, tanto de forma intencionada –por ejemplo, para su uso ornamental, agrícola o forestal– como de manera accidental –por ejemplo, asociadas al transporte de otros bienes, como el transporte accidental de semillas en suelo comercial, o a través del turismo, como el transporte de semillas incrustadas en botas de montaña– (Hulme 2009). Estos movimientos de especies se han intensificado en las últimas décadas debido a la globalización, y como resultado muchas especies vegetales han llegado a nuevas regiones del mundo donde no existían previamente (Seebens *et al.* 2021).

Una parte de las especies introducidas logra establecer poblaciones auto-sostenibles en los nuevos ambientes. Algunas de ellas, además, presentan una gran capacidad de expansión, colonizando amplias áreas del territorio y causando impactos ambientales y socioeconómicos negativos. Es en estos casos cuando hablamos de plantas exóticas invasoras, es decir, especies introducidas que proliferan fuera de su área de distribución natural y generan impactos negativos (Roy *et al.*, 2023).

Se estima que un 6 % de las especies vegetales introducidas se convierten en invasoras, lo que representa una fracción considerable con consecuencias significativas (Roy *et al.*, 2023). Los impactos de las plantas invasoras incluyen la pérdida de biodiversidad nativa, la alteración de ciclos biogeoquímicos y procesos ecológicos, como la dinámica del fuego o la disponibilidad hídrica, así como efectos directos sobre sectores económicos –como la agricultura, el turismo o la gestión del agua– y sobre el bienestar humano (Roy *et al.*, 2023). Además, el control y la erradicación de estas especies generan elevados costes económicos para las Administraciones públicas y la sociedad en general (Novoa *et al.* 2024).

En ecosistemas especialmente frágiles, como los ambientes áridos y semiáridos del sur de Europa, las plantas exóticas invasoras suponen una amenaza aún mayor. Estos ecosistemas, ya de por sí vulnerables a los efectos del cambio climático, a la sobreexplotación de recursos y a la degradación del suelo, pueden sufrir transformaciones profundas por la acción de especies invasoras. En algunos casos, estas alteraciones pueden actuar como desencadenantes de procesos de desertificación, agravando la pérdida de servicios ecosistémicos clave y poniendo en riesgo la sostenibilidad ecológica y socioeconómica de las regiones afectadas (Ravi *et al.*, 2009).

Las invasiones vegetales y la desertificación

Las plantas exóticas invasoras pueden causar o acelerar los procesos de desertificación a través de diversos mecanismos. Por ejemplo, algunas

plantas exóticas invasoras presentan tasas elevadas de transpiración y un crecimiento rápido, y por ello consumen grandes cantidades de agua. Este es el caso de la caña común (*Arundo donax*), nativa de las zonas riparias del este de Asia e invasora en España (figura IV.7.1), la cual puede llegar a consumir 2000 litros de agua por metro cuadrado. Esto reduce la disponibilidad hídrica para otras especies y puede alterar los regímenes hidrológicos locales (Jiménez-Ruiz *et al.*, 2021). Además, la invasión de la



Figura IV.7.1. Invasión de la caña común (*Arundo donax*) en cabo de Gata, Almería. Fotografía de Ana Novoa.



Figura IV.7.2. Invasión de rabo de gato (*Cenchrus setaceus*) en Córdoba. Fotografías de Pablo González-Moreno.



Figura IV.7.3. Invasión de *Austrocylindropuntia subulata* en cabo de Gata, Almería.
Fotografía de Ana Novoa.

caña común disminuye la capacidad de evacuación de agua de los cauces, causando grandes impactos (caja de texto IV.7.1).

Las plantas invasoras también pueden incrementar la biomasa combustible, lo que provoca un aumento en la frecuencia e intensidad de incendios (Brooks *et al.*, 2004; caso de estudio «Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego»). Este cambio en los regímenes de incendios puede dificultar la sucesión secundaria y acelerar la degradación del suelo. En España, varias plantas invasoras, como *Arundo donax* y *Ampelodesmos mauritanica*, contribuyen a los cambios en los regímenes de incendios forestales al aumentar tanto la cantidad como la continuidad de combustible, lo que facilita la rápida propagación de incendios forestales intensos (Vilà *et al.*, 2021; Coffmann *et al.*, 2010).

Además, las plantas exóticas invasoras a menudo desplazan a especies nativas, lo cual reduce la biodiversidad y compromete la provisión de servicios ecosistémicos clave –como la estabilización del suelo y el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos–, lo que a su vez debilita la resiliencia del ecosistema ante eventos extremos (Vilà *et al.*, 2024). Las plantas invasoras suelen formar poblaciones densas y monoespecíficas que limitan la disponibilidad de luz y agua para las especies nativas, un problema particularmente crítico en ecosistemas áridos y semiáridos. Ejemplos notables incluyen *Carpobrotus spp.* y *Arundo donax*, cuya invasión puede alterar significativamente las comunidades de plantas nativas e incluso afectar a otros taxones, como los invertebrados (Campoy *et al.*, 2018; Jiménez-Ruiz *et al.*, 2021).

Caja de texto IV.7.1. Interés mediático sobre la invasión de *Arundo donax* tras episodios de DANA en la Comunidad Valenciana

La invasión de la caña común (*Arundo donax*) en los cauces y campos de la Comunidad Valenciana ha captado la atención de diversos medios de comunicación, especialmente tras los episodios de lluvias intensas asociados a la DANA en 2024. La invasión de la caña común agravó los efectos de las inundaciones asociadas a la DANA, afectando negativamente a la agricultura local. Algunos ejemplos de esta cobertura mediática incluyen:

- Una caña invasora arrastrada por la DANA coloniza el campo valenciano: «Superan la altura de árboles» – Europa Press, 6 de mayo de 2025.
- Una especie invasora se dispara tras la DANA y amenaza el campo valenciano: «Se extiende como la pólvora» – 20 minutos, 4 de mayo de 2025.
- La «Arundo donax», la caña invasora que agravó la riada de Valencia: «Quitar un kilómetro cuesta un millón» – El Español, 11 de noviembre de 2024.
- Una caña invasora arrastrada por la DANA coloniza el campo valenciano– Telecinco, 6 de mayo de 2025.

Estas noticias reflejan la creciente preocupación social y política respecto al impacto de *Arundo donax* en la región, así como la necesidad urgente de implementar medidas de gestión y control para mitigar sus efectos.

La invasión de plantas exóticas invasoras tiene implicaciones que trascienden lo ecológico, representando una amenaza significativa para el bienestar humano. Por un lado, causan pérdidas económicas desorbitadas. Por ejemplo, en España, el coste de las invasiones vegetales ha ascendido, al menos, a más de 140 millones de euros desde 1997 (Novoa *et al.*, 2024). La especie más costosa es el jacinto de agua o camalote (*Eichhornia crassipes*), una planta acuática que invade lagunas y ríos produciendo una gran cantidad de biomasa. Su rápida proliferación reduce drásticamente la cantidad de luz que penetra en el agua y limita el intercambio gaseoso entre la atmósfera y el medio acuático. Además, debido a su alta tasa de evapotranspiración, disminuye la cantidad de agua disponible, lo cual repercute en el suministro para riego, consumo humano y otros usos. El jacinto de agua también obstruye canales de navegación y riego, dificulta actividades económicas y recreativas, y crea hábitats propicios para la proliferación de mosquitos. Actualmente, los costes registrados del jacinto de agua en España ascienden a más de 53 millones de euros (Novoa *et al.*, 2024). En otras zonas del mundo, como es el caso del lago Victoria (Mujingni Epse Cho, 2012), la invasión del jacinto de agua ha llegado incluso a obligar a comunidades a abandonar sus medios de vida. Otros ejemplos de plantas exóticas invasoras que están causando grandes pérdidas económicas en España incluyen el eucalipto (*Eucalyptus spp.*), con pérdidas de hasta 41 millones de euros; la caña común, con pérdidas de más de 11 millones de euros, y el rabo de gato (*Cenchrus setaceus*; figura 2) con pérdidas de más de 8 millones de euros (Novoa *et al.*, 2024).

En zonas áridas, ciertos tipos de plantas exóticas tienden a mostrar una mayor propensión a invadir que otros. Por ejemplo, se ha observado que un gran número de plantas que presentan el metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM), una vez introducidas en zonas áridas fuera de su área nativa, han podido expandirse e invadir (Yu *et al.* 2024). Posiblemente, esto es resultado de sus adaptaciones fisiológicas, las cuales les confieren ventajas en ambientes caracterizados por la escasez de agua, altas temperaturas y

suelos pobres, lo que puede facilitar su éxito como especies invasoras en ecosistemas áridos. Por ejemplo, varias especies de la familia *Cactaceae*, especialmente de los géneros *Opuntia* y *Cylindropuntia*, están invadiendo zonas áridas de África, Australia, Estados Unidos y Europa (Novoa *et al.* 2015, figura IV.7.3), causando una amplia variedad de impactos ecológicos y socioeconómicos negativos (Novoa *et al.* 2016).

Las invasiones vegetales interactúan con otros factores de cambio global como el cambio climático, la sobreexplotación de los recursos naturales, los cambios de uso del suelo y la contaminación, configurando escenarios complejos que agravan la pérdida de funcionalidad y resiliencia de los ecosistemas (Roy *et al.*, 2023). Por ejemplo, la sobreexplotación de acuíferos reduce la resiliencia de la vegetación nativa, facilitando la invasión por especies de plantas exóticas que acceden más eficientemente al agua subterránea (Dudley *et al.*, 2014). Igualmente, la combinación de incendios recurrentes y sequías prolongadas crea un entorno hostil para las especies nativas, favoreciendo a especies pirófitas invasoras (Le Maitre *et al.*, 2023). Estas interacciones generan bucles de retroalimentación que pueden acelerar los procesos de invasión y desertificación (Ravi *et al.* 2009).

Hacer frente a las invasiones vegetales

Para hacer frente a las invasiones de plantas exóticas, lo más eficaz es prevenir la llegada de nuevas plantas exóticas potencialmente invasoras (Roy *et al.*, 2023). Para ello, es fundamental entender qué especies podrían convertirse en invasoras si fueran introducidas, y regular su introducción intencionada. También es clave tener protocolos claros y eficaces para detectar y responder de forma rápida ante nuevas invasiones.

Desde 2007, España cuenta con un marco legal específico para combatir las especies exóticas invasoras, a través del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (CEEI). Este catálogo, creado por la Ley del Patrimonio Natural de la Biodiversidad y desarrollado mediante el Real Decreto 630/2013, prohíbe la posesión, transporte y comercio de especies invasoras, y obliga a su control o erradicación. La inclusión de una especie en el CEEI se basa en evidencia científica sobre su introducción humana y su amenaza a la biodiversidad, la agricultura o la economía. Actualmente, el CEEI incluye 199 taxones, 85 de ellos vegetales. Además del CEEI, existe un listado de 3500 taxones exóticos potencialmente invasores alojado en la web del MITECO. El Real Decreto 570/2020 del 16 de junio establece que, para importar por primera vez desde fuera de la Unión Europea uno de estos taxones, se requiere autorización ambiental del MITECO. Finalmente, desde 2014 existe un reglamento comunitario (N.º 1143/2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras) que contiene un listado de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión Europea y limitaciones similares a las de la normativa española (Castro Díez *et al.*, *in Press*).

Referencias

- BROOKS ML, D'ANTONIO CM, RICHARDSON DM, GRACE JB, KEELEY JE, DiTOMASO JM, HOBBS RJ, PELLANT M, PYKE D (2004) Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* 54(7): 677-688
- CAMPOY JG, ACOSTA AT, AFFRE L, BARREIRO R, BRUNDU G, BUISSON E, GONZÁLEZ L, LEMA M, NOVOA A, RETUERTO R, ROILLOA SR, FAGÚNDEZ J (2018) Monographs of invasive plants in Europe: *Carpobrotus*. *Botany Letters* 165(3-4): 440-475
- CASTRO DÍEZ P, ALONSO A, GALLARDO B, VILÀ M, GARCÍA-BERTHOUE E, NOVOA A, ANGULO E, CALMAESTRA RG (*in Press*) Diez años de avances en investigación y gestión de invasiones biológicas en España. *Ecosistemas*
- COFFMAN GC, AMBROSE RF, RUNDEL PW (2010) Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems. *Biological Invasions* 12(8): 2723-2734
- DUDLEY BD, FLINT HUGHES R, OSTERTAG R (2014) Groundwater availability mediates the ecosystem effects of an invasion of *Prosopis pallida*. *Ecological Applications* 24(8): 1954-1971
- HULME PE (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 10-18
- JIMÉNEZ-RUIZ J, HARDION L, DEL MONTE JP, VILA B, SANTÍN-MONTANYÁ MI (2021) Monographs on invasive plants in Europe N.º 4: *Arundo donax* L. *Botany Letters* 168(1): 131-151
- LE MAITRE DC, MÁGUAS C, ULM F, MARCHANTE H (2023) Ecological impacts and changes in ecosystem services and disservices mediated by invasive Australian Acacia species. In: Richardson DM, Le Roux JJ, Marchante E (ed) *Wattles: Australian Acacia Species around the World*, CABI
- MUJINGNI EPSE CHO JT (2012) Quantification of the Impacts of Water Hyacinth on Riparian Communities in Cameroon and Assessment of an Appropriate Method of Control: The Case of the Wouri River Basin. *World Maritime University Dissertations*, Malmö, Sweden. http://commons.wmu.se/all_dissertations/29
- NOVOA A, OFICIALDEGUI FJ, GÓMEZ-CALMAESTRA R, DURÁN C, ANGULO E (2024) ¿Cuánto cuestan las invasiones biológicas al bolsillo de los españoles? *Quercus* (458): 20-27
- RAVI S, D'ODORICO P, COLLINS SL, HUXMAN TE (2009) Can biological invasions induce desertification? *New Phytologist* 151: 512-515
- ROY HE, PAUCHARD A, STOETT PJ *et al* (2024) Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature ecology & evolution* 8(7): 1216-1223
- SEEBENS H, BACHER S, BLACKBURN TM, CAPINHA C, DAWSON W, DULLINGER S, GENOVESI P, HULME PE, VAN KLEUNEN M, KÜHN I, JESCHKE JM (2021) Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global change biology* 27(5): 970-982
- VILÀ M, TRILLO A, CASTRO-DÍEZ P, GALLARDO B, BACHER S (2024) Field studies of the ecological impacts of invasive plants in Europe. *NeoBiota* 90: 139-159
- VILÀ M, LLORET F, OGHIERI E, TERRADAS J (2001) Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and Management* 147(1): 3-14
- YU K, D'ODORICO P, NOVOA A, COLLINS SL, HARTZELL S, HUANG H, LIU H, WEIGELT P, PORPORATO AM (2024) Potential expansion of plants with crassulacean acid metabolism in the Anthropocene. *BioScience* 74(7): 478-487

IV.8. Caso de estudio 7. Los procesos de mortalidad: Cómo la muerte de los árboles puede acelerar la desertificación

Rafael M.^a Navarro Cerrillo

Departamento de Ingeniería Forestal. Laboratorio de Dendrocronología, Selvicultura y Cambio Climático, DendrodatLab-ERSAF, Universidad de Córdoba

Los procesos de mortalidad de sistemas forestales

La dinámica de los ecosistemas se ve alterada por las perturbaciones, naturales o antrópicas (McDowell *et al.*, 2020). En el caso de los procesos de mortalidad, el estrés ambiental puede causar directamente la muerte del arbolado, la cual se acumula de forma lineal a escalas espaciales más amplias: individuo, bosque, rodal y monte, o interactuar con otras perturbaciones para propagarse de forma no lineal a escala de paisaje o incluso a escala regional (figura IV.8.1). Debido a estas interacciones a través de escalas espaciales, se han dado diferentes explicaciones a los procesos de mortalidad (Navarro-Cerrillo, 2024). Recientemente la combinación de sequías extremas y temperaturas elevadas ha superado, aparentemente, los umbrales fisiológicos de mortalidad de múltiples especies de árboles (Sala *et al.*, 2010). No obstante, aunque el estrés directo inducido por el clima puede haber sido suficiente para causar la muerte masiva de algunos sistemas forestales, se han identificado importantes agentes bióticos que afectan a árboles débiles y moribundos, confundiendo las causas subyacentes y las primarias de los extensos patrones de mortalidad forestal (Navarro-Cerrillo, 2024). Además, existe una considerable certidumbre sobre cómo la variabilidad de los factores climáticos aumentará, resultando en un aumento de la frecuencia, la severidad (tanto temporal como espacial) y la gravedad de las sequías.

Estos procesos de mortalidad masiva de una especie dominante pueden tener efectos ecológicos a largo plazo y podrían tener profundas consecuencias sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, la composición de especies, los procesos ecohidrológicos, el ciclo biogeoquímico, la dinámica de las perturbaciones y la prestación de servicios ecosistémicos, incluyendo el secuestro de carbono (Anderegg *et al.*, 2015). Los recientes procesos de mortalidad en el sureste de la península ibérica (figura IV.8.1) ilustran perfectamente estos impactos a distintas escalas espaciales, impulsados por la retroalimentación positiva entre el estrés hídrico y los agentes bióticos (Trujillo-Toro y Navarro-Cerrillo, 2019). Una preocupación derivada del posible aumento de la mortalidad forestal es la posibilidad de que estos agraven los procesos de desertificación; en particular, en sistemas que ya presentan una alta vulnerabilidad a dichos procesos, como es el caso de los ecosistemas forestales mediterráneos, dadas sus limitaciones climáticas, la dominancia de sistemas al límite de la distribución de muchas especies arbóreas y los potenciales cambios en la estructura forestal, con altos niveles de suelo desnudo y baja cobertura herbácea (véanse los casos de estudio «La matorralización de las zonas áridas» e «Incendios forestales y desertificación: El papel del régimen de fuego»).

Efecto de los procesos de mortalidad en la desertificación

La reducción rápida y extensa de la cobertura vegetal –no solo leñosa, sino también herbácea– por debajo de los valores umbral críticos debido

a la muerte del arbolado, que afectan directamente a la estructura y a la distribución espacial de la vegetación, puede modificar tanto los procesos ecohidrológicos como la desertificación (Adams *et al.*, 2012). Cuando analizamos los procesos de mortalidad a escala de paisaje, estos provocan efectos ecohidrológicos directos, específicamente en los componentes del balance hídrico (evaporación del suelo-E, transpiración de las plantas-T, evapotranspiración ET y evaporación del agua interceptada por el dosel vegetal-I) (Del Campo *et al.*, 2014, figura IV.8.2).

Considerando estos cambios en el balance hídrico, la mortalidad puede afectar indirectamente a otros aspectos del funcionamiento hidrológico, como la infiltración y la distribución de las vías de flujo, lo que posteriormente resultaría en cambios en el estado de humedad del suelo, la dinámica de recarga de las aguas subterráneas y el volumen y la frecuencia del caudal. Por otro lado, la pérdida de arbolado aumenta la «energía» que llega al suelo. Como resultado, la reducción de la cobertura del dosel asociada a los procesos de mortalidad puede llevar a que el suelo se seque de forma más temprana, más rápida y más sincronizada, lo que amplifica la escorrentía y la erosión a medida que las teselas aisladas de suelo desnudo se conectan, fusionándose en redes de percolación a escalas espaciales más amplias (Adams *et al.*, 2012). Las mayores pérdidas netas de agua y de suelo retroalimentan la pérdida de productividad y el vigor de la cubierta vegetal, generando una espiral de desertificación (figura IV.8.2). Una vez iniciados estos procesos (mortalidad-desertificación), los cambios de las relaciones entre los patrones de pérdida de la vegetación y los procesos de erosión acelerada pueden persistir durante décadas, y, una vez consolidado el proceso de desertificación por la pérdida de vegetación y del suelo, los ecosistemas semiáridos pueden tardar décadas en recuperarse.

Los estudios que han abordado el efecto de las reducciones de la cobertura del dosel, debido a factores distintos a la mortalidad, sobre el balance hidrológico (ver por ej., Molina *et al.*, 2021) muestran las influencias potencialmente opuestas de los componentes E y T con diferentes pesos de clara (*asimilables* a una pérdida de cobertura). Una pérdida *intensa* de densidad mostró diferencias significativas en el contenido de agua en el suelo, aunque la transpiración de las parcelas con claras fuertes fue muy similar a la de claras moderadas. Estos resultados respaldan la idea de que una apertura excesiva del bosque hace que el sotobosque compita más fuertemente por el agua, contrarrestando así la mayor transpiración de los árboles observada a corto plazo.

En ese sentido, si la mortalidad se produce en zonas con valores bajos del índice de aridez, los procesos de mortalidad pueden provocar una mayor disponibilidad de agua para los otros componentes de la vegetación, como efecto indirecto de la mortalidad de los árboles, aunque esto vendrá matizado por la capacidad de infiltración del suelo. Sin embargo, en cuencas semiáridas, cuando haya una pérdida de cobertura arbórea, se puede producir una reducción brusca del rendimiento hídrico postmortalidad, tanto

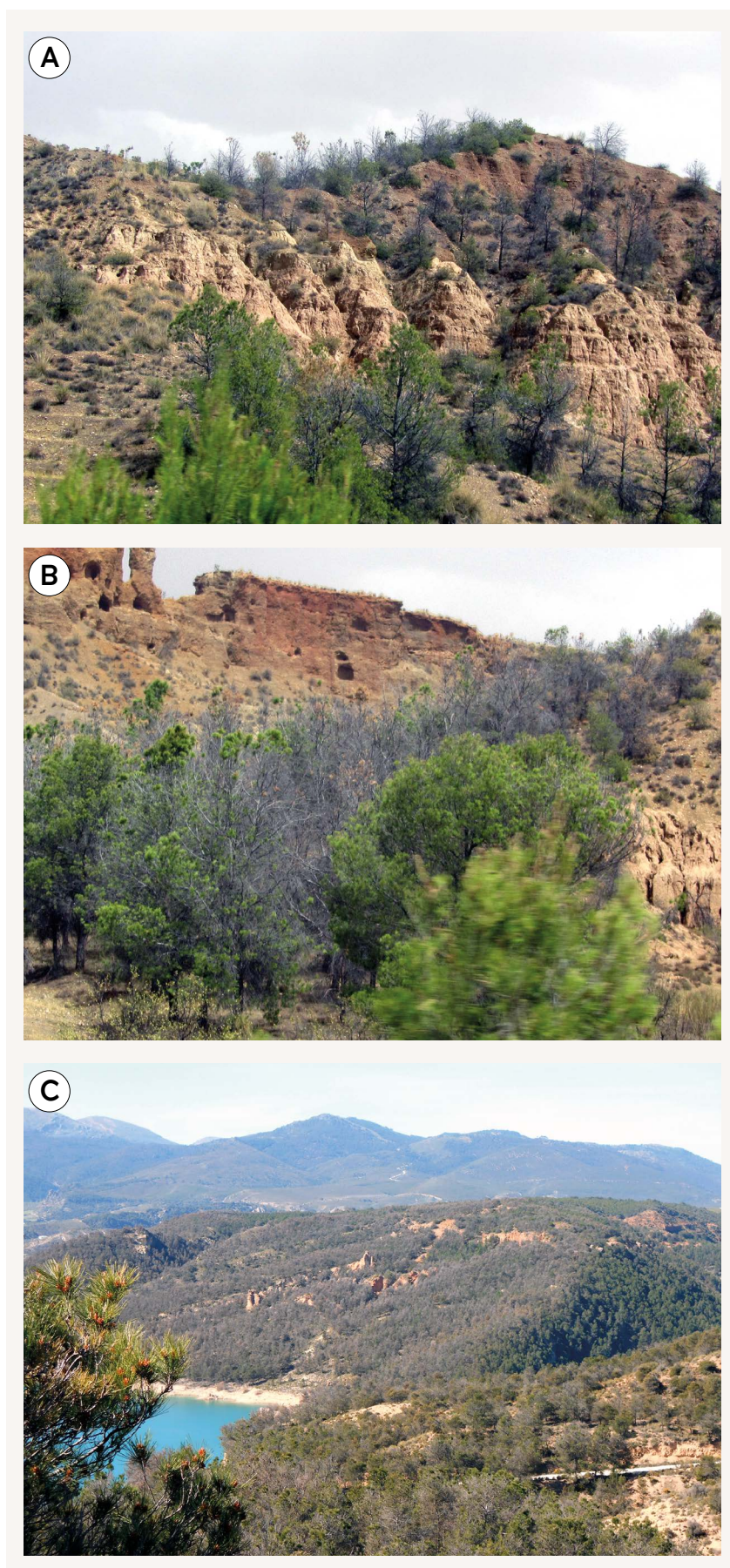


Figura IV.8.1. Procesos de mortalidad en masas de *Pino halepensis* en Guadix (Granada) operando a escala de árbol individual (superior), rodal (intermedia) y paisaje (inferior). Fotos del autor.

por el rápido crecimiento del sotobosque, que reduce el flujo superficial, como por el aumento de la ETI. En condiciones de sequías severas, y con

procesos de mortalidad, se pueden agotar rápidamente los recursos hídricos del suelo profundo, haciendo muy susceptible a la vegetación cuyas raíces extraen agua a menor profundidad (ej., repoblaciones forestales de *Pinus pinaster*). Esto puede dar lugar a posibles umbrales no lineales entre la mortalidad y la respuesta hidrológica, y a efectos específicos sobre los procesos de generación de escorrentía (es decir, flujo superficial *hortoniano*, exceso de flujo superficial por saturación, y flujo subsuperficial).

Alternativas de gestión para reducir el efecto de los procesos de mortalidad en la desertificación.

Los procesos de mortalidad de sistemas forestales en áreas de alta vulnerabilidad a la desertificación (bajo índice de aridez, alta frecuencia de sequías) empiezan a ser perceptibles, y ya se han producido cambios significativos en la cubierta vegetal, principalmente por actuaciones selvícolas de emergencia (ej., sierra de Baza, Guzmán Álvarez *et al.*, 2020) análogos a los experimentados después de grandes incendios. Sería importante explorar estos cambios con mayor profundidad integrando datos hidrológicos de campo y teledetección para evaluar el cambio en la cubierta leñosa. Los patrones a distintas escalas pueden mostrar la pérdida de vegetación arbórea, pero estos pueden ocultar otros cambios más sutiles, como un rápido aumento de la cubierta de matorral. Esto demuestra la necesidad de análisis más detallados y dinámicos al abordar las tendencias temporales de los procesos de mortalidad a escala local (Ariza *et al.*, 2019; figura IV.8.3).

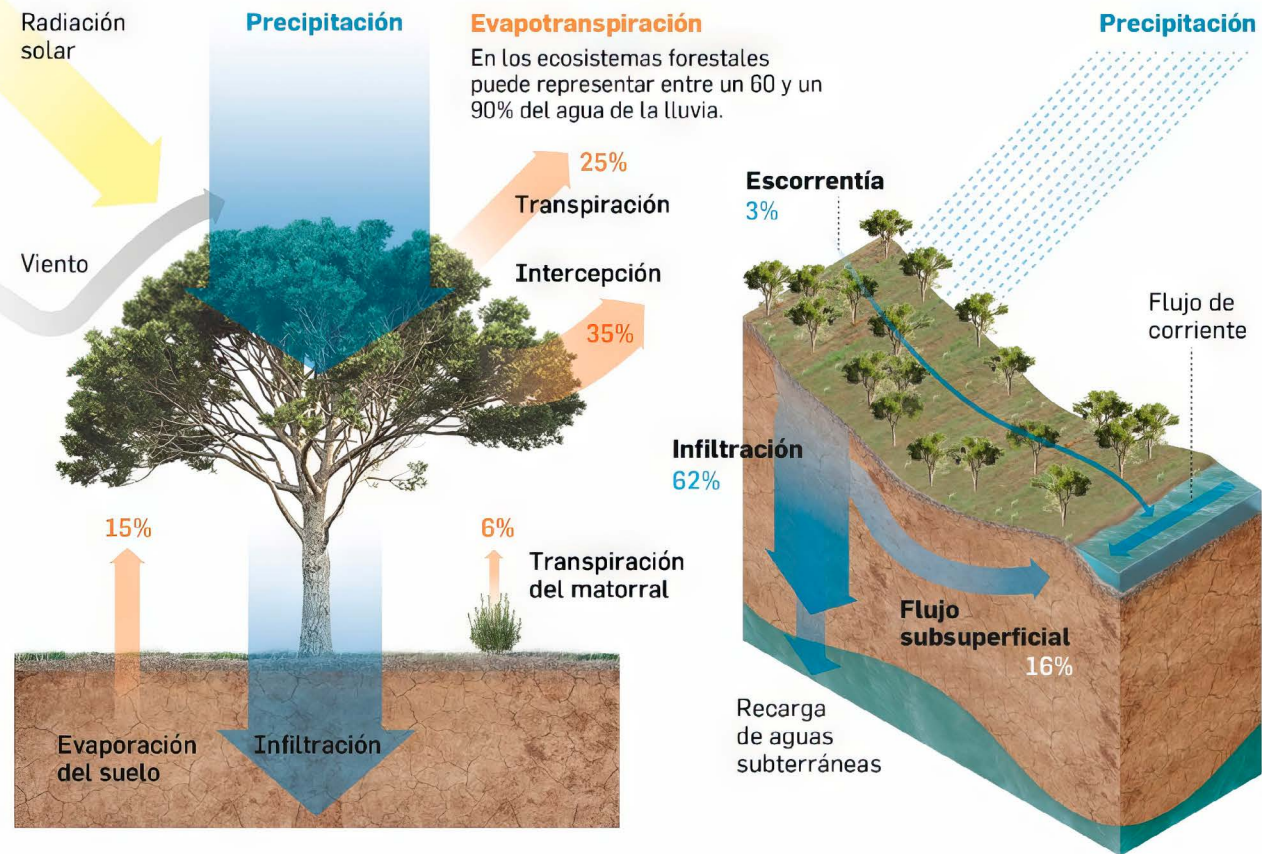
El resultado final puede dar lugar a paisajes más fragmentados por la acción recurrente de periodos de sequía severa que provocan la muerte por rodales junto con la expansión de otras estructuras de vegetación (ej., matorrales), como ya se ha observado en áreas afectada por procesos severos de mortalidad (ej., Guadix, figura IV.8.1). Esta situación hace que las posibles alternativas de gestión tras un proceso mortalidad forestal probablemente diferirán según el clima y el tipo de sistema afectado y de los objetivos específicos del área afectada (Navarro-Cerrillo, 2024). Prevenir la mortalidad forestal a gran escala mediante la gestión forestal puede no ser viable debido a la gran extensión de las zonas potencialmente afectadas, lo que dificulta enormemente la planificación y el coste de las medidas de gestión. Además, el estado actual de conocimiento sobre el impacto en la desertificación de los procesos de mortalidad impide una predicción precisa de los efectos en una cuenca hidrográfica específica.

Los estudios sobre el efecto de la selvicultura, a través de las cortas de mejora (ej., claras), sugieren que estas pueden ser una estrategia de gestión para reducir la vulnerabilidad de las masas forestales frente a la sequía y las plagas (Sohn *et al.*, 2016). Varios estudios han demostrado que los árboles reducen su vulnerabilidad a la sequía después de claras fuertes o moderadas (Del Campo *et al.*, 2022; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2023), y que ese efecto perdura en el tiempo, aunque estas respuestas dependen de la especie (Manrique-Alba *et al.*, 2020). Las opciones selvícolas postmortalidad para mitigar posibles procesos de desertificación probablemente consistan en favorecer a las especies acompañantes, fomentando la regeneración y la diversificación estructural. Sin embargo, muchos montes presentan una regeneración muy escasa por la escasa adaptación a las condiciones climáticas actuales (Fernández-Cancio *et al.*, 2011), lo que convierte a muchas de las masas afectadas por procesos de mortalidad en masas *finalista* (no sujetas a regeneración) (Navarro-Cerrillo, 2024). En términos generales, las limitadas opciones de gestión para prevenir la mortalidad forestal en áreas extensas resaltan la necesidad de nuevas investigaciones para mejorar nuestra capacidad de predecir las consecuencias ecohidrológicas de los procesos de mortalidad y su impacto en la desertificación.

Mortalidad y desertificación en zonas semiáridas

La reducción de la cobertura vegetal leñosa y herbácea por debajo de los valores umbral críticos, a causa de la sequía, puede modificar tanto los procesos ecohidrológicos como la desertificación.

BALANCE HÍDRICO EN INDIVIDUOS SANOS



BALANCE HÍDRICO EN INDIVIDUOS MUERTOS

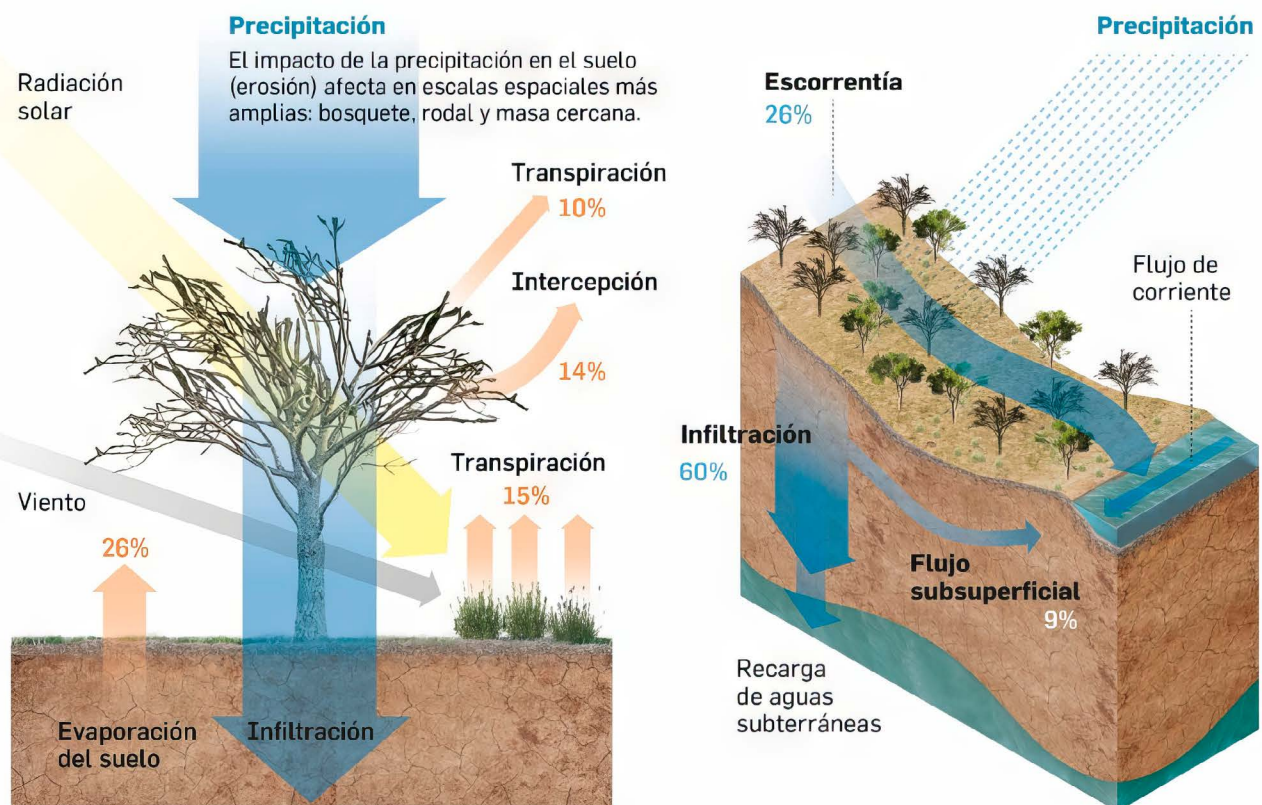


Figura IV.8.2. Diagrama que representa las interacciones a través de escalas espaciales entre los procesos de mortalidad y la desertificación en zonas semiáridas del sureste peninsular. Fuente: A partir de Adams *et al.* (2012) y Del Campo *et al.* (2014).

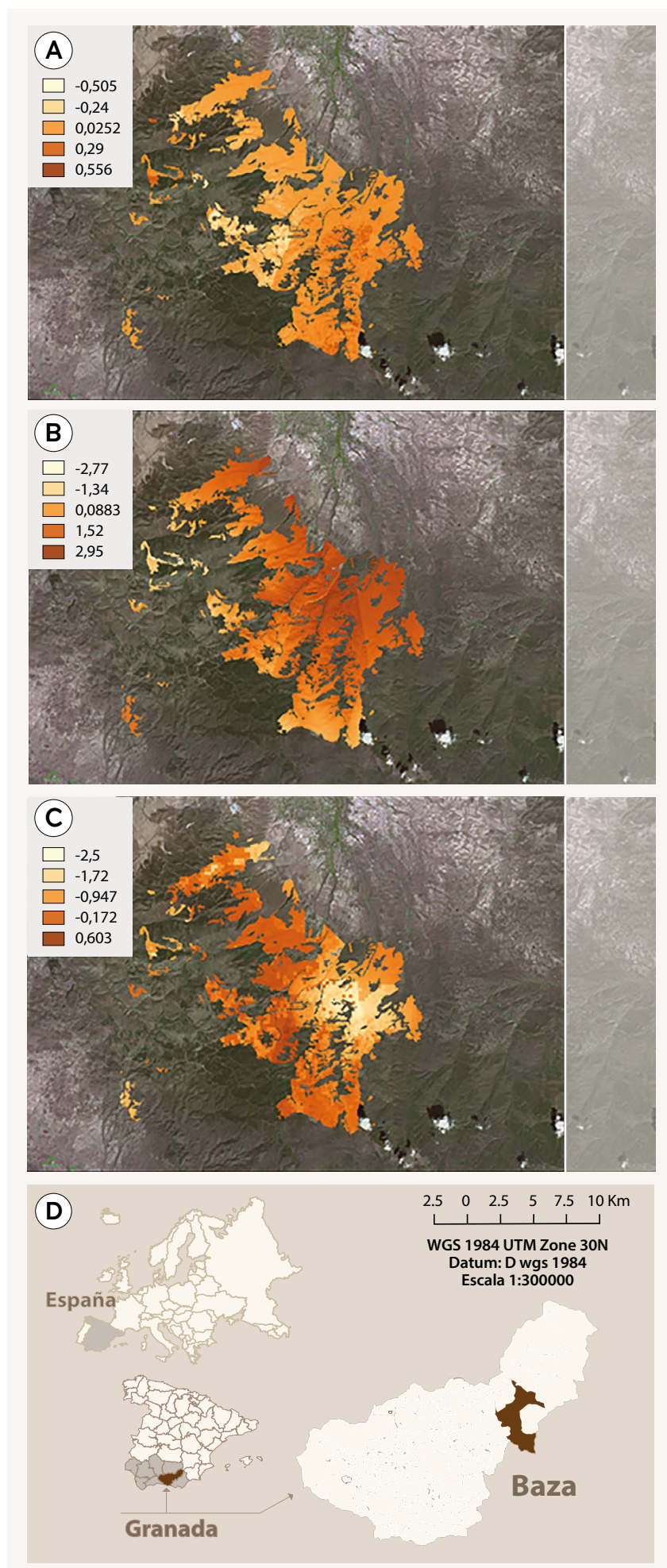


Figura IV.8.3. A. Intercepción; B. Evapotranspiración potencial; C. Índice NBR asociado a procesos de mortalidad arbórea; D. Localización de Baza (Granada, España). Fuente: Ariza Salamanca *et al.*, 2019.

Referencias

- ADAMS HD, LUCE CH, BRESHEARS DD, ALLEN CD, WEILER M, HALE VC, HUXMAN TE (2012) Eco-hydrological consequences of drought-and infestation-triggered tree die-off: insights and hypotheses. *Ecohydrol* 5(2): 145-159.
- ANDEREGG WR, HICKE JA, FISHER RA, ALLEN CD, AUKEMA J, BENTZ B, ZEPPEL M (2015) Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytol* 208(3): 674-683.
- ARIZA SALAMANCA AJ, NAVARRO-CERRILLO RM, BONET-GARCÍA FJ, PÉREZ-PALAZÓN MJ, POLO MJ (2019) Integration of a Landsat time-series of NBR and hydrological modeling to assess *Pinus pinaster* Aiton. forest defoliation in South-Eastern Spain. *Remote Sens* 11(19): 2291.
- DEL CAMPO AD, FERNANDES TJ, MOLINA AJ (2014) Hydrology-oriented (adaptive) silviculture in a semi-arid pine plantation: How much can be modified the water cycle through forest management? *Eur J For Res* 133: 879-894.
- DEL CAMPO AD, OTSUKI K, SERENGIL Y, BLANCO JA, YOUSSEFPOUR R, WEI X (2022) A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management. *Forest Ecol Manag* 519: 120324.
- HARTMANN H, BASTOS A, DAS AJ, ESQUIVEL-MUELBERT A, HAMMOND WM, MARTÍNEZ-VILALTA J, ALLEN CD (2022) Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annu Rev Plant Biol* 73(1): 673-702.
- MANRIQUE-ALBA À, BEGUERÍA S, MOLINA AJ, GONZÁLEZ-SANCHIS M, TOMÁS-BURGUERA M, DEL CAMPO AD, CAMARERO JJ (2020) Long-term thinning effects on tree growth, drought response and water use efficiency at two Aleppo pine plantations in Spain. *Sci Total Environ* 728: 138536.
- MCDOWELL NG, ALLEN CD, ANDERSON-TEIXEIRA K, AUKEMA BH, BOND-LAMBERTY B, CHINI L, XU C (2020) Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368(6494): eaaz9463.
- MOLINA AJ, GONZÁLEZ-SANCHIS M, BIEL C, DEL CAMPO AD (2021) Ecohydrological turnover in over-stocked Aleppo pine plantations: Does the effect of thinning, in relation to water, persist at the mid-term? *Forest Ecol Manag* 483: 118781.
- NAVARRO-CERRILLO RM, CACHINERO-VIVAR AM, PÉREZ-PRIEGO Ó, CANTÓN RA, BEGUERÍA S, CAMARERO JJ (2023) Developing alternatives to adaptive silviculture: Thinning and tree growth resistance to drought in a *Pinus* species on an elevated gradient in Southern Spain. *Forest Ecol Manag* 537: 120936.
- NAVARRO-CERRILLO RM, SÁNCHEZ-SALGUERO R, RODRÍGUEZ C, LAZO JD, MORENO-ROJAS JM, PALACIOS-RODRÍGUEZ G, CAMARERO JJ (2019) Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. sylvestris* stands in southern Spain. *Forest Ecol Manag* 433, 313-324.
- SALA A, PIPER F, HOCH G (2010) Physiological mechanisms of drought-induced tree mortality are far from being resolved. *New Phytol* 186(2): 274-281.
- SOHN JA, SAHA S, BAUHAUS J (2016) Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecol Manag* 380: 261-273.
- TRUJILLO-TORO J, NAVARRO-CERRILLO RM (2019) Analysis of Site-dependent *Pinus halepensis* Mill. Defoliation Caused by 'Candidatus *Phytoplasma pini*' through Shape Selection in Landsat Time Series. *Remote Sens* 11(16): 1868.

IV.9. Caso de estudio 8. Movilizar el ganado para revertir la desertificación

Pablo Manzano

BC3 – Basque Centre for Climate Change.
Ikerbasque – Basque Foundation for Science.

¿Realmente el ganado desencadena procesos de desertificación?

La ganadería ha sido convencionalmente identificada como una fuente de desertificación, pero dicho supuesto se basa en varios elementos que ignoran realidades complejas sobre el territorio, así como avances en el conocimiento de los ecosistemas terrestres. La idea de paisajes netamente forestales con doseles arbóreos cerrados, establecida como paradigma en los primeros estudios de biogeografía de Humboldt y Clemens, ha evolucionado hasta la asunción generalizada de la naturalidad de paisajes complejos, con grandes superficies abiertas (Bond 2019). Dichos paisajes son mantenidos por perturbaciones frecuentes que remineralizan gran parte de la materia vegetal, ya sea a través de la digestión por grandes herbívoros o por el fuego, en una suerte de reseteo del sistema (Pausas y Bond 2020). Ante la práctica desaparición en los ecosistemas continentales durante el Pleistoceno tardío de los grandes herbívoros silvestres (Fricke *et al.* 2022), sobre todo del gremio de pastadores, es la ganadería extensiva la que ha reemplazado la biomasa de ese gremio (Greenspoon *et al.* 2023) y muchas de sus funciones (Manzano *et al.* 2021). Desde una perspectiva de «Separación del territorio» (*land sparing* en inglés), o conservación de ecosistemas a través de la exclusión total de las actividades humanas, esto se ha hecho a costa de unos costes difícilmente asumibles de huella ambiental (Poore y Nemecek 2018). Sin embargo, tal perspectiva ignora las grandes diferencias en términos de efectos ambientales que producen diferentes tipologías ganaderas (Manzano *et al.* 2025). Incluso dentro de la ganadería extensiva, diversos tipos de manejo producen efectos muy diferenciados, con diferencias notables por la movilidad del ganado y las prácticas que las gobiernan (Manzano *et al.* 2023).

El ganado trashumante como equivalente funcional de los grandes herbívoros migratorios

La domesticación, durante el Neolítico, de especies principalmente pastadoras (Hofmann 1989) no parece haber sido una elección aleatoria. En ecosistemas naturales que aún conservan gremios completos de herbívoros migratorios, como el gran ecosistema del Serengueti, las especies pastadoras dominan en términos de biomasa (Sinclair *et al.* 2009). Debido a su adaptación dietética, estos animales no pueden alimentarse de la biomasa leñosa disponible durante la estación seca y, por tanto, se ven obligados a seguir los picos de productividad de los pastos. Además, evitan la regulación por depredadores (que establecen territorios fijos), a diferencia de otros herbívoros que no pueden escapar del control de los carnívoros. Como resultado, sus poblaciones alcanzan grandes tamaños, estando reguladas principalmente de forma ascendente por la disponibilidad de alimento vegetal (Mduma *et al.* 1999). Siguiendo esta lógica, los seres humanos, buscando obtener la mayor cantidad posible de productividad y biomasa en ecosistemas de pastizales, domesticaron sobre todo especies pastadoras como vacas, caballos u ovejas.

Sin embargo, para mantener altos niveles de productividad, tuvieron que conservar la movilidad del ganado.

La movilidad tiene la capacidad de explicar muchos de los efectos positivos de las prácticas ganaderas más sostenibles, hasta el punto de poder haber retrasado medio milenio la desertificación del Sáhara (Brierley *et al.* 2018). Su ajuste a la productividad vegetal, siguiendo la maduración de los pastizales (Manzano Baena y Casas 2010), consigue un acople entre productividad y perturbación que se ha descrito como mecanismo para explicar la alta diversidad y funcionalidad ecológica a escala planetaria (Huston 1979, 1994). Los efectos netos que se han conseguido medir en sistemas trashumantes españoles abarcan desde la mejora de reclutamiento de pies arbóreos en zonas pastadas, al dejar descansar los pastos en un momento crítico para los brinzales (Carmona *et al.* 2013), a la optimización de la dispersión de semillas por atravesar pastos justo en su momento de maduración, y la preservación de flores que son fuente de alimentación de polinizadores y que aumentan la fertilidad y capacidad de reproducción de las plantas (García-Fernández *et al.* 2019). Otras prácticas tradicionales implícitas en los sistemas móviles como el redileo, extendido en múltiples comunidades pastoriles, tienen conocidos efectos en el mantenimiento de zonas de hierba de alta productividad y resiliencia (Augustine *et al.* 2003).

Las alteraciones en sistemas móviles tradicionales como causa de degradación ambiental

Las prácticas trashumantes y nómadas, no obstante, no son inmunes a las disrupciones de sostenibilidad motivadas por el cambio global incluso aunque se haya conservado hasta el presente. La reducción de explotaciones ganaderas extensivas y el aumento de la cabaña media (Delattre *et al.* 2020, Galán *et al.* 2022), necesaria a la hora de competir contra producciones industrializadas más productivas (Manzano *et al.* 2025), ha provocado la pérdida de prácticas ambientalmente beneficiosas en los pastos de veranada o invernada, como la rotación adaptativa o el redileo, que implicaban mucha mano de obra. La pérdida de fertilidad de suelos conduce a una dominancia de las especies de matorral (Pauné Fabrè 2021) que, como discute la sección IV.5, pueden ocasionar problemas de desertificación. Pero, además, un desequilibrio entre la proporción de pastadores y ramoneadores en la comunidad de herbívoros puede llevar a una mayor dominancia del estrato de matorral, que puede mostrar signos de empobrecimiento y favorecer incendios tanto por una mayor continuidad del estrato leñoso como por una menor biodiversidad (Velamazán *et al.* 2023, Serrano-Zulueta *et al.* 2023). Esto puede estar provocado por un abandono de las prácticas de la movilidad del ganado, pero también por una disminución de la presión ganadera por motivos económicos, dado que el progresivo debilitamiento del sector primario aumenta la disponibilidad de pastos y posibilita una mejor nutrición de los animales al poder ser más selectivo con sus fuentes de alimentación (Pauné Fabrè 2021).

Caja de texto IV.9.1. El paradigma de separación e integración del uso del suelo

El paradigma de separación e integración del uso del suelo (*land sparing-sharing*) contraponen dos enfoques para gestionar el territorio con el fin de conservar la biodiversidad y producir alimentos. El enfoque de separación (*land sparing*) busca concentrar la agricultura de alto rendimiento en áreas más pequeñas, dejando extensas superficies sin uso agrícola destinadas a la conservación. Por el contrario, el enfoque de integración (*land sharing*) apuesta por compatibilizar la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad dentro del mismo paisaje, mediante prácticas agrícolas generalmente menos intensivas y más respetuosas con el medio ambiente.

A. Integración del uso del suelo (*Land Sharing*)

Agricultura de bajo rendimiento: se basa en prácticas agrícolas menos intensivas y más compatibles con la biodiversidad, lo que implica menores rendimientos y, por tanto, el uso de mayores superficies para la producción de alimentos.

Integración: la biodiversidad se mantiene dentro del paisaje agrícola, reduciendo los efectos de la fragmentación.

Múltiples objetivos: busca combinar la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad en un mismo espacio.

Ejemplo: sistemas agroforestales donde se combinan árboles y cultivos, o agricultura ecológica que limita el uso de pesticidas y favorece a la fauna silvestre.

B. Separación del uso del suelo (*Land Sparing*)

Agricultura de alto rendimiento: prioriza la maximización de la producción agrícola en superficies más reducidas, utilizando intensivamente fertilizantes y pesticidas, lo que genera flujos lineales de nutrientes que contaminan las aguas y provocan otros impactos ambientales.

Separación espacial: separa claramente las tierras agrícolas de los hábitats naturales.

Enfoque conservacionista: reserva amplias áreas intactas para la conservación de ecosistemas prístinos y la protección de la biodiversidad.

Ejemplo: zonas agrícolas intensivas con cultivos de alto rendimiento situadas junto a bosques protegidos o áreas silvestres.

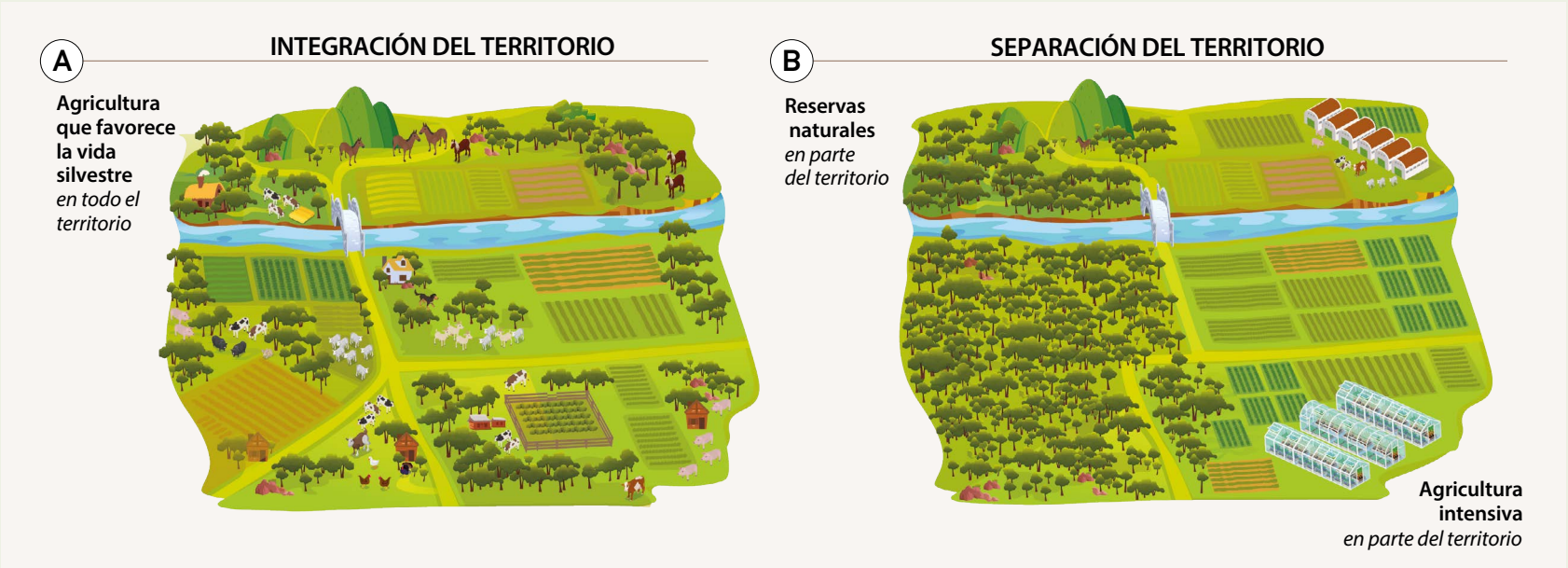


Figura CT IV.9.1. Ilustración de dos formas de gestionar el territorio.

La falta de mano de obra probablemente también reduzca el pastoreo en grupo y permita que los animales elijan selectivamente su alimento, lo que conllevará una disminución de las especies más apetecibles y un aumento de las menos palatables. Aunque este efecto es bien conocido en la ciencia ganadera, su comprensión como una alteración de los procesos naturales se ha abordado mediante el concepto de «paisajes del miedo»: la presencia de depredadores obliga a los herbívoros silvestres a agruparse y pastar de manera no selectiva (Riginos 2015).

La erosión del conocimiento tradicional en torno a, por ejemplo, el ajuste de fechas de salida y llegada de movimientos trashumantes, también puede desacoplar la herbivoría doméstica con los procesos naturales alterados por el cambio climático (Manzano 2024), con potenciales consecuencias negativas para el mantenimiento de ecosistemas. Las diferencias en las fechas de aprovechamiento de los pastos entre la trashumancia de largo y corto recorrido en la sierra de Segura (España) muestran claramente los efectos que estos desajustes pueden provocar. La trashumancia de largo recorrido permite retrasar el uso de los pastos al aprovechar la

hierba disponible en las cañadas, lo que evita un pastoreo temprano. En cambio, la llegada anticipada de los rebaños en los sistemas de pastoreo de corto recorrido desequilibra la comunidad vegetal, afectando de forma desproporcionada a las especies perennes y favoreciendo a las anuales (Parra *et al.* 2025). Esto no solo altera la composición de la comunidad vegetal, sino también la productividad de los pastos y, por tanto, su capacidad para ofrecer servicios alimentarios. Las especies perennes pueden incrementar más rápidamente la biomasa al inicio de la temporada de crecimiento, ya que parten de una biomasa fotosintética preexistente, mientras que las anuales deben comenzar desde cero, germinando desde el banco de semillas.

En conclusión, la movilidad del ganado es una de las condiciones fundamentales para el mantenimiento de procesos ecológicos naturales. Sin embargo, la complejidad de los ecosistemas y también de los socioecosistemas ganaderos hace que su mera existencia no garantice la integridad ecosistémica. Se deben cuidar los factores socioculturales y económicos que la rodean para velar por unas prácticas sostenibles.



Figura IV.9.1. Ovejas recién esquiladas pastando en un paisaje árido de verano. Fotografía de Elsa Varela.

Caja de texto IV.9.2. «Desiertos verdes» a consecuencia de la falta de pastoreo

Algunos autores (por ejemplo, Perevolotsky y Seligman, 1998) se refieren a los pastizales invadidos por vegetación leñosa de bajo porte –principalmente arbustos– como «desiertos verdes», debido a la ausencia de pastoreo, lo que provoca una pérdida de valor económico del terreno (y uno de los significados de desertificación es precisamente la degradación entendida como pérdida económica). Sin embargo, muchos ecólogos coinciden en que este aumento de biomasa vegetal es un claro indicio de recuperación del ecosistema (por ejemplo, Maestre *et al.*, 2009), además de mejorar muchos de los indicadores utilizados para monitorizar el avance o retroceso de la desertificación.



Figura CT IV.9.2. Pradera invadida por arbustos debido a la falta de pastoreo. Fotografía de Elsa Varela.

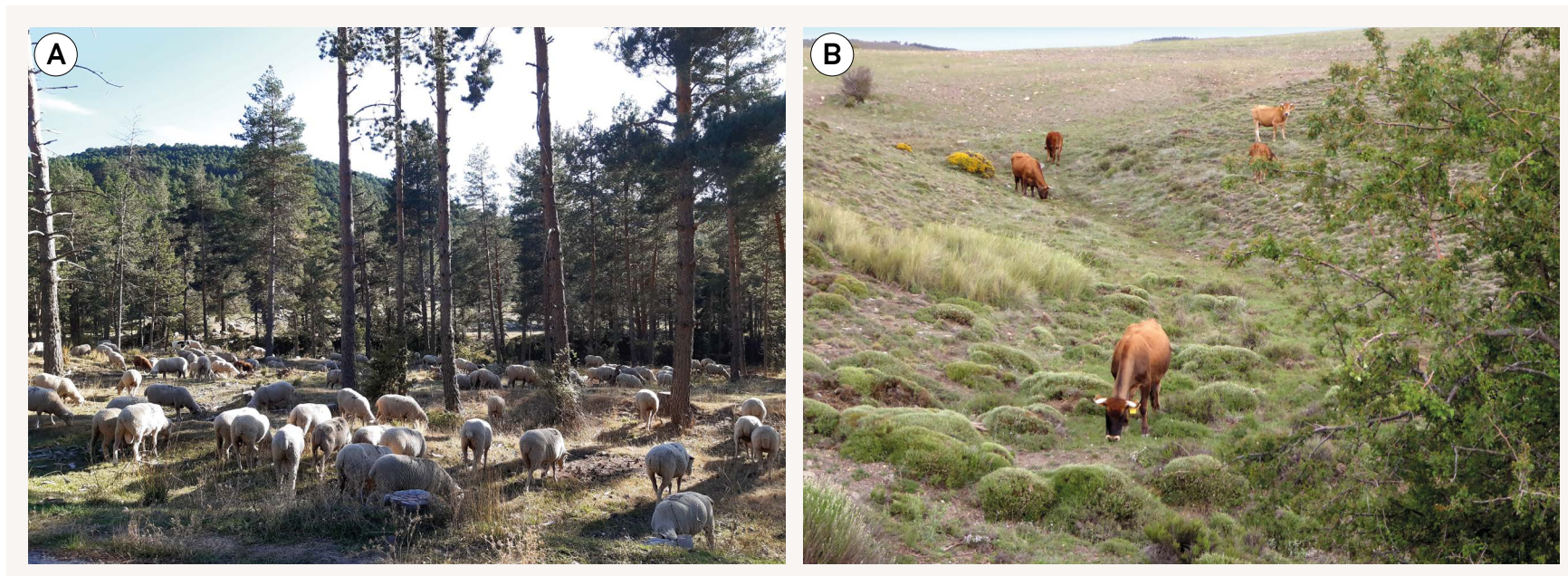


Figura IV.9.2. A. Ovejas pastando en el sotobosque de un pinar mediterráneo. Mientras se alimentan, contribuyen a reducir el riesgo de incendios al eliminar el exceso de vegetación y transforman fibras vegetales –indigeribles para otros animales– en proteína. Fotografía de Elsa Varela. B. Vacas pastando en pastos de alta montaña en la sierra de Baza (Granada, España), en el interior del sureste peninsular. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.

Referencias

- AUGUSTINE DJ, MCNAUGHTON SJ, FRANK DA (2003) Feedbacks between soil nutrients and large herbivores in a managed savanna ecosystem. *Ecol. Appl.* 13:1325-1337. <https://doi.org/10.1890/02-5283>
- BOND WJ (2019) Open ecosystems: ecology and evolution beyond the forest edge. Oxford University Press, Oxford, UK. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198812456.001.0001>
- BRIERLEY C, MANNING K, MASLIN M (2018) Pastoralism may have delayed the end of the green Sahara. *Nat. Commun.* 9:4018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06321-y>
- CARMONA CP, AZCÁRATE FM, OTEROS-ROZAS E, GONZÁLEZ JA, PECO B (2013) Assessing the effects of seasonal grazing on holm oak regeneration: implications for the conservation of Mediterranean dehesas. *Biol. Conserv.* 159:240-247.
- DELATTRE L, DEBOLINI M, PAOLI JC, NAPOLEONE C, MOULERY M, LEONELLI L, SANTUCCI P (2020) Understanding the relationships between extensive livestock systems, land-cover changes, and CAP support in less-favored Mediterranean areas. *Land* 9:518.
- Fricke EC, HSIEH C, MIDDLETON O, GORCZYNSKI D, CAPPELLO CD, SANISIDRO O, ROWAN J, SVENNING J-C, BEAUDROT L (2022) Collapse of terrestrial mammal food webs since the Late Pleistocene. *Science* 377:1008-1011. <https://doi.org/10.1126/science.abn4012>
- GALÁN E, GARMENDIA E, GARCÍA O (2022) The contribution of the commons to the persistence of mountain grazing systems under the Common Agricultural Policy. *Land Use Policy* 117:106089. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106089>
- GARCÍA-FERNÁNDEZ A, MANZANO P, SEOANE J, AZCÁRATE FM, IRIONDO JM, PECO B (2019) Herbivore corridors sustain genetic footprint in plant populations: a case for Spanish drove roads. *PeerJ*, 7:e7311. <http://doi.org/10.7717/peerj.7311>
- GREENSPOON L, KRIEGER E, SENDER R, ROSENBERG Y, BAR-ON YM, MORAN U, ANTMAN T, MEIRI S, ROLL U, NOOR E, MILO R (2023) The global biomass of wild mammals. *Proc Natl Acad Sci USA* 120:e2204892120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2204892120>
- HOFMANN RR (1989) Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78:443-457. <https://doi.org/10.1007/BF00378733>
- HUSTON MA (1979) A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113:81-101.
- HUSTON MA (1994) Biological diversity: the coexistence of species. Cambridge University Press, Cambridge, MA.
- MAESTRE FT, BOWKER MA, PUCHE MD, M. HINOJOSA B, MARTÍNEZ I, GARCÍA-PALACIOS P, CASTILLO AP, SOLIVERES S, LUZURIAGA AL, SÁNCHEZ AM, CARREIRA JA, GALLARDO A, ESCUDERO A (2009) Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecol. Lett.* 12:930-941. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01352.x>
- MANZANO P, BURGAS D, CADAHÍA L, ERONEN J, FERNÁNDEZ-LLAMAZARES Á, BENCHERIF S, HOLAND Ø, SEITSONEN O, BYAMBAA B, FORTELIUS M, FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ ME, GALVIN KA, CABEZA M, STENSETH, NC (2021) Toward a holistic understanding of pastoralism. *One Earth* 4:651-665. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.012>
- MANZANO P, AZCÁRATE FM, BENCHERIF S, BURGAS D, BYAMBAA B, CABEZA M, CADAHÍA L, CHATTY D, ERONEN JT, GALVIN K.A, HERRERA PM, HOLAND Ø, ITANI M, NIAMIR-FULLER M, PAUNÉ F, PERRIER G, SCOONES I, SEITSONEN O, STENSETH NC, VARELA E, WATERS-BAYER A (2023) Grazing research should consider mobility and governance. *Science E-letter* 378.
- MANZANO P (2024) El cambio climático y la trashumancia: elementos clave del Plan de Salvaguarda. Ministerio de Cultura de España, Madrid.
- MANZANO P, DE ARAGÃO PEREIRA MA, WINDISCH W (2025) Vast extension but positive outcomes, reduced but negative: complexity and nuances in evaluating land use by livestock and crops. *Anim. Front.* 15:43-54. <https://doi.org/10.1093/af/vfae051>
- MDUMA SA, SINCLAIR ARE, HILBORN R (1999) Food regulates the Serengeti wildebeest: a 40-year record. *J. Anim. Ecol.* 68:1101-1122. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00352.x>
- PARRA SA, RAMOS-FONT ME, BUISSON E, ROBLES AB, VIDALLER C, PAVÓN D, BALDY V, DOMINGUEZ P, GODOY-SEPÚLVEDA F, MAZUREK H, PEÑA-ENGUIG A, SANOSA-COLS P, CORCKET E, GENIN, D. (2025). How transhumance and pastoral commons shape plant community structure and composition. *Rangel. Ecol. Manag.* 98:269-282. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2024.10.002>
- PAUNÉ FABRÉ F (2021) Bases ecològiques per a una gestió pastoral. Doctoral dissertation. Universitat de Lleida, Lleida.
- PAUSAS JG, BOND WJ (2020) On the three major recycling pathways in terrestrial ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 35:767-775. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.04.004>

- PEREVOLOTSKY A, SELIGMAN NG (1998) Role of grazing in Mediterranean range-land ecosystems – Inversion of a paradigm. *Bioscience* 48:1007-1017. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01676-0>
- POORE J, NEMECEK T (2018) Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360:987-992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- RIGINOS C (2015) Climate and the landscape of fear in an African savanna. *J. Anim. Ecol.* 84:124-133. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12262>
- SERRANO-ZULUETA R, PARDO G, PAUNÉ F, DEL PRADO A, MANZANO P (2023) Herbivory baseline estimates in Spanish protected areas, and environmental implications. *Landsc. Ecol.* 38:3713-3729. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01783-y>
- SINCLAIR AR, PACKER C, MDUMA SA, FRYXELL JM (2009) *Serengeti III: human impacts on ecosystem dynamics*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- VELAMAZÁN M, SÁNCHEZ-ZAPATA JA, MORAL-HERRERO R, JACQUEMIN EG, SÁEZ-TOVAR JA, BARBOSA JM (2023) Contrasting effects of wild and domestic ungulates on fine-scale responses of vegetation to climate and herbivory. *Landsc. Ecol.* 38:3463-3478.

IV.10. Caso de estudio 9. La dehesa: Un paisaje cultural que afronta los desafíos del futuro

Susanne Schnabel, Manuel Pulido-Fernández y Joaquín Francisco Lavado-Contador

Instituto de Investigación INTERRA, Universidad de Extremadura.

Un bosque abierto de usos múltiples

La dehesa, o montado en portugués, es un sistema agrosilvopastoril tradicional, típico del suroeste de la península ibérica. Representa un tipo diferenciado de sistema agroforestal que se basa sustancialmente en la cría en extensivo de razas ganaderas de aptitud cárnica, mayoritariamente autóctonas, de ovino, bovino y porcino, como son la oveja merina, la vaca retinta o el cerdo ibérico, que consumen pastos durante todo el año y bellotas durante el periodo de montanera (octubre-febrero). No obstante, es también posible encontrar cabras, toros de lidia, caballos, burros, gallinas, colmenas y especies cinegéticas, dependiendo del manejo de cada finca. Del mismo modo, la agricultura también está presente en forma de cultivos rotacionales de cereales forrajeros, y existe producción forestal con la saca del corcho, la poda para leña o el aprovechamiento micológico (Pulido & Picardo, 2010).

Desde un punto de vista paisajístico, en su forma más genuina, la dehesa es fruto de la degradación del monte mediterráneo en forma de aclareo y limpieza del matorral que, como consecuencia, ha generado un paisaje en el que coexisten árboles adultos dispersos del género *Quercus*, encinas y alcornoques, principalmente. En general, presentan un biodiverso estrato herbáceo dominado por pastos anuales (Guzmán-Álvarez & Guimarães, 2021) (figura IV.10.1). No obstante, algunas formaciones de robledal e, incluso, olivos o acebuches, pueden estar sometidas a los mismos usos y manejos y originar paisajes adehesados con estructura y función similar. El origen de esta degradación es todavía incierto, existiendo evidencias polínicas de aclareo del monte en épocas prehistóricas (López Sáez *et al.*, 2007), si bien existe cierto consenso en el origen medieval de la dehesa (Clemente Ramos, 2012) y su posterior consolidación en siglos posteriores (Llorente Pinto, 2003), ligado al proceso de reconquista cristiana del territorio.



Figura IV.10.1. Paisaje típico de dehesa con encinas adultas y pastos anuales en primavera. Fotografía de Susanne Schnabel.

La situación actual de la dehesa

En la actualidad, las dehesas son, mayoritariamente, fincas privadas de gran tamaño, que se dedican, casi en exclusividad, a la ganadería extensiva (figura IV.10.2). Incluyendo los montados portugueses, ocupan un territorio de alrededor de 3,5 millones de hectáreas, siendo Extremadura, con 1,4 millones de hectáreas, la región más representativa en este aspecto (figura IV.10.3). En las dehesas de Extremadura pasta una cabaña ganadera extensiva de más de 3 millones de ovejas, 1,5 millones de vacas y 1,5 millones de cerdos ibéricos, lo que representa una proporción de 1:6 con respecto a su población (Gaspar *et al.*, 2007). La dehesa, como paisaje singular del territorio ibérico (Mata & Sanz, 2003), es algo más que un sistema de aprovechamiento ganadero, sin duda el más importante en la gestión de la dehesa. Tradicionalmente estos espacios han tenido el denominado aprovechamiento de «vuelo y suelo», en otros términos, un ejemplo de aprovechamiento agrosilvopastoril, adaptado a los rasgos climáticos y edáficos existentes en algunos territorios de la península ibérica; esto es, una utilización integral del árbol (*Quercus*) del que se usaba la bellota para el alimento del ganado, las ramas de la poda para las cocinas y estufas de las casas de labranza o el tronco, cuando se tenían que cortar individuos maduros para la construcción. Además, si las condiciones pluviométricas anuales lo permitían se podía sembrar algunas áreas de la explotación para grano (Martin Galindo, 1966). El tipo de poda que se aplicara al arbolado (chirpial, brinzal) era importante para el establecimiento de la propia estructura formal de la dehesa y el aprovechamiento de la madera y el fruto (bellota) (García, Fernández, 1977).

No obstante, la dehesa debe ser entendida como un sistema complejo de interrelaciones socioecológicas, en el que convergen diferentes estrategias de producción agraria y manejo del ganado (tradicional, convencional,

ecológico, holístico, cinegético, etc.) con la variedad de elementos del contexto físico y biológico: suelo, agua, clima, biota (Plieninger *et al.*, 2021). Estos elementos mantienen entre sí una frágil relación, y el deterioro de cualquiera de ellos puede ocasionar el colapso de todo el sistema (Moreno *et al.*, 2016). Por ejemplo, el aumento de la productividad de una explotación a costa de exceder la capacidad de carga ganadera puede suponer, a corto plazo, degradación del suelo y, a medio y largo plazo, la reducción de la producción y calidad de los pastos, así como el empeoramiento del estado fitosanitario del arbolado (Pulido *et al.*, 2018).

El informe sobre el hábitat de interés 6310 «Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.» (Díaz Esteban & Pulido Díaz, 2009) proporciona una visión integral sobre las características, estado de conservación y recomendaciones para este hábitat. En dicho informe se identifican una serie de amenazas, relacionadas con el abandono de prácticas tradicionales, el sobrepastoreo, la conversión de los usos del suelo y las enfermedades y plagas. A mayor escala, los sistemas silvopastoriles como la dehesa, dominante en la región mediterránea, han experimentado una reducción general de su superficie en toda Europa entre 2009 y 2018. Este declive está vinculado principalmente a una disminución del pastoreo extensivo, lo que pone de relieve la vulnerabilidad de estos sistemas a los cambios en las prácticas de gestión y las políticas agrícolas (Rubio-Delgado *et al.*, 2023). En consecuencia, el estado de conservación del hábitat de las dehesas se clasifica mayoritariamente como desfavorable o inadecuado, principalmente debido a la falta de regeneración del arbolado y las amenazas asociadas al abandono o intensificación de usos agropecuarios. La dinámica de esta pérdida de árboles, que agrava los problemas de regeneración, se ha investigado, identificándose una mayor incidencia en áreas aradas o pastizales en comparación con las áreas cubiertas de arbustos, y una tendencia a la formación de claros en zonas de uso intensivo (Herguido Sevillano *et al.*, 2017).



Figura IV.10.2. Paisaje típico de dehesa con ganado bovino. Fotografía de Susanne Schnabel.

Por su parte, Plieninger *et al.* (2021) identifican una serie de factores de degradación en las dehesas, que pueden considerarse desafíos comunes a muchos sistemas agroforestales tradicionales, que se resumen en [1] factores económicos, como el descenso de la rentabilidad y las presiones para intensificar y simplificar la producción agrícola; [2] políticas agrícolas, como la PAC, que han incentivado la intensificación agrícola, el aumento en el número de cabezas de ganado y el abandono de prácticas de gestión multifuncionales (Gonzalo Langa, 2011); [3] el cambio climático, que potencia la frecuencia e intensidad de incendios forestales y sequías; y [4] cambios socioculturales, como el despoblamiento de las áreas rurales, el envejecimiento poblacional o la menor disponibilidad de mano de obra. En términos de presiones específicas sobre el sistema, se identifican, igualmente, aspectos relacionados con la simplificación de los usos del suelo o los cambios en la gestión forestal y las prácticas de manejo.

En la actualidad, la degradación del suelo, en forma de erosión, compactación y pérdida de fertilidad (figura IV.10.4), junto con el aumento de la mortalidad del arbolado (figura IV.10.5), son los problemas que parecen preocupar más a la sociedad. No obstante, esta percepción negativa debe ser relativizada, puesto que las tasas de erosión en la dehesa son sustancialmente menores que en las tierras de cultivo (Schnabel *et al.*, 2009), las encinas se comportan como auténticas islas de fertilidad (Simón *et al.*, 2013) y las dehesas muestran valores mucho más altos de biodiversidad que en entornos agrícolas antropizados (Lozano Fondón *et al.*, 2020).

Obviamente, si se compara la dehesa con otros espacios forestales, esta siempre puede ser interpretada como resultado de un proceso de degradación antrópica, pero representa, sin duda, uno de los aprovechamientos más adecuados, teniendo en cuenta las limitaciones naturales de su

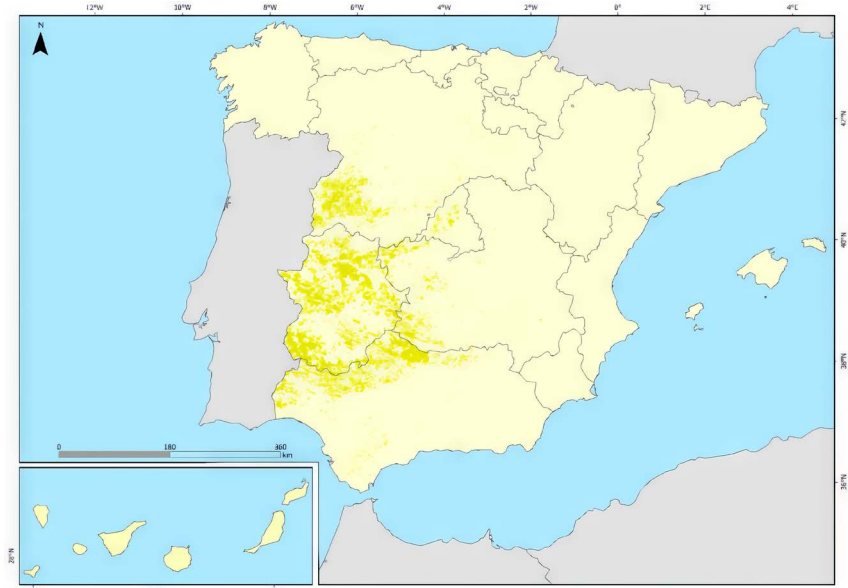


Figura IV.10.3. Distribución espacial de las dehesas en España. Fuente: Mapa Forestal de España (MITECO 2006).

contexto geográfico. Por un lado, aporta producción económica, bienestar animal, protege de la amenaza de los incendios forestales al reducir la inflamabilidad del entorno y su matorralización, provee mayor diversidad biológica que un bosque monoespecífico y, además, un gran legado cultural. Es decir, es un sistema que, si es manejado correctamente y se adoptan las medidas necesarias, evitando la degradación del suelo y la fosilización del arbolado, puede ser considerado como un paradigma de sostenibilidad ambiental e, incluso, de viabilidad económica.

Caja de texto IV.10.1. La dehesa, un «paisaje de desertificación» del PAND 2008

Los sistemas agrosilvopastoriles fue uno de los cinco paisajes de desertificación identificados en el PAND. El aumento de la carga ganadera, derivada de la rentabilidad que suponía la PAC de entonces (estos escenarios se formularon en 1998), podría dar lugar a procesos de erosión como consecuencia del sobrepastoreo. En el esquema podemos ver representadas estas relaciones. En efecto, la cubierta vegetal es esencial para el control de la erosión, pues actúa como un escudo protector frente a las precipitaciones. En un ecosistema equilibrado el agua da lugar a un aumento de la productividad primaria que aprovechan los rebaños para convertirla en proteína. Si las condiciones de mercado o las políticas de subvención son favorables, esta rentabilidad atrae a nuevos ganaderos y rebaños que disminuyen la cubierta vegetal, desencadenando procesos de erosión que se refuerzan (menos cubierta vegetal → más erosión → menos suelo → menos productividad primaria → menos cubierta vegetal).

Actualmente, este paisaje parece una amenaza desactivada, pues la ganadería extensiva se suele corresponder con sistemas de producción de baja carga ganadera, la cual se ve limitada por los factores climáticos característicos de las zonas áridas o semiáridas, en donde predominan pastos estacionales y poco productivos, a los que solo pueden adaptarse especies autóctonas de una elevada rusticidad. Este sistema de producción ganadera extensiva, con un fuerte arraigo en amplias zonas españolas, si es correctamente manejado y con las cargas ganaderas adecuadas, se integra perfectamente en el medio ambiente y no solo no tiene un efecto negativo sobre el mismo, sino que permite mantener unos ecosistemas con fuerte tendencia a la erosión, pues el aporte de

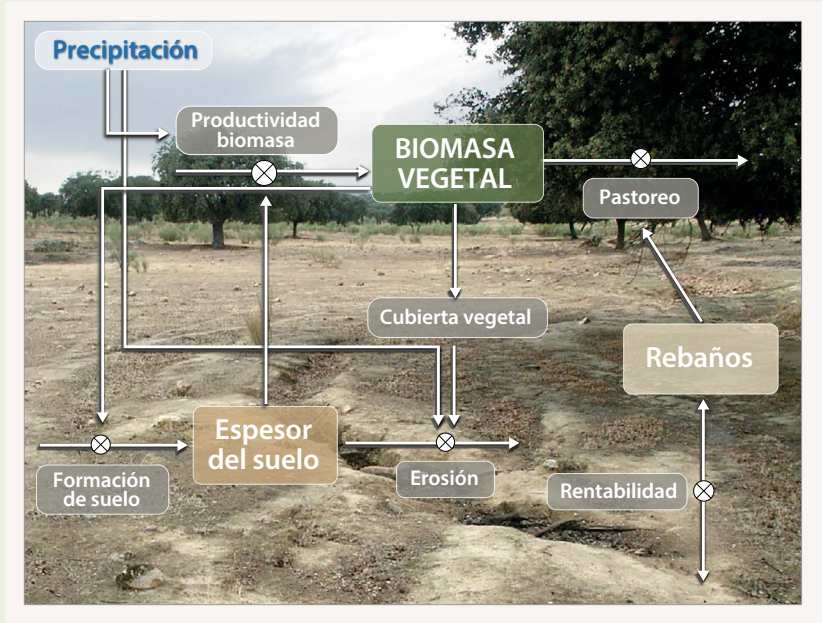


Figura CT IV.10.1. Interacciones clave dentro del socioecosistema de la dehesa, que combina componentes ecológicos y gestionados por el ser humano.

materia orgánica y nutrientes al suelo favorece el mantenimiento de la cubierta vegetal. Sin embargo, existen situaciones residuales a nivel local en las que todavía se practica un pastoreo excesivo, sobre todo en el caso del ganado ovino y caprino. Por ello, aunque en general en España la ganadería extensiva es una amenaza latente, en determinados contextos puede reactivarse y dar lugar a procesos de erosión o pérdida de especies palatables.



Figura IV.10.4. Evidencias de erosión del suelo y degradación de la cubierta herbácea en una dehesa con carga ganadera excesiva. Fotografía de Susanne Schnabel.

La dehesa se considera un punto caliente de biodiversidad, particularmente en su estrato herbáceo (Guerrero-Casado *et al.*, 2013), destaca por su importancia en el secuestro de carbono (Reyes-Palomo *et al.*, 2022), favorece considerablemente la calidad del aire y del agua (Calvete Sogo, 2016) y aporta a la población local productos alimentarios de calidad excepcional, así como áreas de recreo y esparcimiento (Garrido *et al.*, 2017). Además, actúa como barrera de protección ante desastres naturales como los incendios forestales y los problemas ocasionados por la superpoblación de especies cinegéticas (Parra-López *et al.*, 2023).

En busca de la sostenibilidad

La sostenibilidad de la dehesa requiere enfoques integrados que consideren tanto los aspectos ecológicos como los socioeconómicos. Los esfuerzos futuros de investigación y gestión deben centrarse en desarrollar prácticas sostenibles que mantengan la multifuncionalidad de las dehesas, mientras se adaptan a las cambiantes condiciones ambientales y socioeconómicas. Para ello, Díaz y Pulido (2009) sugieren: (i) Facilitar la regeneración del arbolado. (ii) Fomentar la gestión sostenible de usos tradicionales, por ejemplo, mediante la promoción del pastoreo extensivo y la rotación de cultivos, que facilitan mantener la estructura en mosaico del paisaje y la biodiversidad. (iii) Controlar las enfermedades y plagas, por ejemplo, mediante la puesta en marcha de estrategias integrales contra la «seca», causada por factores como la infección por *Phytophthora cinnamomi*, sequías prolongadas y podas

inadecuadas; y (iv) Promover políticas de apoyo que deberían introducir incentivos económicos y pagos por servicios ecosistémicos para garantizar la viabilidad de las prácticas tradicionales que mantienen la dehesa.

A corto plazo, para paliar las necesidades más urgentes a las que se enfrenta la dehesa, se plantean aspectos como la reducción del laboreo mediante la práctica de siembra directa en las zonas donde sea necesario cultivar; la práctica de pastoreo inteligente, en el que las cargas ganaderas y las nuevas tecnologías se adapten al contexto local de cada explotación; una mayor protección del suelo basada en la prevención de la erosión y, en los casos que esta sea inevitable, con la construcción de elementos de contención; una efectiva regeneración del arbolado mediante la exclusión temporal al pastoreo de áreas pequeñas de las fincas (e. g., rotaciones del 5 % de la superficie cada 20 años), y, finalmente, la búsqueda de mecanismos de retribución financiera que favorezcan la viabilidad económica de este tipo de explotaciones.

En resumen, las dehesas son reconocidas por su alto valor natural, cultural y económico, proporcionando importantes servicios ecosistémicos y favoreciendo la biodiversidad. A pesar de los desafíos que enfrenta, como la intensificación, el abandono de prácticas tradicionales y los efectos del cambio climático, la gestión sostenible puede consolidarla como un modelo de sostenibilidad ambiental y económica. Para garantizar su multifuncionalidad y resiliencia, es esencial adoptar estrategias integrales que respondan a las dinámicas ambientales y socioeconómicas actuales.



Figura IV.10.5. Encina afectada por el mal de la seca en su fase inicial. Fotografía de: Jesús Barrena González.

Referencias

- CALVETE SOGO H (2016). *Productivity and quality of dehesa pastures in relation to global change: Increasing tropospheric ozone and nitrogen deposition*. Universidad Politécnica de Madrid.
- CLEMENTE RAMOS J (2012). Ocupación del espacio y formas de explotación: Dehesas y adehesamiento en Extremadura (c.1250 – c.1450). In F. García Fitz & J. F. Jiménez Alcázar (eds.), *La historia peninsular en los espacios de frontera: Las «extremaduras históricas» y la «transierra» (siglos XI-XV)* (pp. 253-277). Sociedad Española de Estudios Medievales, Editum.
- DÍAZ ESTEBAN M, PULIDO DÍAZ FJ (2009). 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp. In V.V. A.A. (ed.), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España* (p. 69). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- GARCÍA FERNÁNDEZ J (1977). Formas de explotación. In Anes Álvarez., G., Bernal Rodríguez, A., García Fernández, J., Giral Raventós, E., Vilar, P. *et al.*: La economía agraria en la historia de España. Propiedad, explotación, comercialización, rentas, Ediciones Alfaguara, Fundación March, pp. 189-210.
- GARRIDO P, ELBAKIDZE M, ANGELSTAM P, PLIENINGER T, PULIDO F, MORENO G (2017). Stakeholder perspectives of wood-pasture ecosystem services: A case study from Iberian dehesas. *Land Use Policy* 60: 324-333. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.022>.
- GASPAR P, MESÍAS F, ESCRIBANO M, RODRÍGUEZ DE LEDESMA A, PULIDO F (2007). Economic and management characterization of dehesa farms: implications for their sustainability. *Agroforestry Systems* 71: 151-162. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9081-6>.
- GONZALO LANGA J (2011). El impacto de la aplicación de la PAC en las producciones ganaderas de la Dehesa (1986-2010). In J. M. Coletto Martínez, E. de Muslera Pardo, R. González Blanco, & F. Pulido García (eds.), *La agricultura y la ganadería extremeñas: Informe 2010* (pp. 181-196). Caja de Ahorros de Badajoz.
- GUERRERO-CASADO J, CARPIO AJ, RUIZ-AIZPURÚA L, TORTOSA F.S. (2013). Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit on a landscape scale. *Journal for Nature Conservation* 21(6): 444-448. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.006>.
- GUZMÁN-ÁLVAREZ JR, GUIMARÃES MH (2021). The spatial, temporal and social construction of the concept of silvopastoral systems: The case of montado and dehesa. In T. Pinto-Correia, M. H. Guimarães, G. Moreno, & R. Acosta-Naranjo (eds.), *Governance for Mediterranean Silvopastoral Systems* (pp. 127-141). Routledge.
- HERGUIDO SEVILLANO E, LAVADO CONTADOR JF, PULIDO M, SCHNABEL S (2017). Spatial patterns of lost and remaining trees in the Iberian wooded rangelands. *Applied Geography* 87: 170-183. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.011>.
- LLORENTE PINTO JM (2003). El problema de la sostenibilidad de las dehesas a la luz de la evolución histórica de los terrenos adehesados. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 16: 135-140.
- LÓPEZ SÁEZ JA, LÓPEZ GARCÍA P, LÓPEZ MERINO L, CERRILLO CUENCA E, GONZÁLEZ CORDERO A, PRADA GALLARDO A. (2007). Origen prehistórico de la dehesa en Extremadura: Una perspectiva paleoambiental. *Revista de Estudios Extremeños* 63(1): 493-510.

- LOZANO FONDÓN C, BARRENA-GONZÁLEZ J, PULIDO FERNÁNDEZ M, REMELLI S, LOZANO PARRA J., MENTA C. (2020). Effects of livestock pressure and vegetation cover on the spatial and temporal structure of soil microarthropod communities in Iberian rangelands. *Forests* 11(6): 628. <https://doi.org/10.3390/f11060628>.
- MARTÍN GALINDO JL (1966). La dehesa extremeña como tipo de explotación agraria. *Estudios Geográficos* 27(103): 157-247.
- MATA OLMO R, SANZ HERRANZ C (2003). Atlas de los paisajes españoles. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente, 683 pp.
- MAGRAMA (2008) Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Madrid. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid.
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) (2006). Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50). Madrid: Dirección General de Biodiversidad, Subdirección General de Política Forestal. Retrieved from <https://www.miteco.gob.es/en/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-forestal-nacional/mfe50.aspx> [Acceso: junio 20, 2025].
- MORENO G, GONZÁLEZ-BORNAY G, PULIDO F, *et al.* (2016). Exploring the causes of high biodiversity of Iberian dehesas: The importance of wood pastures and marginal habitats. *Agroforestry Systems* 90: 87-105. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9817-7>.
- PARRA-LÓPEZ C, SAYADI S, GARCÍA-GARCÍA G, ABDALLAH SB, CARMONA-TORRES C (2023). Prioritising conservation actions towards the sustainability of the dehesa by integrating the demands of society. *Agricultural Systems* 206: 103613. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103613>.
- PLIENINGER T, FLINZBERGER L, HETMAN M, *et al.* (2021). Dehesas as high nature value farming systems: a social-ecological synthesis of drivers, pressures, state, impacts, and responses. *Ecology and Society* 26(3): 23. <https://doi.org/10.5751/ES-12647-260323>.
- PLIENINGER, T., & WILBRAND, C. (2001). Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems*, 51(1), 23.
- PULIDO F, PICARDO Á (2010). Libro verde de la dehesa. Junta de Castilla y León, SECF, SEEP, AEET, SEO.
- PULIDO M, SCHNABEL S, LAVADO CONTADOR JF, LOZANO-PARRA J, GONZÁLEZ F (2018). The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *Land Degradation and Development* 29(2): 219-230. <https://doi.org/10.1002/ldr.2501>.
- REYES-PALOMO C, AGUILERA E, LLORENTE M, DÍAZ-GAONA C, MORENO G, RODRÍGUEZ-ESTÉVEZ V (2022). Carbon sequestration offsets a large share of GHG emissions in dehesa cattle production. *Journal of Cleaner Production* 358: 131918. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131918>.
- RUBIO-DELGADO J, SCHNABEL S, BURGESS PJ, BURBI S. (2023). Reduced grazing and changes in the area of agroforestry in Europe. *Frontiers in Environmental Science* 11: 1258697. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1258697>.
- SCHNABEL S, GÓMEZ GUTIÉRREZ Á, LAVADO CONTADOR J (2009). Grazing and soil erosion in dehesas of SW Spain. In M. A. Romero Díaz & F. Belmonte Serrano (Eds.), *Advances in studies on desertification* (pp. 725-728). Editum.
- SIMÓN N, MONTES F, DÍAZ-PINÉS E, BENAVIDES R, ROIG S, RUBIO A. (2013). Spatial distribution of the soil organic carbon pool in a Holm oak dehesa in Spain. *Plant and Soil* 366(1): 537-549. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1443-9>.

IV.11. Caso de estudio 10. Desertificación por abandono de tierras agrícolas

Estela Nadal-Romero y Teodoro Lasanta

Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), CSIC.

Un paisaje de desertificación inesperado

A finales de 1996 entró en vigor el Convenio de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD, 1994) para hacer frente a la degradación de la tierra. España firmó dicho convenio, por lo que tuvo que elaborar y desarrollar un Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND), que se puso en marcha en agosto de 2008, donde se señala entre los factores y procesos particulares de la desertificación en la región del Mediterráneo del norte «las condiciones de crisis en la agricultura tradicional, con el consiguiente abandono de tierras y deterioro del suelo y de las estructuras de conservación del agua». Según el diagnóstico contenido en el PAND (MAGRAMA, 2008), el 17,8 % del territorio español presenta un riesgo alto o muy alto de procesos de desertificación, coincidiendo con áreas de fuerte riesgo de erosión, incendio o salinización del suelo (García-Ruiz y López Bermúdez, 2009).

El término *desertificación* es complejo y se utiliza con distintos enfoques, si bien todos ellos interpretan que es una disminución, prácticamente irreversible a escala temporal humana, de los niveles de productividad de los ecosistemas terrestres. La desertificación aparece como el estadio final de la degradación del medio natural, con la desaparición de la cubierta natural y la incentivación de procesos erosivos que ocasionan la pérdida de suelo, de su fertilidad y capacidad productiva, la disminución de la biodiversidad y la ruptura de los equilibrios ecológicos.

La desertificación refleja la combinación de condiciones geográficas, climáticas y socioeconómicas, con especial importancia de las actividades humanas. Estas se reconocen como principales causas de degradación de la tierra y del progreso de la desertificación en España (García-Ruiz y López García, 1997). Entre las actividades antrópicas negativas se incluye como especialmente relevante el abandono de tierras agrícolas, ya que además de la degradación del suelo conlleva la pérdida de bienes y servicios ecosistémicos, lo que pone en peligro la sostenibilidad de algunas sociedades (García Llamas *et al.*, 2019).

A continuación se señala qué se entiende por abandono de tierras y las causas que lo provocan, para a continuación sintetizar cómo el abandono de tierras en España contribuye a la desertificación, centrándonos en la montaña mediterránea y en ambientes semiáridos.

El abandono de tierras y sus causas en España.

Existen distintas definiciones de abandono de tierras de cultivo en función del territorio afectado, el contexto de estudio y sus implicaciones ambientales y socioeconómicas, si bien una definición sencilla y clara es la que aporta Romero Díaz (2016): «el fenómeno del cese de la actividad agrícola, en un área determinada con carácter permanente».

El abandono de tierras agrícolas es un hecho global, que incide sobre todo en los países desarrollados, siendo España uno de los más afectados. MAPA (2022) calculó que en España había 2,32 Mha abandonadas, lo que representa el 20 % de la superficie de cultivo o el 4,5 % de la superficie agraria total. Las áreas de la montaña mediterránea y los secanos semiáridos son los territorios con mayor abandono (García-Ruiz y Lana-Renault, 2011).

Varias causas han llevado al abandono de tierras, según Lasanta *et al.* (2019): (i) el éxodo rural; (ii) las innovaciones tecnológicas y la mecanización de las tareas agrícolas, que han expulsado mano de obra del campo, además de hacer inviable el cultivo en algunas laderas; (iii) la baja productividad de determinados campos; (iv) la elevada competitividad de los mercados; (v) los efectos de la PAC, que entre 1989 y 2008 incentivó el abandono de tierras; (vi) el clima en ambientes semiáridos por la elevada erosividad e irregularidad de la lluvia; (vii) la posibilidad de empleos alternativos al agrícola; (viii) factores vinculados a la gestión: sobreexplotación y agotamiento de la tierra, salinización por puesta en regadío, contaminación de suelos, abandono de prácticas y estructuras tradicionales de conservación de suelos (muretes de bancales, por ejemplo). En definitiva, son causas muy diversas de índole socioeconómica, ambiental y de gestión.

Erosión/conservación del suelo en la montaña mediterránea.

La mayor parte de las laderas de la montaña española se han abandonado a lo largo del siglo XX como consecuencia de su despoblación y de la mecanización de las labores agrícolas. En la actualidad, en el mejor de los casos, solo se cultivan las parcelas en las que puede entrar la maquinaria: disponen de vía de acceso, su pendiente es inferior al 10 % y tienen el suficiente tamaño como para poder maniobrar con el tractor. La consecuencia es el abandono masivo de campos; antes del año 2000 las laderas antiguamente cultivadas se habían abandonado por completo, o casi, en el sistema Ibérico noroccidental, en los Pirineos, Galicia, cornisa cantábrica, sistema Central y gran parte de las Béticas. En lo que va de siglo se han seguido abandonando tierras, aunque a un ritmo más lento (Lasanta *et al.*, 2021).

El abandono de campos de cultivo en la montaña española ha sido, pues, generalizado. Sin embargo, es en la montaña mediterránea y submediterránea donde los riesgos de desertificación son más importantes, como consecuencia de la mayor roturación en el pasado de tierras marginales, del ritmo lento de sucesión vegetal postabandono y por la mayor erosividad de las precipitaciones. En la montaña atlántica la vegetación cubre pronto los campos abandonados, disminuyendo la escorrentía y la pérdida de suelo.

Cuando un campo se abandona, se inician procesos de sucesión vegetal, que implican generalmente la reducción de las tasas de escorrentía y el transporte de sedimento respecto a la fase de cultivo. Las propiedades del suelo (densidad aparente, fertilidad, estabilidad de agregados, contenido

en materia orgánica, etc.) tienden a mejorar, unos años después del abandono, incrementándose la infiltración del agua. En definitiva, se producen procesos de edafogénesis que llevan a la mejora de la calidad del suelo. Sin embargo, a veces no sucede así. Hay tres situaciones en las que no mejora la calidad del suelo, sino que se asiste a procesos de degradación que pueden llevar a la desertificación:

1. Cuando el suelo del campo abandonado (o ladera completa en muchos casos) se ha agotado durante la fase de cultivo, de manera que es poco potente y apenas tiene fertilidad. Ello ocurrió, por ejemplo, con la agricultura de rozas (articas) que se practicó en las montañas mediterráneas españolas hasta las primeras décadas del siglo XX. En estos casos, se utilizaron laderas muy pendientes para el cultivo de cereal, lo que ocasionó elevadas tasas de erosión que dejaron un suelo raquítrico, sin fertilidad y abundante pedregosidad. En esta situación, la colonización vegetal es muy lenta (figura IV.10.1) y las pérdidas de suelo muy altas durante décadas (Lasanta *et al.*, 2017).
2. El abandono de las prácticas de conservación de agua y suelo, como es el caso de las laderas abancaladas. En terrazas de cultivo o bancales el proceso de erosión dominante son los desprendimientos

en el salto o muro del bancal (figura IV.10.2), formando cicatrices que deterioran el paisaje y favorecen la instalación de cárcavas con exportación de gran cantidad de sedimentos (Arnáez *et al.*, 2015). El hecho de que haya un suelo, a veces de varios metros de espesor, favorece los desplomes en los saltos de las terrazas, con caída de parte del muro de contención y del suelo que es transportado ladera abajo. Los bancales se construyeron para favorecer la infiltración del agua y evitar la erosión. Sin duda, es una excelente técnica para evitar la erosión en laderas cultivadas, al reducir la pendiente, la conectividad hidrológica y la escorrentía. Pero para ello es necesario realizar tareas periódicas de conservación: reparación de muros caídos tras una tormenta, mantenimiento de drenajes, dentro y fuera de los campos para trasladar las aguas de escorrentía hacia barrancos y arroyos. No debe olvidarse que, cuanto más intensa es la transformación de una ladera (el abancalamiento, sin duda, lo es), mayor es la energía que hay que invertir para su conservación.

3. La ocurrencia de fuegos reiterados. La colonización vegetal implica un incremento de la biomasa. En clima mediterráneo con cierta frecuencia ocurren fuegos naturales a los que hay que añadir los ocasionados por los humanos. En campos sometidos a fuegos



Figura IV.11.1. Ladera cultivada mediante el sistema de rozas en Aísa (Pirineo aragonés). Casi un siglo después de su abandono la cubierta vegetal es muy pobre, presentando procesos de erosión. Fotografía de Teodoro Lasanta.



Figura IV.11.2. Caídas en los muros de piedras en bancales abandonados en San Martín del Jubera (La Rioja). Fotografía de Teodoro Lasanta.



Figura IV.11.3. Ladera de campos abandonados en el valle de Borau, Pirineo aragonés. Se observa los límites de los antiguos campos y la lenta penetración del matorral. Fotografía de Teodoro Lasanta.

recurrentes la colonización vegetal encuentra grandes dificultades, asistiendo a una degradación progresiva del suelo. En el Pirineo, por ejemplo, se ha comprobado que muchas laderas solanas (figura IV.10.3) se cultivaron y posteriormente sufrieron quemas periódicas para regenerar pastos. Varias décadas después presentan un suelo muy degradado y una cubierta vegetal muy pobre, de matas raquílicas y aisladas entre manchas de suelo desnudo.

Degradación de suelos en medios semiáridos

El sureste ibérico (la mitad meridional de la provincia de Alicante, el sector oriental de la de Albacete, las provincias de Murcia y Almería, y un sector de la de Granada) y el centro de la depresión del Ebro (parte de las provincias de Zaragoza, Huesca y Navarra) reciben menos de 350 mm de precipitación media anual (una lluvia, además, distribuida de forma muy irregular a escala anual e interanual) y tienen temperaturas medias que superan los 14 °C. Los periodos de sequía son frecuentes y prolongados; los balances de humedad son acusadamente negativos durante todo el año. Este territorio pertenece al dominio de clima semiárido, posee suelos

(sódicos o salinos) mal estructurados y frágiles, mostrando signos evidentes de desertificación.

En medios semiáridos la sucesión vegetal es muy lenta tras el abandono (figura IV.10. 4), lo que lleva a la pérdida progresiva de nutrientes y materia orgánica. En estos ambientes, la degradación del suelo está muy relacionada con la disponibilidad de agua y sus efectos en la distribución espacial de la cubierta vegetal. Allí donde se acumula algo de humedad crecen plantas que mejoran la calidad del suelo, mientras que en las áreas desnudas se instalan procesos de erosión: laminar, difusa, rills y cárcavas. Otro factor muy influyente es la formación de costras tras el abandono. Durante la fase de cultivo el arado de las tierras elimina las costras y favorece la infiltración del agua. Inmediatamente después del abandono el suelo se apelmaza, pierde porosidad y se forman costras en superficie, que reducen la infiltración e incrementan la escorrentía y la erosión (Romero Díaz, 2016).

Además de la humedad del suelo, la litología condiciona mucho la sucesión vegetal. En la Región de Murcia, Romero Díaz *et al.* (2007) comprobaron que los campos abandonados sobre sustrato calcáreo se colonizan rápidamente por herbáceas, que dan paso pronto a una cubierta de matorrales,



Figura IV.11.4. Campos abandonados en Mediana (Zaragoza). Las parcelas se aterrizaron para favorecer la infiltración del agua. Tras el abandono se aprecia la dificultad para que herbáceas y matorrales colonicen los campos. Fotografía de Teodoro Lasanta.



Figura IV.11.5. *Pipes* en Valpalmas (Zaragoza). Los procesos de *piping* pueden ser muy abundantes en fondos de valles de ambientes semiáridos. Fotografía de Estela Nadal-Romero.

con aumento de la materia orgánica, lo que favorece la conservación del suelo y la diversidad del paisaje. Por el contrario, el abandono sobre sustrato margoso incentiva la formación de costras superficiales, disminuyendo la infiltración del agua. A la vez el suelo se agrieta ayudando a la canalización de la escorrentía superficial y subsuperficial, generando una densa red de cárcavas, dirigida en muchos casos por el colapso de pipes (Romero Díaz *et al.*, 2007) dando lugar a procesos de desertificación (figura IV.10.5).

Lo señalado hasta ahora pone de manifiesto que en campos abandonados las condiciones ambientales y la gestión pueden llevar a la degradación del suelo o a la mejora de su calidad. Así, procesos de abandono, donde no se llevan a cabo medidas de conservación adecuadas a las situaciones concretas, contribuyen a la degradación de las tierras y a la desertificación. Por ello, Lasanta *et al.* (2019) señalan que parece aconsejable una gestión adaptada a las características del medio para minimizar algunos impactos negativos (riesgo de incendios, degradación del suelo, homogeneización del paisaje) e incentivar la oferta de bienes y servicios ecosistémicos, como la conservación del suelo, la producción de agua de calidad, el secuestro

de carbono y la mejora de la biodiversidad. No hay que olvidar que algunos campos abandonados tienen suelos con calidad suficiente para acoger usos forestales y agropecuarios. Su interés productivo y ambiental puede impulsar la reincorporación de los campos abandonados al sistema socioeconómico.

Referencias

- ARNÁEZ, J., LANA-RENAULT, N., LASANTA, T., RUIZ-FLAÑO, P., CASTROVIEJO, J., 2015. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. *Catena*, 128: 122-134. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.021>.
- GARCÍA LLAMAS, P., GEIJZENDORFFER, I.R., GARCÍA-NIETO, A.P., CALVO, L., SUÁREZ-SEOANE, S., CRAMER, W., 2019. Impact of land cover change on ecosystems services supply in mountain systems: a case study in the Cantabrian Mountains (NW of Spain). *Regional Environmental Change*, 19: 529-542. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1419-2>
- GARCÍA-RUIZ, J.M., LANA-RENAULT, N., 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the

- Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140: 317-338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- GARCÍA-RUIZ, J.M., LÓPEZ BERMÚDEZ, F., 2009. *La erosión del suelo en España*. Sociedad Española de Geomorfología: 441 pp., Zaragoza.
- GARCÍA-RUIZ, J.M., LÓPEZ GARCÍA, P., 1997. *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Instituto Pirenaico de Ecología: 338 pp., Zaragoza.
- FEGA, 2019. Fondo Español de Garantía Agraria. <https://www.agronegocios.es/espana-cuenta-con-mas-de-232-mha-de-superficie-agricola-abandonada-y-sin-aprovechamiento/>
- INCD, 1994. *International Convention to Combat Desertification*. United Nations Environment Programme (UNEP). Interim Secretariat for the Convention to Combat Desertification (CCD). Châtelaine/Geneve: 71 pp.
- LASANTA, T., ARNÁEZ, J., NADAL-ROMERO, E., 2019. Soil degradation, restoration and management in abandoned and afforestation lands. *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection*. Volume, 4: 71-117. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2019.07.002>
- LASANTA, T., NADAL-ROMERO, E., ERREA, M.P., 2017. The footprint of marginal agriculture in the Mediterranean mountain landscape: An analysis of the Central Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 599-600: 1823-1836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.092>
- LASANTA, T., NADAL-ROMERO, E., KHORCHANI, M., ROMERO-DÍAZ, M.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(2): 477-521. <http://doi.org/10.18172/cig.4755>
- PAND, 2007. *Programa de Acción Nacional contra la Desertificación*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente: 131 pp., Madrid.
- ROMERO DÍAZ, M.A., 2016 (coord.). *Abandono de cultivos en la Región de Murcia. Consecuencias ecogeomorfológicas*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia: 263 pp., Murcia.
- ROMERO DÍAZ, M.A., MARÍN-SANLEANDRO, P., SÁNCHEZ-SORIANO, A., BELMONTE SERRATO, F., FAULKNER, H., 2007. The causes of piping in a set of abandoned agricultural terraces in Southeast Spain. *Catena*, 69: 282-293. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.07.008>

IV.12. Caso de estudio 11. Turismo y estrés hídrico: Una preocupante convergencia en tiempo y espacio

Fernando Gallardo Olmedo

Departamento de Financiación e Investigación Comercial, Universidad Autónoma de Madrid

El turismo, un potente motor económico de España

El sector turístico español es un motor de la economía española. Se estima que ha supuesto en el año 2024 un 13,1% del PIB español, que es una cifra superior en 0,5 puntos porcentuales al anterior máximo histórico del 12,60% registrado en el año 2019 (Statista, 2025). En la figura IV.12.1A se puede apreciar la evolución de esta variable desde el año 2016. Se puede

observar también que el impacto negativo que supuso la pandemia del covid-19 en 2020 ya se ha superado.

En lo que respecta al número de turistas extranjeros que han visitado España, el año 2024 también ha supuesto un récord con 93,8 millones de visitantes (INE). Solo Francia está por encima de España con un número de visitantes de 99,8 millones en ese año (EFE, 2025). En la figura IV.12.1B se puede observar la evolución histórica de esta variable, en la

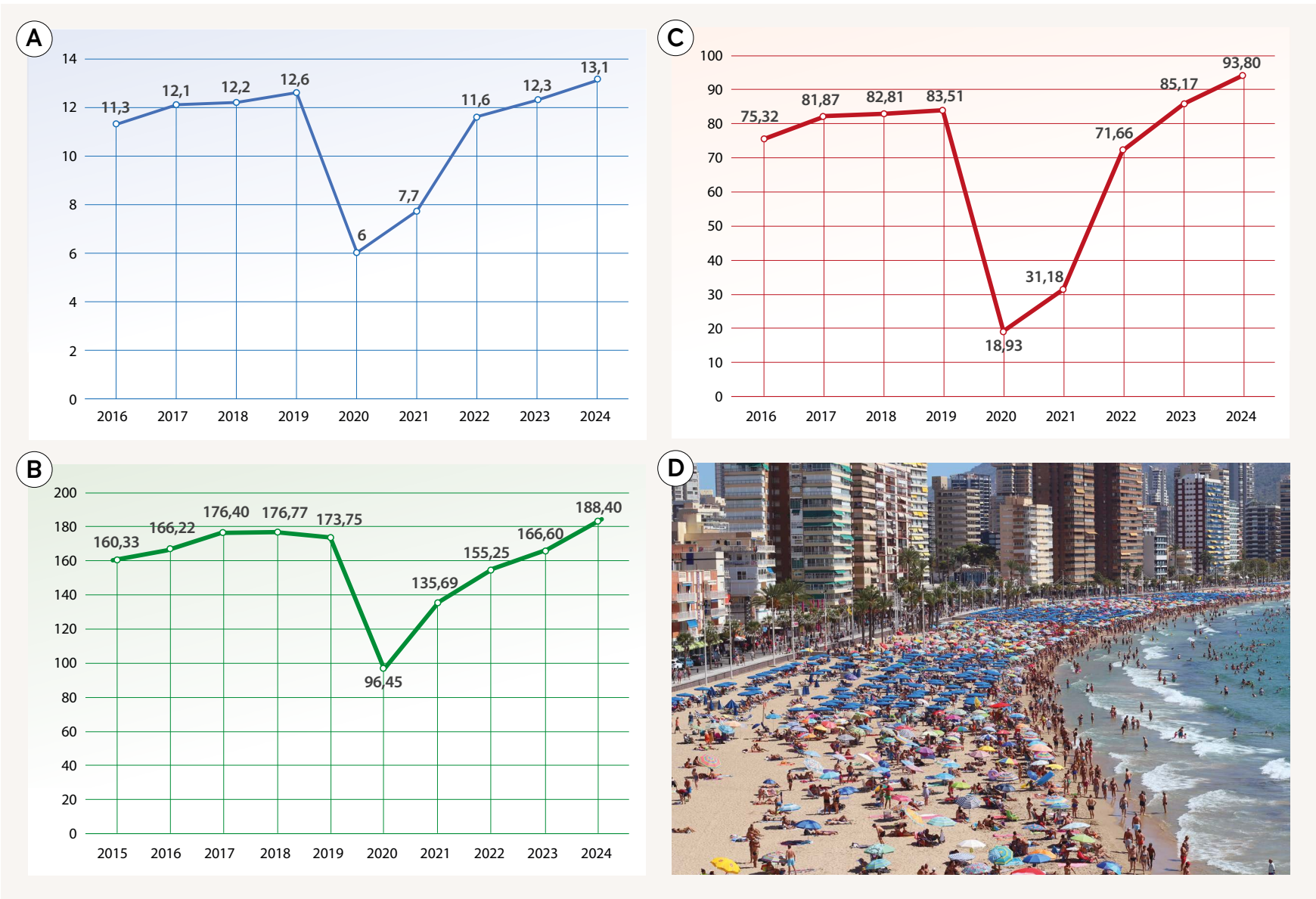


Figura IV.12.1. A. Porcentaje del PIB aportado por el sector turístico en España (Statista, 2025) B. Evolución del número de turistas extranjeros que han visitado España (millones) (Elaboración propia con datos tomados del INE, 2025a). C. Evolución del número de viajes de residentes en España en el propio país (millones). Datos tomados del INE, 2025b. D. Una playa en España con gran afluencia en el periodo estival.

cual se constata que se ha superado la ruptura de la serie provocada por la pandemia.

La actividad turística de España también se nutre de viajes de residentes en España. A este respecto, se disponen de datos del número de viajes de residentes españoles dentro del propio país. Tal y como se aprecia en la figura IV.12.1C, el dato correspondiente al año 2024 se sitúa por encima de los valores prepandemia. Así pues, el dinamismo del sector turístico español proviene tanto de residentes como de no residentes.

La fortaleza del turismo en España se debe a tres factores. En primer lugar, el capital natural y el capital cultural dotan a España de gran atractivo para el turismo. En segundo lugar, España dispone de un equipamiento de infraestructuras apropiadas para el desarrollo de la actividad turística, tales como infraestructuras avanzadas de transporte de todo tipo, sanitarias, de alojamiento y de telecomunicaciones. En tercer lugar, el nivel de seguridad, tanto en lo que respecta al riesgo geopolítico en comparación con destinos competidores como de seguridad de las poblaciones españolas, es elevado. No obstante, hay retos a los que tiene que enfrentarse el sector turístico español. En este sentido hay que reflexionar sobre los siguientes aspectos: el impacto del cambio climático, las emisiones de gases de efecto invernadero y consumo de agua derivados de las actividades turísticas, y el malestar social o *turismofobia* que se sufren en algunas poblaciones (Gallardo, 2025).

La huella hídrica del turismo

Tal y como se acaba de apuntar, el consumo de agua asociado a las actividades turísticas en España merece un análisis. El primer comentario que hay que hacer al respecto es que los datos disponibles son limitados y no permiten realizar una cuantificación totalmente precisa del consumo de agua de las distintas actividades turísticas. Teniendo en cuenta estas limitaciones, se procede a analizar la información disponible.

El punto de partida es el análisis del total de agua consumida en España. En la figura IV.12.2A se muestra el agua total consumida y su desglose en cuatro epígrafes (abastecimiento, agrario, industrial y otros) para el año hidrológico 2020-2021, que es el último periodo disponible, y para los dos años anteriores. El gran consumidor de agua es el sector agrario, con un 77,6 % del total en el año hidrológico 2020-2021, si bien tanto el porcentaje como la cantidad consumida se han venido reduciendo. En lo que respecta

al epígrafe de abastecimiento, que es donde se ubicaría el consumo de agua del sector turístico, el volumen de agua utilizada es el 17 % del total y su evolución en los últimos años muestra mucha estabilidad. El total del agua utilizada para usos consuntivos tiene su origen en dos fuentes principales: las aguas superficiales, con un 71,6 %; y las aguas subterráneas, con un 23,1 %. El resto proviene de la reutilización, la desalinización y las transferencias (figura IV.12.2B).

En cuanto a la parte del consumo de agua imputable a las actividades turísticas, el INE publica datos correspondientes a un epígrafe que se denomina «usos turísticos y recreativos», el cual incluye hoteles, alojamientos turísticos, campings, parques acuáticos y campos de golf. La evolución del consumo de este epígrafe se muestra en la figura IV.12.2C. Como se puede apreciar, entre los años 2014 y 2022 no hay una tendencia ascendente. El consumo de agua dentro de esta categoría que más controversia genera es el relacionado con los campos de golf. No se disponen de datos precisos acerca del consumo de agua de los campos de golf. Un estudio realizado por la Universidad de Cádiz (2024) estima el consumo de agua y su procedencia en base a encuestas realizadas a los campos de golf españoles. El estudio concluye que en los campos pequeños (de menos de 18 hoyos) el consumo anual de agua está comprendido en el tramo de 100.000 a 200.000 m³ y procede en un 72 % de aguas recicladas. En lo que respecta a los campos más grandes, de 18 hoyos, el consumo medio anual por campo se sitúa en el intervalo de 100.000 a 300.000 m³, y en cuanto a la procedencia del agua es reciclada en un 57,3 % de los campos. Se podría pensar que aquellos campos que no respondieron a la encuesta usan una mayor proporción de agua no reciclada.

Por otro lado, los márgenes tan amplios del consumo de agua están determinados por cuestiones climatológicas relacionadas con la ubicación geográfica del campo de golf. La comunidad autónoma con más campos de golf es Andalucía, con 90. Le sigue Cataluña con 44. Ambas son comunidades autónomas muy turísticas y que no son de las que más recursos hídricos disponen. No obstante, un análisis completo de este asunto debería tener en cuenta, además del impacto ecológico y de consumo de agua, la aportación económica que genera la actividad en la zona donde se ubica el campo de golf (Gallardo 2025).

No obstante, el análisis del problema de los campos de golf requiere aplicar un enfoque territorial más amplio, como sucede siempre que hablamos de desertificación. A este respecto, la cuestión más relevante es el modelo urbanístico asociado al golf. Es decir, más allá del agua con la que se riega el campo, el mayor impacto es la urbanización asociada al reclamo que supone un campo de golf. En este sentido, el impacto hídrico es de mucha más envergadura. Además, las urbanizaciones ligadas a este modelo de turismo ocupan territorios costeros de alto valor ecológico. En la comparativa meramente económica sale ganando el turismo, obviamente, pero hemos de reconocer que, si solo se considerase el criterio económico, se tendería una situación en la que toda la costa se urbanizaría. Esto significaría que el capital natural en forma de espacios abiertos, lagunas costeras, aves que transitan el territorio y vegetación de las zonas se vería afectado de un modo muy negativo. Entonces se repararía en que resultaba tener un valor intangible medioambiental y económico que era el verdadero atractivo de ese territorio. Esto implica que deban preservarse en España lugares especialmente dotados de un capital natural, como por ejemplo el parque natural de cabo de Gata en Almería, que permitan equilibrar la conservación medioambiental con un desarrollo económico sostenible.

Sequías y turismo en regiones con alto estrés hídrico

Dentro de las estadísticas correspondientes al agua utilizada dentro del epígrafe de «usos turísticos y recreativos», no está incluido el consumo realizado en las denominadas viviendas de uso turístico (VUT). El número

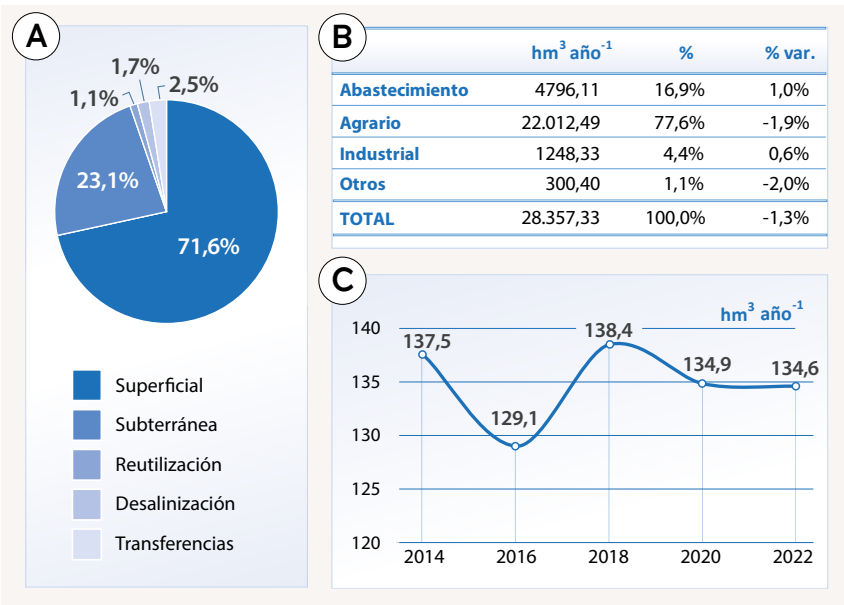


Figura IV.12.2. A. Agua utilizada según sector B. Agua utilizada para usos consuntivos según origen. Fuente: MITECO 2022. C. Evolución del agua suministrada para usos turísticos y recreativos (hm³ año⁻¹). Fuente: (INE 2025c).



Figura IV.12.3. El Parque Natural del Cabo de Gata ha sabido dosificar el turismo que acude a la zona. Las limitaciones que impone la existencia de este parque permiten conservar estos ecosistemas costeros, que actúan de reclamo. Si se levantasen estas restricciones, la costa quedaría completamente urbanizada, perdiendo su valor natural y probablemente aumentando sus ingresos en el corto plazo. Foto del autor.

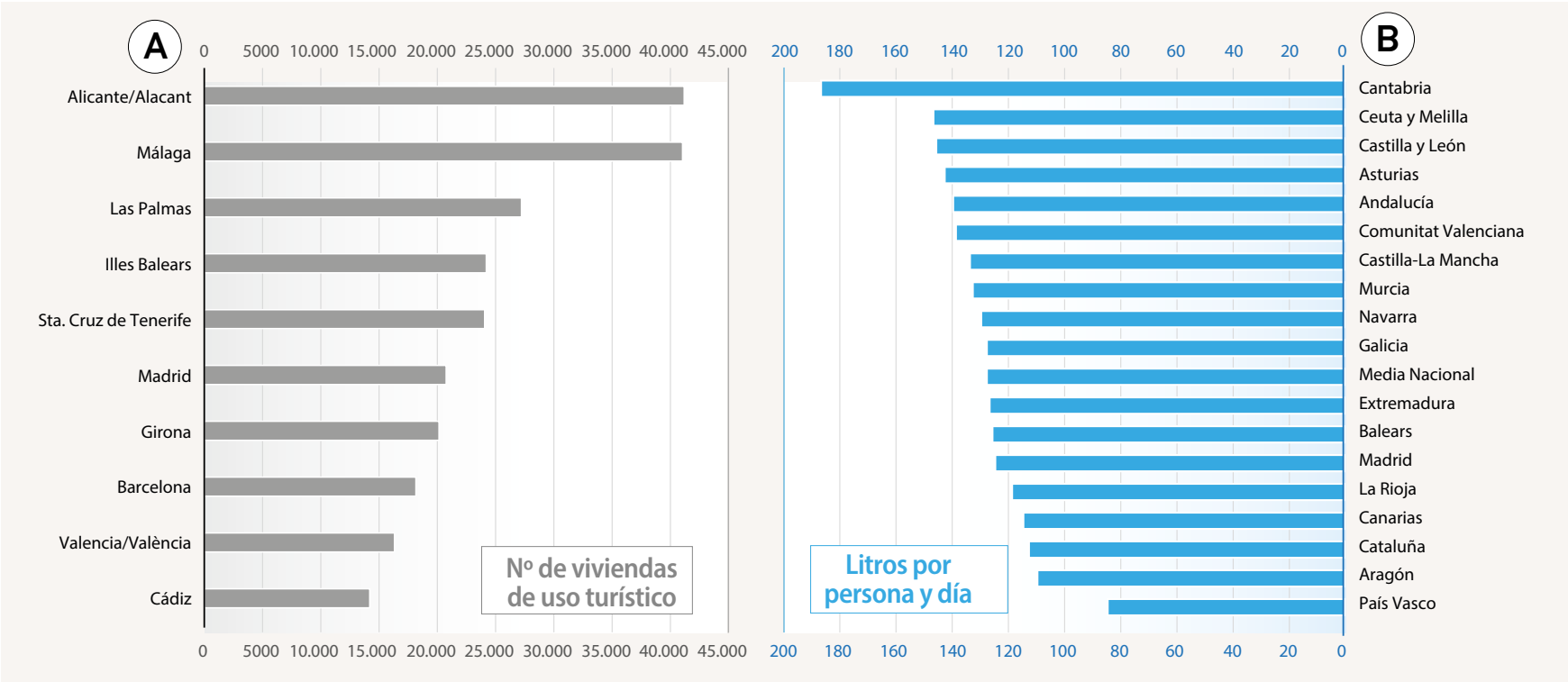


Figura IV.12.4. A. Provincias con el mayor número de viviendas de uso turístico (VUT) en España en 2024 y variación porcentual respecto a 2020. Fuente: elaboración propia a partir de INE (2025d) B. Consumo de agua diario per cápita por CCAA (2022). Fuente: elaboración propia a partir de INE (2025e).

de estas viviendas continúa creciendo en España (figura IV.12.4 A), excepto en las provincias de Barcelona y las Islas Baleares, y resulta interesante conocer su consumo de agua. Polaroo (2024) ha realizado una estimación del consumo de agua en las VUT de acuerdo con el análisis de 11.000 facturas

de agua de 1800 VUT en 2023, y ha llegado a la conclusión de que el consumo medio diario por VUT era de 443 litros al día. Teniendo en cuenta que la ocupación media de las VUT está en torno a cuatro personas, se obtiene un consumo medio diario de 111 litros por persona. Según el INE (2024), el

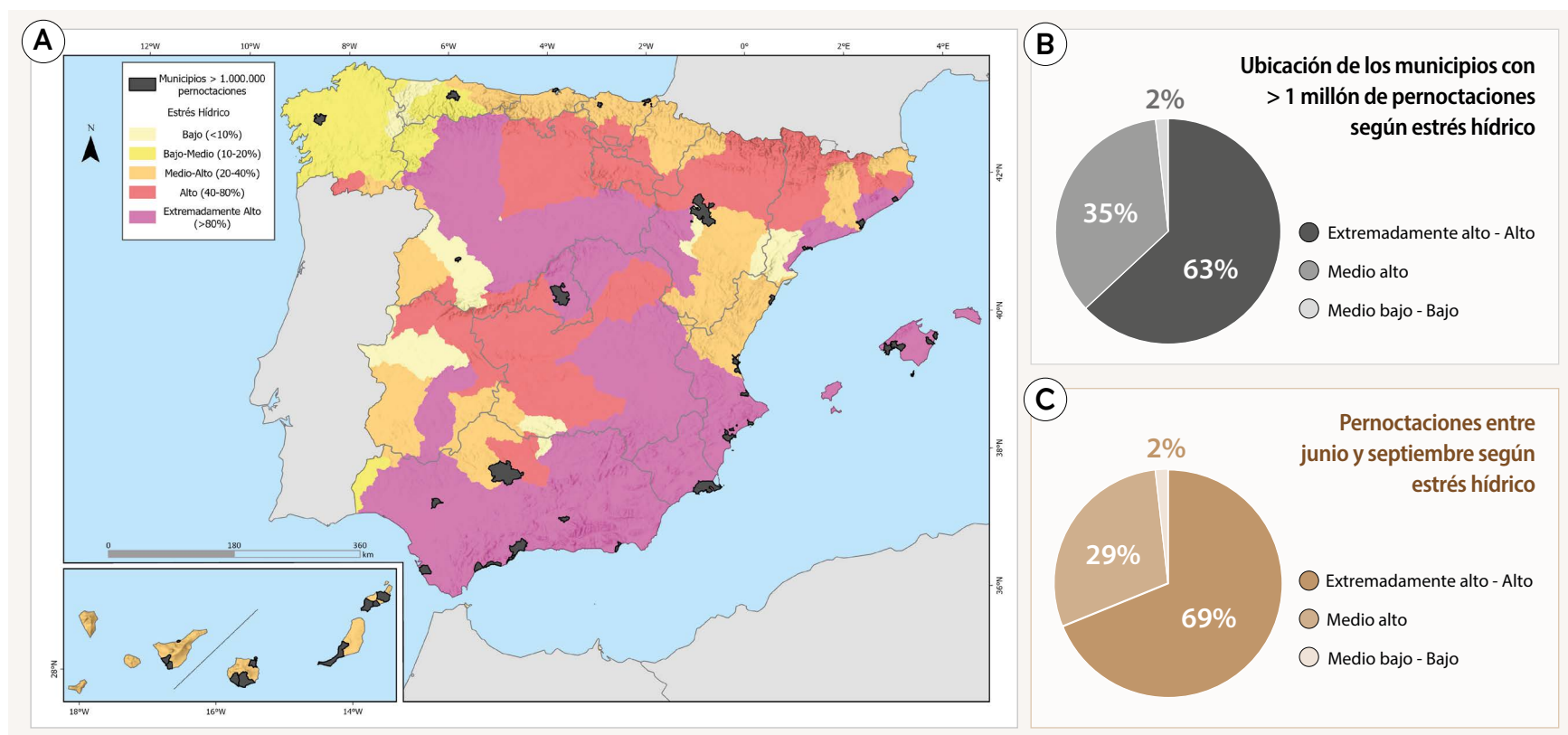


Figura IV.12.5. A. Mapa de estrés hídrico de España y municipios con más de un millón de pernoctaciones hoteleras. Fuente: Kuzma *et al.* (2023) e INE (2025f). B. Porcentaje de poblaciones de más de un millón de pernoctaciones anuales según la categoría de estrés hídrico (INE, 2025f). C. Porcentaje de pernoctaciones en el periodo estival (junio a septiembre) según la categoría de estrés hídrico.

consumo medio diario por habitante en 2022 fue de 128 litros por persona, con ligeras variaciones por CCAA (figura IV.12.4B). Por lo tanto, el consumo de agua en las VUT es algo inferior a la media de los hogares españoles. No obstante, no se disponen de datos de consumo en VUT por provincias o comunidades autónomas para realizar la comparación con la media de consumo de hogares por provincias. En cualquier caso, se puede afirmar que en las VUT no hay un dispendio comparativo de agua, lo cual no es óbice para que pueden generar otro tipo de efectos externos en las zonas en las que se localizan. El estudio citado también realiza una comparación con el agua consumida por persona en los establecimientos hoteleros y llega a la conclusión de que esta es, aproximadamente, cuatro veces la consumida por persona en una VUT.

Un aspecto de interés en relación con el tema analizado es observar dónde se ubican los principales puntos turísticos españoles en relación al estrés hídrico, el cual es definido por Kuzma *et al.* (2023) como la ratio entre el total de agua dulce utilizada entre el total de recursos renovables de agua dulce en un periodo de tiempo. En la figura IV.12.5 se muestra el mapa de estrés hídrico de España en el año 2024 y aquellos municipios que superan el millón de pernoctaciones al año. Como vemos, España está sometida a un alto estrés hídrico y en el 42,8 % del territorio es extremadamente alto, en el 24,9 % es alto, en el 19,7 % medio-alto, y solo en el 7,4 % es bajo-medio o bajo.

Como se ha comentado anteriormente, el consumo de agua per cápita en hoteles supera ampliamente el consumo de los residentes y de los turistas que utilizan las VUT. No obstante, los turistas que se alojan en VUT aportan un consumo extra de agua. Así pues, resulta interesante observar si los municipios que más pernoctaciones en hoteles registran y que más VUT tienen se encuentran en zonas de estrés hídrico. Respecto a las pernoctaciones en establecimientos hoteleros, destaca el hecho de que 24 de los 43 municipios con mayor número de pernoctaciones se encuentran en zonas con estrés hídrico alto o extremadamente alto, gran parte de ellas en el arco mediterráneo. Por otro lado, 12 de esas 24 poblaciones concentra en

los meses de junio a septiembre, que son aquellos donde el estrés es mayor, más del 50 % de las pernoctaciones. Además, el 69 % de las pernoctaciones ocurren en las zonas de mayor estrés hídrico en el momento del año más seco, que es el periodo entre junio y septiembre (figura IV.12.5C). En cuanto a las VUT, 8 de las 10 provincias con más de 11.000 VUT (Alicante, Málaga, Baleares, Madrid, Girona, Barcelona, Cádiz y Tarragona) se encuentran en zonas de estrés hídrico alto o extremadamente alto.

Modelo territorial del turismo y consumo de agua

Después de analizar los datos globales disponibles de consumo de agua en las actividades turísticas, conviene plantear una serie de reflexiones relacionadas con el modelo de construcción del alojamiento turístico en los diferentes puntos turísticos. Hay tres factores esenciales que configuran esos modelos: tipos de necesidades de consumo de agua, grado de verticalidad y distancia entre las construcciones.

En lo que respecta al primero de los factores, se pueden distinguir tres necesidades de consumo: el agua para cubrir las necesidades básicas (alimentación, electrodomésticos e higiene), el agua para la piscina y el agua para el mantenimiento del jardín. Todas las construcciones demandan agua para el primero de los consumos y algunas de ellas para alguno o los dos componentes restantes. El grado de verticalidad hace referencia a la altura que alcanza la construcción. Si combinamos estos dos factores con la distancia entre construcciones, encontramos dos modelos básicos de construcción, entre los cuales se podrían delimitar algunos intermedios. En un extremo estaría el modelo concentrado, caracterizado por muchas edificaciones de gran altura con multitud de alojamientos, con piscinas y jardines comunes, y con poca distancia entre ellos. En el otro extremo tendríamos el modelo extensivo, con construcciones individuales y dotadas con su propia piscina y jardín, y con separación entre ellas. El consumo unitario de agua en el modelo concentrado es, lógicamente, mucho menor que el que se registra en el modelo extensivo.

En el caso español destaca un modelo consolidado de tipo concentrado en donde, además, la administración municipal y los hoteles de la zona se han implicado en un uso eficiente del agua. Se trata de la localidad alicantina de Benidorm, la cual ha sido la cuarta población española con mayor número de pernoctaciones en el año 2024, superando la cifra de 11,5 millones. Tal y como ponen de manifiesto Olcina *et al.* (2016), Benidorm es un punto turístico con un elevado número de construcciones de gran altura y muy cercanas entre sí, en donde, además, los hoteles de la zona han estado muy involucrados en la búsqueda de soluciones eficientes para el ahorro del consumo de agua, siendo pioneros en implementar medidas como griferías eficientes, utilización de electrodomésticos de alta eficiencia, instalación de bombas eficientes, incorporación de medidas de mejora de eficiencia en el riego de jardines y mantenimiento ininterrumpido de las piscinas con el consiguiente ahorro de agua. Además, han llevado a cabo inversiones para tener acceso a agua en épocas de escasez mediante reservorios de agua a través de construcción de pozos, aljibes y depósitos de agua subterránea en algunos hoteles. Todas estas iniciativas han supuesto también un gran ahorro de costes para los establecimientos hoteleros de Benidorm.

Olcina *et al.* (2016) también ponen de manifiesto en su investigación la importancia de la implicación de la Administración municipal en el mantenimiento de las redes de distribución de agua con el objetivo de minimizar las pérdidas por fugas. El éxito en materia de gestión del agua en Benidorm se pone de manifiesto en tres comparaciones: (i) en el año 2022 el consumo medio de agua por habitante en Benidorm no supera los 120 litros, que es una cifra que queda por debajo de la media nacional y de la media de la Comunidad Valenciana (Hosteltur, 2023), (ii) Benidorm ocupa la primera posición en ciudades europeas en el índice de fugas en infraestructuras que elabora la International Water Association y la tercera posición en el mundo, solo por detrás de Tokio y Singapur (Hosteltur 2023); y (iii) el consumo total de agua en Benidorm en 2024, con una población censada de unos 74.500 habitantes, ha sido de 11 hm³ (Alicante Plaza, 2025) frente a los 10 hm³ de 1975 para una población censada de 15.000 personas (Olcina *et al.*, 2016).

El modelo extensivo, contrapuesto al concentrado, ha proliferado en bastantes zonas del mediterráneo español (el caso de la Costa Brava es un buen ejemplo, tal y como explican Gabarda *et al.*, 2015) y en especial, en los alrededores de los campos de golf. Como se han mencionado anteriormente, los campos de golf utilizan en gran medida agua reciclada para el riego, pero las construcciones individuales y separadas en el entorno de los campos de golf sí son demandantes de agua no reciclada. En lo que respecta a este modelo extensivo, hay que tener presente que las construcciones a las que nos referimos son, en gran medida, segundas residencias. La gran demanda de agua de estas residencias proviene del mantenimiento de jardines y del llenado de piscinas. Es habitual utilizar el agua del grifo para el mantenimiento del jardín y en muchos casos también para el llenado de las piscinas. No se disponen de datos sobre el agua utilizada para este cometido, pero sí hay datos sobre el número de piscinas en España. Newtral (2023), tomando como fuente la Dirección General del Catastro, indica que en España (sin incluir País Vasco y Navarra) hay 1,29 millones de piscinas, de las cuales se estima que 1,1 millones son privadas. No dispone de datos de cuántas de estas son de establecimientos hoteleros y cuántas de residencias privadas, pero, obviamente, la mayor parte de estas son de esta última categoría. Estos datos ponen de manifiesto que la demanda de agua para piscinas es originada, principalmente, por residencias privadas, tanto de primera como de segunda residencia.

Reflexiones, conclusiones y recomendaciones

El turismo, como cualquier actividad económica, consume recursos hídricos y debe aplicar políticas de eficiencia tanto para reducir costes como

para mejorar su reputación y contribuir a la sostenibilidad del sistema. A menudo, se critica al turismo por su consumo de agua, especialmente en actividades como el golf, percibidas como elitistas. Sin embargo, el turismo también aporta bienestar social y desarrollo económico, por lo que debe asumir compromisos al mismo nivel que otros sectores. Además, el modelo urbanístico es determinante en el consumo hídrico: un modelo concentrado, como el de Benidorm, con alta densidad y verticalidad, resulta más eficiente que uno expansivo y disperso. Por tanto, es fundamental repensar la planificación urbana en zonas turísticas para reducir el impacto hídrico.

Por otro lado, tanto el turismo como las segundas residencias deben integrarse plenamente en las medidas de ahorro durante episodios de estrés hídrico. Esto implica restricciones en el riego de jardines, llenado de piscinas y uso no esencial en hoteles, limitando el consumo al uso básico. Si bien se han logrado avances en eficiencia en destinos con modelos concentrados, el modelo extensivo aún presenta amplio margen de mejora. En este contexto, se propone aplicar una tarifa progresiva y dinámica en el suministro de agua. La progresividad, similar al impuesto sobre la renta, permitiría que el consumo básico tenga el precio más bajo, penalizando consumos excesivos como el riego ornamental o el llenado de piscinas. El sistema de precios dinámicos ajustaría automáticamente la escala tarifaria según el nivel de estrés hídrico, incentivando un uso más responsable del recurso sin afectar el acceso al consumo esencial.

Referencias

- Alicante Plaza (2025) La primera fase de la red de agua regenerada de Benidorm será en Poniente y llegará a 6300 hogares [The first phase of Benidorm's reclaimed water network will be in Poniente and will reach 6,300 homes]. Consultado en <https://alicanteplaza.es/alicanteplaza/marinabaixa/la-primer-fase-de-la-red-de-agua-regenerada-de-benidorm-comenzara-en-la-nueva-zona-de-poniente#:~:text=Consumo%20en%20Benidorm,piscinas%20demandan%20otro%20medio%20hect%C3%B3metro> (Consultado el 30 de junio de 2025)
- CASTRO P, LÓPEZ J, Polaroo Analytics (2024) El consumo de agua en apartamentos y viviendas turísticas en España: Informe 2023. Polaroo. Consultado en <https://polaroo.com/reports/consumo-de-agua-en-sector-alquiler-vacacional-en-espana>
- EFE (2025). España podría llegar a los 100 millones de turistas extranjeros en 2025 pero no arrebatará el liderato a Francia [Spain could reach 100 million foreign tourists in 2025 but will not take the lead from France]. 22 de enero de 2025.
- GABARDA MALLORQUÍ A, RIBAS PALOM A, DAUNIS-I-ESTADELLA J (2015) Desarrollo turístico y gestión eficiente del agua. Una oportunidad para el turismo sostenible en la Costa Brava (Girona). Investigaciones Turísticas 9: 50-69.
- GALLARDO F (2025) El modelo de negocio del turismo en España: presente y futuro. Revista Economistas 188: 109-118.
- Hosteltur (2023). Benidorm: cómo ser la tercera ciudad más eficiente del mundo en uso de agua [Benidorm: how to become the third most efficient city in the world in terms of water use]. Consultado en https://www.hosteltur.com/160699_benidorm-como-ser-la-tercera-ciudad-mas-eficiente-del-mundo-en-uso-de-agua.html (Consultado el 30 de junio de 2025)
- INE (Instituto Nacional de Estadística) (2025a). Movimientos turísticos en frontera. Retrieved from <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=10822> (Acceso mayo 30 2025)
- INE (2025b). Viajes, pernoctaciones, duración media y gasto por comunidad autónoma de residencia de los viajeros. Consultado en https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=12448#_tabs-tabla (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- INE (2025c). Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. Año 2022. Consultado en <https://www.ine.es/dyngs/Prensa/ESSA2022.htm> (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- INE (2025d). Estadística experimental. Medición del número de viviendas turísticas en España y su capacidad. Retrieved from <https://www.ine.es/>

- experimental/viv_turistica/experimental_viv_turistica.htm (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- INE (2025e) Resultados por comunidades autónomas. Serie 2000-2022. Suministro y saneamiento de agua. Consultado en <https://www.ine.es/dynt3/inebase/index.htm?padre=8709&capsel=8710> (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- INE (2025f). Coyuntura Turística Hotelera (EOH/IPH/IRSH). Abril 2025. Datos provisionales. Consultado en https://www.ine.es/dyngs/INEbase/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177015&menu=ultiDatos&idp=1254735576863 (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- INE (2024). Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua – Año 2022. Nota de prensa. Consultado en <https://www.ine.es/dyngs/Prensa/ESSA2022.htm> (Consultado el 30 de mayo de 2025)
- KUZMA S, BIERKENS M, LAKSHMAN S, LUO, SACCOCCIA L, SUTANUDJAJA E, BEEK R (2023) Aqueduct 4.0: Updated Decision-Relevant Global Water Risk Indicators World Resources Institute. World Resources Institute, Washington, DC.
- LÓPEZ JA (2024) Golf y Agua: Informe sobre los campos de golf de España y su relación con el agua [Golf and Water: Report on Spain's golf courses and their relationship with water]. Universidad de Cádiz. Consultado en: https://www.aecg.es/wp-content/uploads/INFORME-SOBRE-LOS-CAMPOS-DE-GOLF-ESPANOL-ES-SU-RELACION-CON-EL-AGUA_.pdf (Consultado el 30 de mayo de 2025).
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) (2022). Informe de seguimiento de los planes hidrológicos de cuenca y de los recursos hídricos en España – Año 2021. Gobierno de España. Consultado en <https://www.miteco.gob.es/>
- NEWTRAL (2023). España tiene una piscina por cada 35 personas: consulta cuántas hay en tu municipio [Spain has one swimming pool for every 35 people: find out how many there are in your municipality]. Consultado en <https://www.newtral.es/piscinas-habitante-espana/20230801/> (Consultado el 30 de junio de 2025)
- OLCINA CANTOS J, BAÑOS CASTIÑEIRA CJ, RICO AMORÓS AM (2016) Medidas de adaptación al riesgo de sequía en el sector hotelero de Benidorm. *Revista de Geografía Norte Grande*, 65: 129-153.
- Statista (2025). Porcentaje del PIB aportado por el sector turístico en España de 2010 a 2024 [Percentage of GDP contributed by the tourism sector in Spain from 2010 to 2024]. Consultado en <https://es.statista.com/estadisticas/1082929/sector-turistico-porcentaje-del-pib-aportado-espana/> (Consultado el 30 de junio de 2025)

IV.13. Caso de estudio 12. Desertificación heredada: Minería, deforestación y abandono en la sierra de Gádor (Almería)

María E. Sanjuán y Gabriel del Barrio
Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC.

Desertificación heredada, la persistente huella del exceso

El aspecto más dramático de la desertificación es la gran diferencia entre la duración de sus causas y la de sus efectos. La desertificación se produce

en tierras áridas cuando un sistema socioeconómico explota un recurso natural más allá de su umbral de recuperación. Ello da lugar a décadas de riqueza a expensas de un capital natural acumulado durante mucho tiempo. La degradación de tierras subsiguiente dura siglos. Un orden de magnitud mayor.

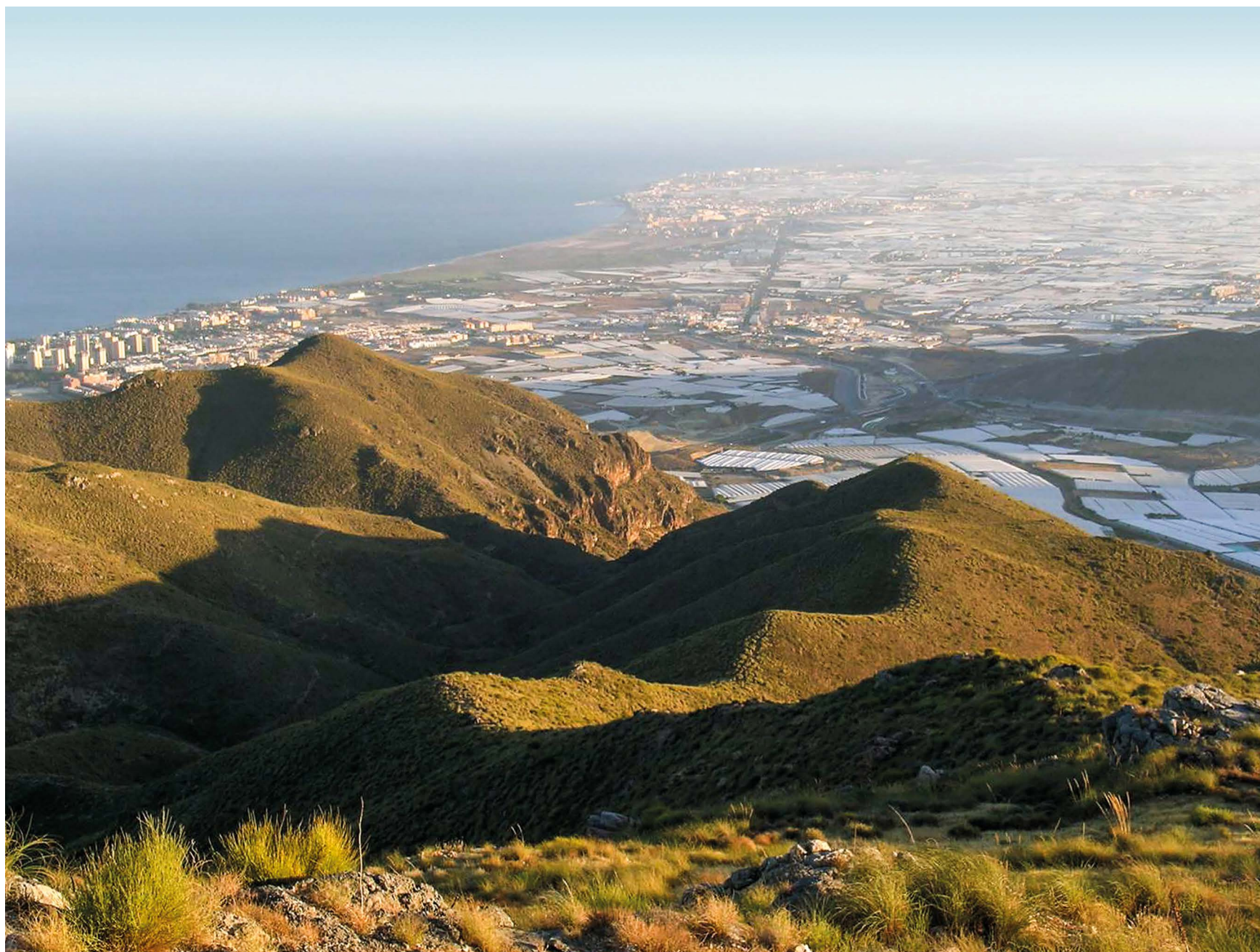


Figura IV.13.1. Laderas deforestadas colonizadas por vegetación secundaria de bajo porte. Los núcleos urbanos costeros polarizan la nueva actividad económica alrededor del turismo y los invernaderos. Loma del Morrón del Aljibe (Enix). Foto: María E. Sanjuán.



Figura IV.13.2. Las minas de explotación artesanal abandonadas se encuentran por toda la sierra de Gádor. Paraje de los Arances (Almería). Foto: Jaime Martínez Valderrama.

Desertificación heredada es el estado en que queda el paisaje tras haber atravesado procesos de desertificación y degradación ecológica en el pasado, los cuales ya no son activos, pero cuyas secuelas impiden una recuperación significativa.

La sierra de Gádor es un ejemplo de paisaje atrapado por la impronta de las actividades humanas pasadas. Es una mole que excede 2200 m de altitud y canaliza los vientos ciclónicos de poniente, convirtiendo el sureste peninsular en la zona más árida de Europa. Su relieve está cubierto por espartales, aulagares, pinares de repoblación, encinares que apenas merecen ese nombre y espinares de alta montaña. En general son formaciones seriales, y las manchas de vegetación original aparecen dispersas e inaccesibles.

El escenario socioeconómico actual es, en cierto modo, paralelo al paisajístico. Los principales factores que han orientado la economía desde finales del siglo XX han sido el agroturismo y la especulación inmobiliaria (Collantes Gutiérrez 2007). Estos factores operaron fácilmente en una población rural con necesidad de diversificar su renta, lastrada por el abandono de las actividades agropecuarias tradicionales, en un entorno natural esquilado por la minería. La población más joven vio su oportunidad en la nueva

agricultura bajo plástico de la costa cercana. A su vez, eso derivaría en otro caso de desertificación que no se discute aquí.

La minería de la sierra de Gádor

Se estableció así una etapa nueva en una sociedad en franco retroceso ya desde finales del siglo XIX. En la primera mitad del siglo pasado la población tocó fondo, produciéndose una emigración sin precedentes. Los motivos fueron la crisis de la minería y la regresión de la viña de barco (Marín Corbera 2010). Ambas actividades modificaron el paisaje de la provincia. Pero fue la actividad extractiva minera la que arrasó con el patrimonio natural de la sierra de Gádor.

Su riqueza mineral era conocida desde tiempos remotos, pero la explotación masiva no se produjo hasta el s. XIX. Desde 1817, la sierra de Gádor se convirtió en un referente en la minería española. El plomo llegó a suponer más del 80 % del valor de las exportaciones minerometalúrgicas españolas hasta la década de 1870 (Pérez de Perceval Varde y Sánchez Picón 2001).

Las circunstancias fueron oportunas: el aumento de la demanda internacional, la privatización del sector, las particularidades geológicas y la localización estratégica de la sierra, así como la estructura socioeconómica vigente. Todo ello condujo al espectacular desarrollo de la fiebre minera. Como telón de fondo, la ola de optimismo generalizado ante la Primera Revolución Industrial ocasionó una falsa percepción de crecimiento ilimitado, en donde «la naturaleza comienza a ser concebida como un simple almacén inerte e inagotable de recursos» (García Latorre y García Latorre 2007).

La orden decretada el 25 de octubre de 1820 por las Cortes del trienio liberal enunciaba «que pudiesen beneficiarse por particulares toda especie de minas», y supuso el inicio de la minería a gran escala. La población serrana, eminentemente agrícola, vio la manera de suplementar sus rentas, y se aventuró en esta empresa mediante un laboreo artesanal y caótico. Ello apenas implicaba costes de extracción, ya que el drenaje natural de la sierra y la escasa profundidad del laboreo evitaban costosos desagües. Adicionalmente, la dureza y fisuras de su roca caliza minimizaban las necesidades de entibación y ventilación natural. En los barrancos proliferaron pequeños talleres metalúrgicos llamados «boliches». Fueron sustituidos

posteriormente por hornos de manga y, más tardíamente, por hornos ingleses ya de combustible mineral. Un aspecto crucial para la comercialización fue la cercanía de la sierra a la costa, especialmente Adra. Esta proximidad facilitó el acarreo en caballerías, sin necesidad de portes mecanizados de complicada implementación por la orografía del terreno (Pérez de Perceval Verde 1989).

La minería propició multitud de empleos directos e indirectos y fue un foco de atracción poblacional hasta 1840. También condujo a un aumento del capital que posibilitó, amparados por las leyes de desamortización, la expansión agrícola con el fin de procurar subsistencia local, pero también de abrir nuevos horizontes para la exportación, aprovechando los contactos generados con la exportación del mineral. El cultivo del parral fue una de las consecuencias, y se hizo notable en la segunda mitad del siglo XIX (Pérez de Perceval Verde 1984).

El impacto ambiental sobre los encinares existentes en la sierra de Gádor (García Latorre y García Latorre 2007) fue irreversible. La obtención de leña necesaria para uso doméstico de tan numerosa población castigó al monte, pero la fundición arrasó el paisaje. Los boliches realizaban la primera



Figura IV.13.3. Las encinas solo pueden germinar bajo sombra forestal, y por eso este ejemplar solitario es testigo del encinar que otrora se extendía por la sierra de Gádor. Paraje de la Zarba (Enix). Foto: María E. Sanjuán.



Figura IV.13.4. Rendzina residual en grietas de un litosol dolomítico de la sierra de Gádor. Este «suelo» erosionado, discontinuo, tiene en promedio < 10 cm de espesor, alternando con afloramientos de roca. Las plantas xerófitas de la zona aprovechan el suelo de las grietas para desarrollarse. Foto: Albert Solé Benet.



Figura IV.13.5. Múltiples pies de encina rebrotando de la cepa que quedó tras talar a mata rasa el árbol principal, durante la deforestación ocurrida en el s. XIX. Ni el suelo que la rodea ni el clima actual favorecerían la germinación de una eventual bellota. Foto: María E. Sanjuán.

fundición y fueron responsables de la quema de ingentes cantidades de esparto. El arranque con raíz era habitual, a pesar de las normativas prohibiendo esta práctica, produciendo el recelo del gremio de la espartería, que veía como mermaba el atochar. Los hornos de manga realizaban una segunda fundición de la escoria desaprovechada en los boliches. Para ello necesitaban una fuente mayor de calor, y quemarían, principalmente, madera de encina.

Se estima que, hasta 1860, se consumieron 1,4 millones de toneladas de esparto y más de 52.000 toneladas de carbón de encina. Estas cifras equivaldrían a unas 50.000 hectáreas de atochar y más de medio millón de árboles, correspondientes a unas 28.000 hectáreas de encinar (Sánchez Picón 1998). Por poner estas superficies en contexto, el macrosistema geográfico Turón-sierra de Gádor ocupa aproximadamente 70.000 hectáreas (Oyonarte *et al.* 2016).

La minería artesanal empezó a declinar a medida que se agotaba el recurso forestal del que dependía. En paralelo, el procesamiento del mineral de plomo empezó a operar industrialmente en la costa usando carbones minerales. Los precios descendieron a partir de 1837, en parte gobernados por las grandes empresas de fundición, y ello supuso el final de la minería artesanal debido a su débil capitalización (Pérez de Perceval Verde 1984). El recurso natural se había agotado y la ventana de oportunidad financiera se había cerrado. El evento de desertificación concluyó tras unas décadas de prosperidad relativa, casi tan rápidamente como comenzó.

Un impacto medioambiental irreversible

La degradación de tierras derivada del evento es visible más de un siglo después. Una de las consecuencias inmediatas de la deforestación fue la mayor intensidad de las avenidas, causando grandes inundaciones aguas abajo. Ello estimuló políticas de repoblación forestal desde la primera mitad del siglo XX, con éxito variable.

Hay una razón esencial para que la degradación sea tan duradera: el suelo original prácticamente ha desaparecido, erosionado por la escorrentía superficial aumentada. Las rendzinas eran los suelos más frecuentes en Gádor. Son suelos húmicos y someros, pero bien estructurados, formados sobre roca madre calcárea bajo condiciones de cierta humedad. Esos suelos se retroalimentaban positivamente con la cubierta forestal. Tras su erosión quedan suelos esqueléticos con predominio de la roca madre, o fragmentos líticos que retienen algo de suelo (Li *et al.* 2007), pero insuficiente para el desarrollo de especies no pioneras. Una rendzina de 40-50 cm de espesor requiere varios miles de años para formarse, y además un clima más húmedo que el actual.

La edad de los árboles supervivientes es compatible con la incidencia de la Pequeña Edad del Hielo (PEH), un periodo frío de alcance europeo que, en la península ibérica, se extendió desde el siglo XVI hasta el XIX y consistió en una sucesión de eventos extremos de precipitación y sequías (Martín Vide y Olcina Cantos 2001). La PEH se caracterizó en el sur ibérico por un importante aumento de la lluvia (Sousa y García-Murillo 2003), lo cual habría favorecido el desarrollo de los encinares existentes, e incluso el rebrote de cepa de árboles talados a mata rasa durante el apogeo de la minería. La PEH finalizó a mediados del s. XIX, y desde entonces el clima se fue aridificando. Unos bosques establecidos podrían haber sobrevivido a las nuevas condiciones, merced a su capacidad para crear su propio microclima y a la profundidad de sus raíces. Pero el clima actual en la sierra de Gádor apenas permite el desarrollo de una cubierta forestal propiamente dicha, incluso si hubiera suelo disponible.

La historia ecológica de la sierra de Gádor se repite en muchos otros escenarios por toda España. Algunos ejemplos son: la roturación para expandir el cereal de secano tras la expulsión de los moriscos (s. XVI-XVII); las sucesivas desamortizaciones, consistentes en la expropiación y liquidación de montes para amortizar la deuda pública nacional (s. XVIII-XIX); o la entrada en la Comunidad Económica Europea, que inició una tendencia a la intensificación agropecuaria y abandono gradual de tierras marginales (s. XX).

La desertificación heredada implica un cambio irreversible del estado del paisaje hacia una configuración simple, banal y sin opciones frente a incertidumbres futuras. Sistemas que han perdido su capital ecológico y, con él, sus opciones de manejo (Del Barrio *et al.* 2021). Todo ello, en unas condiciones de transitoriedad climática a cuya evolución ya les resulta imposible acompañarse. Lo más estremecedor de la desertificación heredada es, sin embargo, que nadie en su día quiso observar la trayectoria que estaba emprendiendo.

Referencias

COLLANTES GUTIÉRREZ F (2007) La desagrarización de la sociedad rural española, 1950-1991. *Hist Agrar* 42:251-276.

DEL BARRIO G, SANJUÁN ME, MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, *et al* (2021) Land degradation means a loss of management options. *J Arid Environ* 189:104502. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104502>.

GARCÍA LATORRE J, GARCÍA LATORRE J (2007) Almería, hecha a mano una historia ecológica. Fundación Cajamar, Almería.

LI XY, CONTRERAS S, SOLÉ-BENET A (2007) Spatial distribution of rock fragments in dolines: A case study in a semiarid Mediterranean mountain-range (Sierra de Gádor, SE Spain). *Catena* 70:366-374. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.003>.

MARÍN CORBERA M (2010) Una tradición forjada a partir de 1939. Andalucía en la Hist 28:12-28.

MARTÍN VIDE J, OLCINA CANTOS J (2001) Climas y tiempos de España. Alianza Editorial, Madrid.

OYONARTE C, GIMÉNEZ E, VILLALOBOS M, GUIRADO J (2016) Sierra de Gádor, patrimonio natural e infraestructura verde de Almería. Fundación Patrimonio Natural, Biodiversidad y Cambio Global, Almería.

PEREZ DE PERCEVAL VARDE MA, SÁNCHEZ PICÓN A (2001) El plomo en la minería española del siglo XIX. Evolucion del sector y panorama empresarial. FUNDA-CIÓN EMPRESA PÚBLICA, Madrid.

PÉREZ DE PERCEVAL VERDE MA (1989) La minería almeriense contemporánea (1800-1930). Zejel, silvestres..

PÉREZ DE PERCEVAL VERDE MA (1984) Fundidores, mineros y comerciantes. La metalurgia de Sierra de Gádor, 1820-1850. Cajal, Almería.

SÁNCHEZ PICÓN A (1998) Impacto sobre el medio ambiente de la industria meta-lúrgica del siglo XIX. *El Eco Alhama* 5:1-4.

SOUSA A, GARCÍA-MURILLO P (2003) Changes in the wetlands of Andalusia (Do-ñana Natural Park, SW Spain) at the end of the Little Ice Age. *Clim Change* 58:193-217. <https://doi.org/10.1023/A:1023421202961>.

IV.14. Caso de estudio 13. El regadío como fuente de desarrollo y degradación

Julia Martínez Fernández
Fundación Nueva Cultura del Agua.

El regadío ¿freno al avance del desierto o motor de desertificación? El caso del sureste peninsular

Con frecuencia se escucha la idea de que el regadío es un freno al avance del desierto. Esta idea se apoya en la asociación, frecuente pero errónea, entre aridez y desertificación y en la atracción por los paisajes verdes. Además, los regadíos son mucho más productivos que los cultivos de secano. De hecho, los regadíos en España ocupan el 22 % de la superficie agrícola

total (MAPAMA, 2023), pero generan dos tercios del empleo agrario y del valor añadido agrícola (FNCA, 2019). Sin embargo, el regadío no constituye una realidad homogénea y abarca situaciones muy diferentes, desde los regadíos históricos y tradicionales a los intensivos y agroindustriales.

Los regadíos históricos representan el 25 % de los regadíos españoles (FNCA, 2019) y constituyen agroecosistemas de elevado valor ambiental y cultural (Hermosilla, 2010). Una de las razones de su perdurabilidad en



Figura IV.14.1. Huerta tradicional del río Segura en la comarca del Valle de Ricote (Murcia). Fotografía de Julia Martínez Fernández.



Figura IV.14.2. Regadío agroindustrial en el Campo de Cartagena (Murcia). Fotografía de Julia Martínez Fernández.

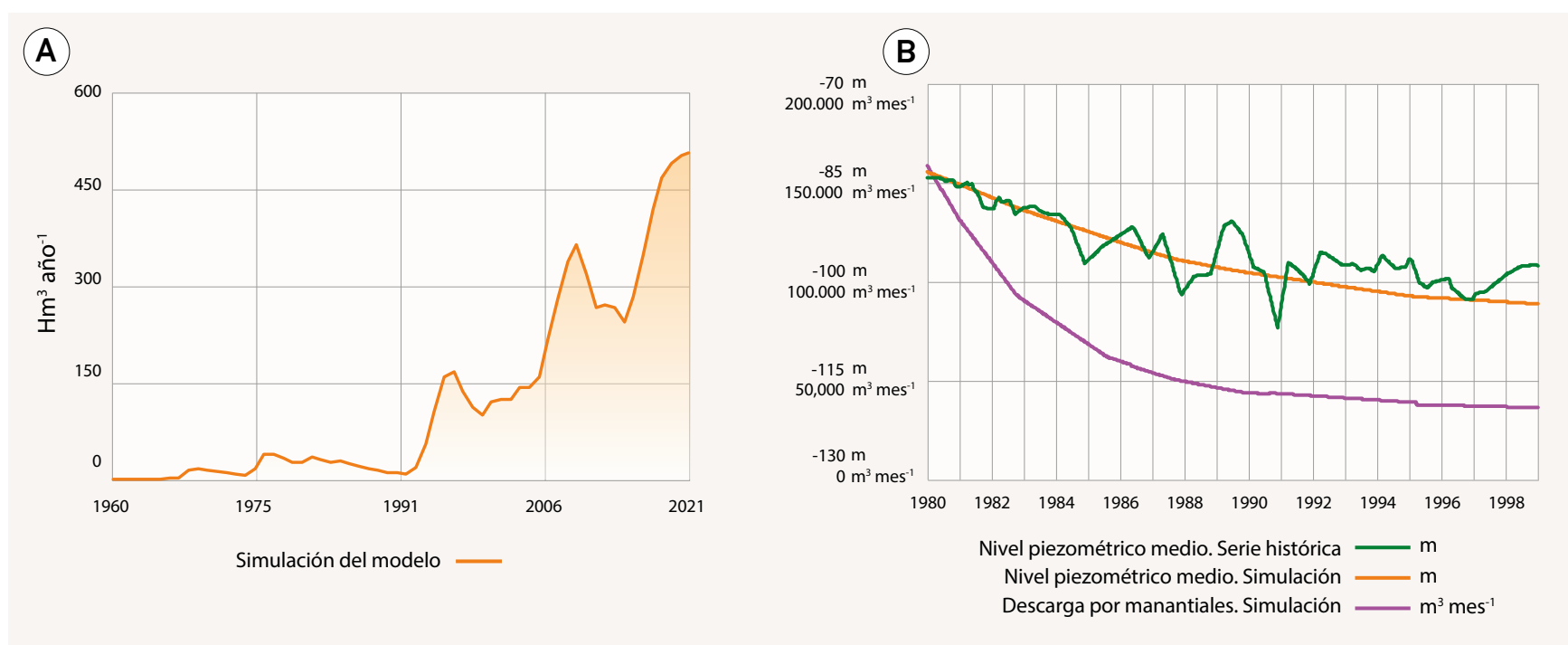


Figura IV.14.3. A. Evolución de la sobreexplotación de aguas subterráneas en la cuenca del Segura. Resultados de la simulación del modelo «Cuenca del Segura». Fuente: Zuluaga Guerra *et al.* (2023). B. Evolución del nivel piezométrico medio y de la pérdida de la descarga de los manantiales en la zona de Mazarrón–Águilas (cuenca del Segura) debido a la sobreexplotación de acuíferos. En naranja y rosa los resultados de la simulación del modelo «Regadíos Intensivos» y en verde los valores observados. Fuente: Martínez Fernández y Esteve Selma (2002) y Martínez Fernández *et al.* (2021).

el tiempo y valor ambiental radica en que se sitúan en las proximidades de manantiales y ríos, que proveen de agua renovable y suelos de alta fertilidad natural (figura IV.14.1). Sin embargo, estos agropaisajes de huertas tradicionales están desapareciendo por su menor rentabilidad en los mercados actuales y por su transformación a usos urbanos (Martínez Fernández *et al.*, 2013, Martínez-Paz *et al.*, 2019).

En paralelo al declive de las huertas tradicionales, desde hace décadas se están expandiendo nuevos regadíos muy intensivos de carácter agroindustrial,

con frecuencia en manos de grandes empresas (Calvo Tornel, 2006, Soler y Fernández, 2022) que utilizan mano de obra precarizada (Compés López *et al.*, 2009, Justicia Alimentaria, 2020; Martínez-Valderrama *et al.*, 2024). Estos regadíos no requieren la proximidad de ríos o manantiales ni suelos fértiles, porque su mayor productividad se basa en el uso de gran cantidad de insumos, incluyendo el agua (que puede proceder de fuentes lejanas o de acuíferos sobreexplotados), fertilizantes sintéticos, pesticidas o plásticos (figura IV.14.2). Estos regadíos generan diversos impactos ambientales, muchos de ellos asociados a procesos de desertificación. Es el caso de los

regadíos agroindustriales del sureste ibérico (Martínez-Fernández *et al.*, 2021; Zuluaga Guerra *et al.*, 2023; Martínez-Valderrama *et al.*, 2024).

Regadíos y desertificación: ampliando la escala

Los regadíos, muy productivos y dominados por el color verde, pueden percibirse ajenos a la desertificación, incluso como una barrera frente a la misma, cuando en realidad pueden ser motores activos de desertificación. A esta percepción contribuye el hecho de que la desertificación generada no es tan evidente, por afectar a sistemas no visibles como los acuíferos o tener lugar en un espacio diferente al ocupado por el regadío. Por eso es necesario ampliar la escala y considerar un territorio más amplio que abarque las fuentes de captación, los perímetros regados y los sistemas receptores de los excedentes de riego, usualmente generadores de contaminación por fertilizantes, pesticidas y sales.

Un buen ejemplo son los regadíos de la cuenca del Segura, dentro del sureste ibérico, donde a lo largo del siglo pasado se llevaron a cabo diversos proyectos hidráulicos (embalses primero, el trasvase Tajo-Segura desde la década de los años 80) para eliminar el déficit hídrico y ampliar la superficie de regadío. Sin embargo, estos proyectos no solo no eliminaron el déficit, sino que contribuyeron a su incremento. Las expectativas creadas por estos proyectos hidráulicos, especialmente por el trasvase Tajo-Segura, alentaron la ampliación de regadíos mucho más allá de los recursos disponibles, contribuyendo a generar primero e incrementar después el déficit hídrico, dando lugar a una espiral de insostenibilidad (Martínez Fernández *et al.*, 2021), en la que la supuesta solución (incremento de la oferta de recursos hídricos) no hace más que agravar el problema (Zuluaga Guerra *et al.*, 2023).

La necesidad de atender un regadío muy por encima de los recursos disponibles ha conducido a una creciente sobreexplotación de los acuíferos, lo que a su vez ha dado lugar a la pérdida o degradación de diversos ecosistemas ligados al agua, en particular las fuentes y ecosistemas fontinales (figura IV.14.3), humedales y otros puntos de agua. Esta creciente *aridificación del paisaje* hay que interpretarla como un síndrome de desertificación ligado al uso insostenible del agua (IV.14.4).

Junto a la sobreexplotación hídrica y la aridificación del paisaje, la expansión de los regadíos agroindustriales ha dado lugar a otros efectos en la

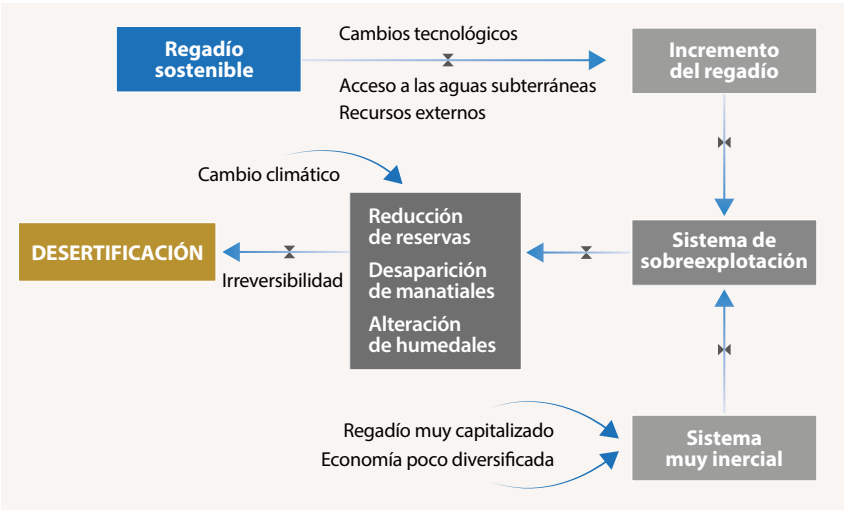


Figura IV.14.4. Esquema del proceso de desertificación inducido por el uso insostenible del regadío en la cuenca del Segura. Fuente: Martínez Fernández *et al.* (2021).

cuenca del Segura, incluyendo la salinización de aguas y suelos (figura IV.14.5), otro proceso adscribible a la desertificación; la ocupación del hábitat natural (Esteve *et al.* 1995; Caballero *et al.* 1996); el aumento de la contaminación difusa agraria, destacando la crisis eutrófica de la laguna costera del Mar Menor por la entrada masiva de nutrientes (nitrógeno y fósforo) procedentes del Campo de Cartagena (figura IV.14.5, Esteve Selma *et al.*, 2024); el incremento de los procesos de erosión (otro proceso asociado a la desertificación) por roturación de suelos inadecuados y por transformación a unos regadíos muy intensivos sin vestigios de vegetación natural (figura IV.14.6) ni prácticas de conservación (Martínez-Valderrama *et al.* 2020) y el aumento de los daños por inundaciones debido a las mayores escorrentías y arrastre de sedimentos desde estos regadíos agroindustriales.

Los síndromes de desertificación por un uso insostenible del agua no se circunscriben al sureste ibérico. En España la demanda del regadío supone el 80 % del agua utilizada (MITERD, 2021) y más del 90 % del consumo neto (Albiac *et al.*, 2023). Su expansión continuada supone una de las principales presiones sobre la calidad, la productividad y la biodiversidad de los ecosistemas y sobre las masas de agua, la mitad de las cuales no alcanzan

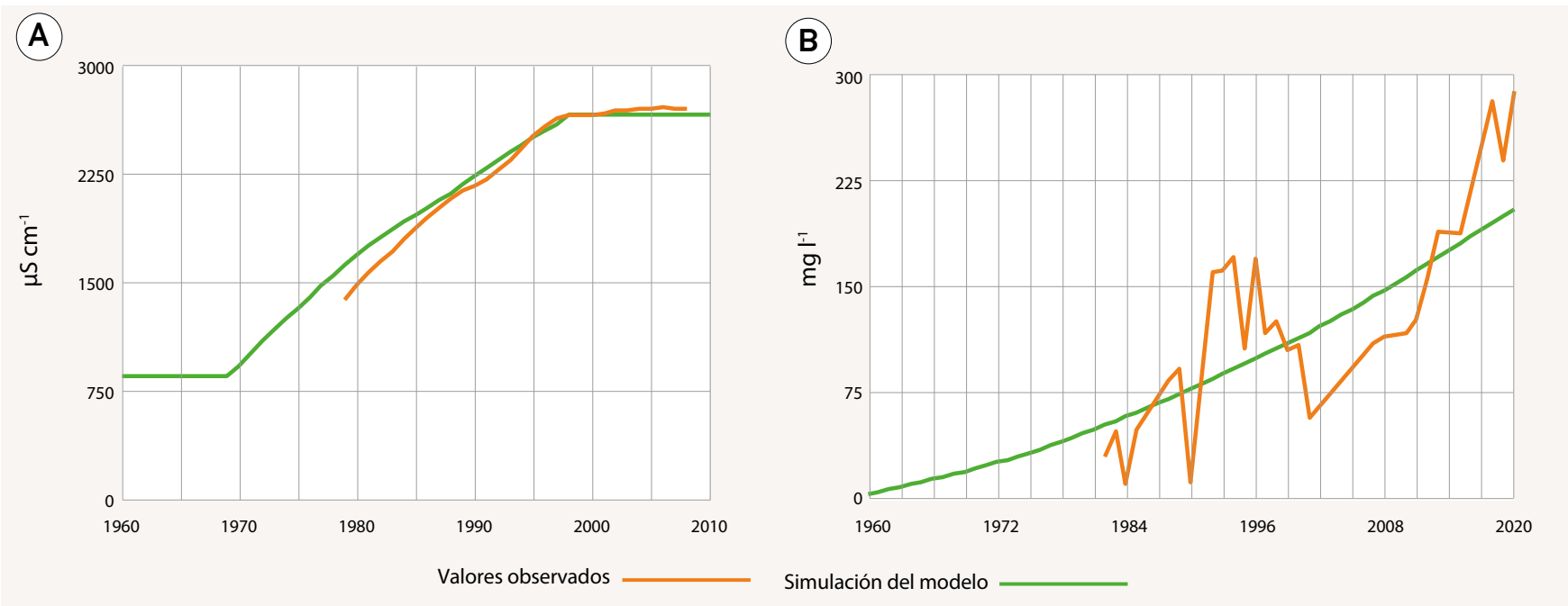


Figura IV.14.5. A. Incremento de la salinidad en el río Segura provocada fundamentalmente por la expansión de los regadíos. B. Evolución del contenido en nitratos en las aguas subterráneas del Campo de Cartagena. Fuente: Zuluaga Guerra *et al.* (2023).



Figura IV.14.6. Suelos completamente desprovistos de vegetación en los regadíos intensivos del Campo de Cartagena (Murcia). Fotografía de Julia Martínez Fernández.

el buen estado por el exceso de captaciones de los ríos, la sobreexplotación de acuíferos y la contaminación por fertilizantes y pesticidas, entre otros factores (FNCA, 2023). Buena prueba de ello es la reducción de caudales circulantes, la contaminación por nitratos de muchos acuíferos, la alarmante pérdida de superficie de humedales, afectando a espacios protegidos de relevancia internacional como las Tablas de Daimiel o Doñana (Client Earth, 2024; Sanchís Ibor & Ibáñez Martí, 2024), y la creciente pérdida de biodiversidad acuática.

Reorientando los regadíos a la luz de una transición hídrica justa

En respuesta a la gran presión de los regadíos sobre las masas y ecosistemas del agua se vienen planteando diferentes medidas. Una de las más aplicadas y demandadas es la modernización de regadíos, la cual constituye una falsa solución porque, lejos de ahorrar agua, en muchos casos aumenta su consumo al reducir los retornos de riego que alimentan ríos y acuíferos y al intensificar la producción, que implica una mayor evapotranspiración y por tanto un mayor consumo neto de agua (Grafton *et al.*, 2018; Aliod y Fernández, 2023; Pérez-Blanco *et al.*, 2023). Además,

actualmente el riego por gravedad representa menos del 20 %, de forma que el riego localizado, por aspersión y automotriz suman más del 80 % del total, destacando el localizado por ser el mayoritario y el que más crece (MAPAMA, 2023), sin que ello esté suponiendo una menor presión sobre ríos y acuíferos.

Reducir la desertificación asociada a la mala gestión del agua requiere un cambio de enfoque, una transición hídrica justa con el triple objetivo de adaptarnos al cambio climático, garantizar el abastecimiento humano y recuperar el buen estado de nuestras masas y ecosistemas del agua. Un elemento clave para dicha transición es la reducción de la superficie de regadío, contando con la participación de todas las partes interesadas y a través de un reparto social del agua, con el fin de reducir parte de los regadíos agroindustriales, frecuentemente en manos de grandes empresas, a la vez que se protegen los regadíos históricos y tradicionales, los pequeños agricultores y la agricultura familiar. Junto a dicha reducción es necesaria la desintensificación y la reconversión ambiental de los regadíos agroindustriales con el fin de garantizar el presente y el futuro de los paisajes agrarios, los ecosistemas y el conjunto del territorio ante los retos del cambio climático.

Referencias

- ALBIAC MURILLO J, ESTEBAN GARCÍA E, BACCOUR S (2023). The Situation and Prospects of Water Resources in Spain. *Studies on the Spanish economy*. 2023/29. FEDEA.
- ALIOD R, FERNÁNDEZ A (2023). New indications of the increase in water and energy consumption after irrigation modernization programs in Spain. XII Iberian Congress of Water Management and Planning. Looking at the rivers from the sea: old and new debates for a just water transition. University of Murcia. 628-635. <https://doi.org/10.6018/editum.3003>.
- CABALLERO JM, CALVO JP, ESTEVE M.A, NICOLÁS E, ROBLEDANO F (1996). Saladares del Guadalentín, Spain. In *Management of Mediterranean Wetlands 2*: 109-127.
- CALVO GARCÍA-TORNEL F (2006). Spanish Southeast: irrigation, hydraulic technologies and territorial changes. *Scripta Nova, electronic journal of Geography and Social Sciences*. Vol. X(218).
- Client Earth (2024). Report on Spanish third cycle hydrological plans: consideration of climate change and key aspects in the implementation of the Water Framework Directive. Client Earth.
- COMPÉS LÓPEZ R, GARCÍA ÁLVAREZ-COQUE JM (2009). The reform of the CAP and Spanish agriculture: alternatives and opportunities for Spain. *Observatory of Spanish Foreign Policy*.
- ESTEVE MA, CABALLERO JM, GIMÉNEZ A *et al.* (1995). The landscapes of the water in the region of Murcia. Environmental characterization and management perspectives of wetlands. In *Water and future in the Region of Murcia*. Regional Assembly of Murcia. 301-341.
- ESTEVE SELMA MA, GIMÉNEZ CASALDUERO F, MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ROBLEDANO AYMERICH F (2024). Structural reasons for the collapse of the Mar Menor from a socio-ecological approach. In *Sanchís Ibor & Ibáñez Martí (editors) The coastal wetlands of the Iberian Peninsula*. Editorial Tirant Humanities. Valencia. 111-153.
- FNCA (coord) (2019). Mediterranean agriculture and water. Some keys. Working Group «Mediterranean Agriculture and Water». New Water Culture Foundation <https://fnca.eu/library-of-water/directory/file/2899-agriculture-mediterranean-and-water-some-keys?start=20>.
- FNCA (2023). Overall assessment of the third cycle management plans. OPPA Report 2022. New Water Culture Foundation.
- GRAFTON RQ, WILLIAMS J, PERRY CJ *et al.* (2018). The paradox of irrigation efficiency: Higher efficiency rarely reduces water consumption. *Science. Policy Forum* 748 Vol. 361: 6404.
- HERMOSILLA J (2010). Historical Spanish irrigation: Cultural landscapes, sustainable landscapes. Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs. Madrid.
- Food Justice (2020). The secret ingredient. Labour exploitation in Spanish food. Food Justice.
- MARTÍNEZ FERNÁNDEZ J, ESTEVE SELMA MA (coords.) (2002). Water, irrigation and sustainability in the Iberian Southeast. Bakeaz-New Water Culture Foundation. Bilbao.
- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ESTEVE-SELMA MA, BANOS-GONZÁLEZ I, CARREÑO F, MORENO A (2013). Sustainability of Mediterranean irrigated agrolandscapes. *Ecological Modelling* 248: 11-19.
- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ESTEVE SELMA M.A, Zuluaga Guerra PA (2021). Water and sustainability. Towards a water transition in the Iberian Southeast. *Ecosistemas* 30: 2254.
- MARTÍNEZ-PAZ J.M, BAÑOS-GONZÁLEZ I, MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ESTEVE-SELMA M.A (2019). Assessment of management measures for the conservation of traditional irrigated lands: The case of the Huerta of Murcia (Spain). *Land Use Policy* 81: 382-391.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE F.T. (2020). Unraveling Misunderstandings about Desertification: The Paradoxical Case of the Tabernas-Sorbas Basin in Southeast Spain. *Land* 9: 269.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GARTZIA R, OLCINA J, GUIRADO E, IBÁÑEZ J, MASTER T (2024). Uberizing Agriculture in Drylands: A Few Enriched, Everyone Endangered. *Water Resources Management* 38:193-214.
- MAPAMA (2023). Survey on Areas and Crop Yields in Spain. ESYRCE. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.
- MITERD (2021). Monitoring report of Hydrological Plans and Water Resources in Spain. Year 2021. Ministry for Ecological Transition and the Demographic Challenge.
- PÉREZ-BLANCO D, LOCH A, WARD F, PERRY C, ADAMSON D (2021). Agricultural water saving through technologies: Zombie idea. *Environmental Research Letters* 16: 114032.
- SÁNCHEZ IBOR C, IBÁÑEZ MARTÍ C (coords.) (2024). The coastal wetlands of the Iberian Peninsula. Editorial Tirant Lo Blanch. Valencia.
- SOLER C, FERNÁNDEZ F (2022). Structure of land ownership in Spain. Concentration and hoarding. Mundubat Foundation and Food Sovereignty, Biodiversity and Cultures Magazine.
- ZULUAGA-GUERRA PA, MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ESTEVE-SELMA MA, DELL'ANGELO J (2023). A socio-ecological model of the Segura River basin, Spain. *Ecological Modelling* 478: 110284.

IV.15. Caso de estudio 14. La desertificación del olivar: Un desafío complejo para un sistema agrícola diverso

José Alfonso Gómez
Instituto de Agricultura Sostenible (IAS), CSIC.

El paisaje agrario de España: el reinado del olivar

El olivar, con 8 millones de hectáreas cultivadas en el Mediterráneo (2,8 millones en España), es un sistema agrícola profundamente arraigado en la cultura y territorio españoles (Guzmán *et al.*, 2020). Su distribución actual responde a factores históricos, edafoclimáticos y socioeconómicos, adaptándose desde valles con suelos fértiles hasta zonas de montaña con suelos someros (figuras IV.15.1 y IV.15.2). Andalucía concentra el 60 % de la superficie nacional, seguida por Castilla-La Mancha (16 %), Extremadura (11 %), Cataluña (4 %) y Aragón (2 %). Históricamente ha sido un cultivo que ha explotado diferentes recursos, combinando producción de aceituna para mesa o almazara con pastoreo o cultivo intercalado, sumado a la explotación de su madera de poda, aunque desde finales del siglo XIX se ha ido especializando en su función productiva de aceituna (Infante-Amate *et al.*, 2014). Pese a ello, existen algunas comarcas en las que se mantiene ese uso agrosilvopastoral, como en olivares de montaña en Sierra Morena (Álvarez *et al.*, 2007).

La diversidad del olivar español se puede sintetizar de manera aproximada en cuatro tipologías (figura IV.15.3):

- 1. Tradicional en zonas de montaña o fuertes pendientes. Caracterizado por baja productividad y elevado riesgo de erosión.

- 2. Tradicional en secano en paisajes llanos u ondulados. Con mayor productividad.
- 3. Intensivo. Con marcos más estrechos y riego deficitario.
- 4. Superintensivo. En seto a alta densidad y con recolección totalmente mecanizada.

Entre estas tipologías, la productividad varía enormemente, desde <500 kg ha⁻¹ en algunos olivares tradicionales de montaña hasta >10,000 kg ha⁻¹ en muchos intensivos y superintensivos. Esta evolución refleja la respuesta del olivar a lo largo de los últimos siglos a la demanda global de aceite, innovación tecnológica y políticas agrarias. Resulta difícil dar una distribución entre esas cuatro categorías de olivar para toda España, pero una estimación para Andalucía (el 60 % de la superficie) sugiere que un 30 % del mismo es tradicional en fuertes pendientes (por encima del 15 % y en ocasiones del 45–50 %), un 35 % es tradicional en secano, un 27 % es intensivo o tradicional en riego, y un 8 % es superintensivo. Estas cifras deben acogerse con cautela en términos absolutos, pero dan una aproximación razonable del peso relativo de diferentes tipologías de olivar en España.

La sostenibilidad del olivar español en relación a la desertificación

El olivar se enfrenta a cinco amenazas principales en relación a la sostenibilidad (e. g., Beaufoy, 2001; Gómez, 2009; Scheidel and Krausmann, 2011):

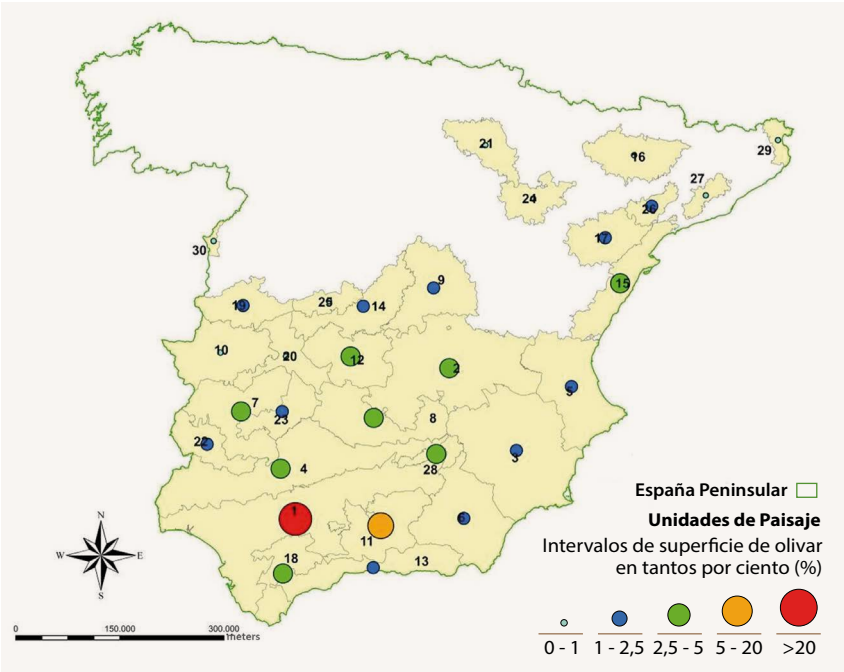


Figura IV.15.1. Porcentaje de ocupación del territorio por el olivar en las diferentes unidades del paisaje propuestas para el olivar español peninsular por Guzmán *et al.* (2020). Fuente: Hernández (2011).

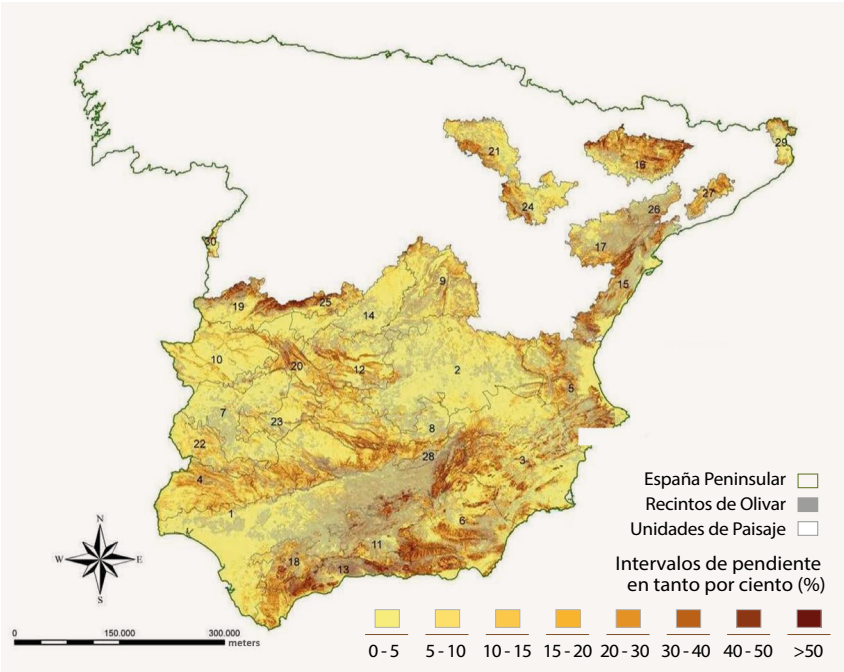


Figura IV.15.2. Distribución de pendientes del olivar peninsular español. Fuente: Hernández (2011).

1. Degradación de suelos: erosión hídrica y bajo carbono orgánico.
2. Reducción de biodiversidad: por intensificación.
3. Presión hídrica por la expansión del regadío.
4. Contaminación difusa por agroquímicos y sedimento.
5. Baja viabilidad económica en muchas explotaciones, en especial pequeñas y medianas o en zonas de montaña.

A estas se suman plagas emergentes como *Verticillium dahliae* y *Xylella fastidiosa*. La intensidad de estas amenazas varía en función de la tipología de olivar y sus condiciones locales. Pese a ello, existen una serie de tendencias generales que se pueden discutir y comentar para dar un entendimiento general y explorar estrategias para abordarla. La degradación de los suelos y la presión sobre los recursos hídricos son las dos amenazas a la sostenibilidad relacionadas directamente con el riesgo de desertificación. El primero, la degradación de los suelos, será comentado a continuación, siempre en el contexto de su diversidad.

La degradación de los suelos en olivar

El olivar presenta baja cobertura vegetal debido al manejo tradicional basado en suelo desnudo, orientado a garantizar la viabilidad de la cosecha en un

clima con limitadas aportaciones hídricas y al cultivo en pendientes. Estudios históricos (Vanwalleghem *et al.*, 2011) indican pérdidas acumuladas de 45 cm de suelo en 222 años en algunos olivares de montaña. Estos estudios, y referencias a evidentes síntomas de erosión en zonas de olivar en la prensa de principios del siglo XX (e. g. Rodríguez, 1908), o en la literatura especializada (Bennet, 1960), sugieren que los problemas de degradación de suelo por erosión en olivar han estado presentes desde hace tiempo, aunque posiblemente a una intensidad mucho menor que la que ocurre a partir de la intensificación de prácticas en este cultivo en la década de 1960, aproximadamente.

A partir de esa fecha la aparición del tractor agrícola, y más tarde los herbicidas, y el abandono de otros usos del olivar (como el pastoreo) permiten alcanzar de manera más eficaz el objetivo de mantener el suelo desnudo durante todo el año. Es en este momento, que se sitúa en las décadas de 1960-1970 variando entre comarcas, cuando se implanta un paisaje de olivar dominado por el suelo desnudo. Es en este momento cuando junto a los cambios de manejo, unidos a la simplificación del paisaje con la eliminación de elementos de vegetación natural como setos o vegetación en vaguadas, se aceleran procesos de formación por cárcavas en algunas zonas de olivar, como las zonas interiores del valle del Guadalquivir que se asienta sobre materiales sedimentarios fácilmente erosionables (Hayas *et al.*, 2025).

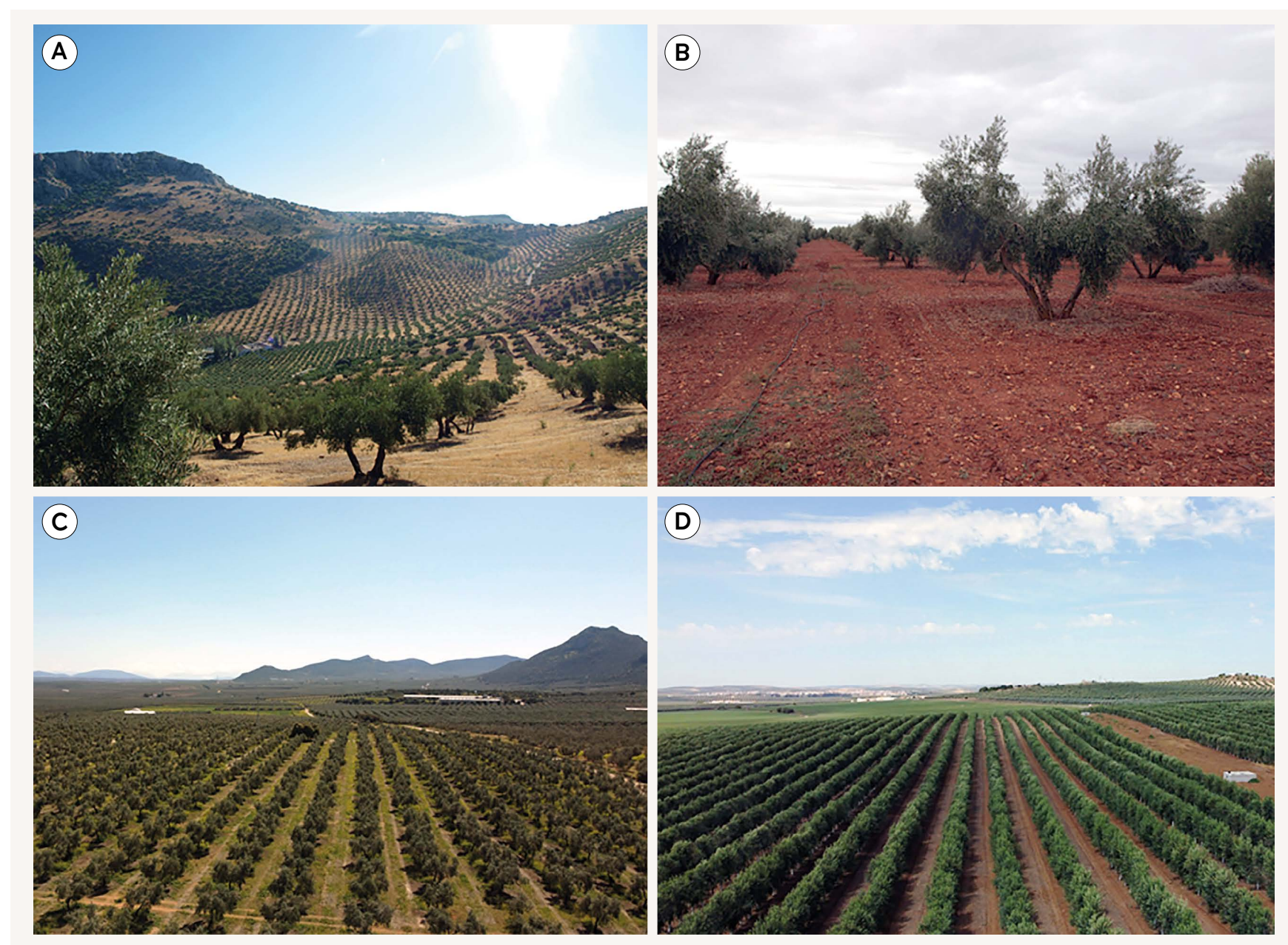


Figura IV.15.3. Cuatro grandes tipologías simplificadas de olivar. A. Tradicional en fuertes pendientes. B. Tradicional en zonas llanas u onduladas. C. Intensivo. D. Superintensivo. Fotografías de José Alfonso Gómez.

De esta época es cuando aparecen algunos de los primeros trabajos técnicos orientados al control de la erosión en olivar, mediante la introducción de un manejo con cubiertas vegetales (Ruiz de Castroviejo, 1969). Estos estudios se han centrado desde hace décadas en poner a punto sistemas de manejo basados en cubierta vegetal temporal, CVT, segada o eliminada en primavera para reducir la pérdida de suelo a la vez que se minimiza el riesgo de competencia por agua y reducción de cosecha. Gómez *et al.* 2022 han medido en un experimento de 20 años en un olivar comercial pérdidas de suelo de $23,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con suelo desnudo que se pueden reducir a valores mucho más bajos con cubierta vegetal temporal, $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La cubierta vegetal (CV) mejora indicadores de calidad superficial del suelo (0–10 cm), como carbono orgánico y estructura (figura IV.15.4). Sin embargo, su efectividad depende de la cobertura y biomasa alcanzada por la cubierta vegetal que a su vez se ve condicionada por el manejo (derivado de la necesidad de controlar la competencia hídrica).

Modelos como la ecuación universal de pérdida de suelo revisada (RUSLE) estiman que, pese a políticas que promueven CV, el 30 % del olivar andaluz aún supera tasas de erosión tolerables (a partir de la interpretación de escenarios en Gómez y Giráldez, 2009). Estos análisis a gran escala esconden realidades muy diferentes a nivel comarcal, que pueden variar en gran manera en función de las condiciones locales. Un ejemplo es el análisis realizado para la denominación de origen protegida (DOP) de Estepa, con unas 60.000 ha de olivar aproximadamente, utilizando la misma metodología basada en RUSLE. Se determinó que en esta DOP el 89 % de la superficie de olivar total presentaba pérdidas de suelo por erosión hídrica a escala de ladera por debajo de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Gómez *et al.*, 2023a). Estos análisis también obvian el estudio de otros procesos erosivos, como la erosión en cárcavas también intensa en algunas zonas de olivar (figura IV.15.7), no incluidos en estos análisis con modelos a escala de ladera.

Paradójicamente, la productividad ha aumentado pese a la degradación (e. g. de 400 a 2500 kg/ha-año en olivares históricos), enmascarando el problema. Esto, sumado a la crisis de viabilidad económica de muchas explotaciones, retrasa acciones correctivas.

Aunque las CVT reducen la erosión y mejoran el suelo, los principales desafíos en la su implementación están en:

1. Riesgo de pérdida de cosecha, registrado en un 20 % de los trabajos publicados (Gómez *et al.*, 2023b).
2. Dificultad en implementación, muy dependiente de condiciones locales (figura IV.15.6).
3. Falta de asesoramiento continuado, especialmente para pequeños o medianos agricultores.

Hacia la sostenibilidad

La gran pregunta es, si existe un problema grave de erosión en olivar, ¿por qué no se ha abordado ya? Posiblemente porque requiere un abordaje, multifactorial aun por acometer basado en:

1. Medidas técnicas: optimizar manejo de CVT (que no son una panacea universal) e incorporar otras estrategias como, por ejemplo, barreras vegetales leñosas en los perímetros de parcelas, control de cárcavas y restauración de suelos degradados.
2. Medidas socioeconómicas: inversión en control de erosión como una estrategia de inversión en desarrollo rural en zonas de olivar, una estructura robusta de transferencia y asesoramiento técnico en agricultura, valorización de prácticas sostenibles.
3. Investigación: orientar la investigación a adaptar soluciones a contextos locales, en especial en situaciones zonas de especial complejidad

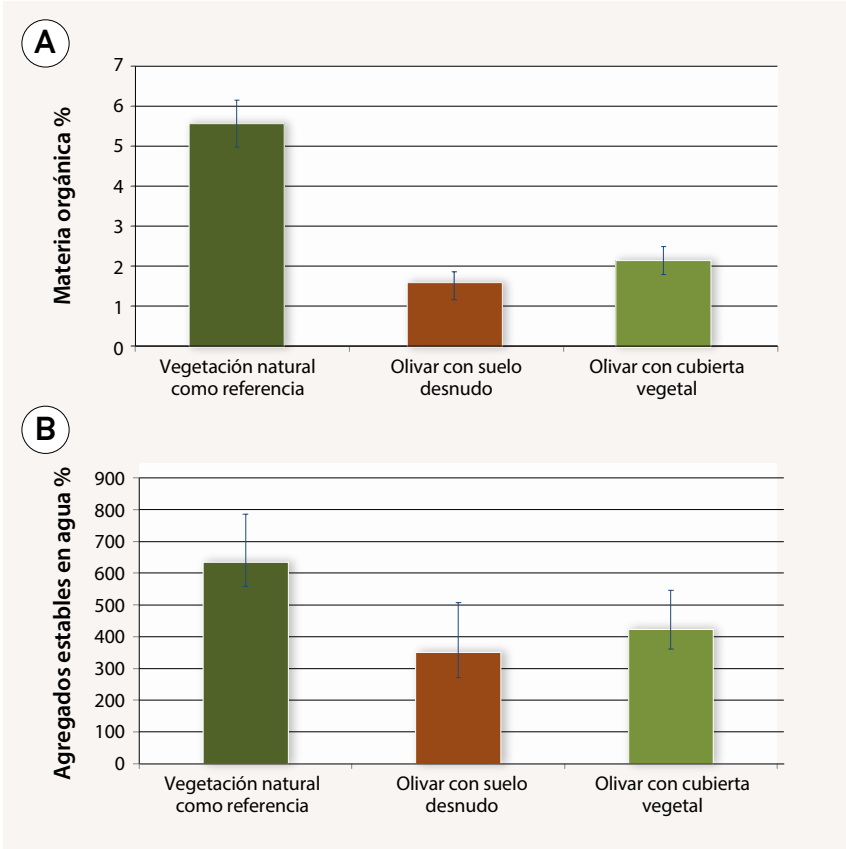


Figura IV.15.4. Resumen de la evolución de algunas propiedades de suelo indicadoras de su calidad en función del sistema de manejo de suelo. Adaptada de Gómez *et al.*, 2014.

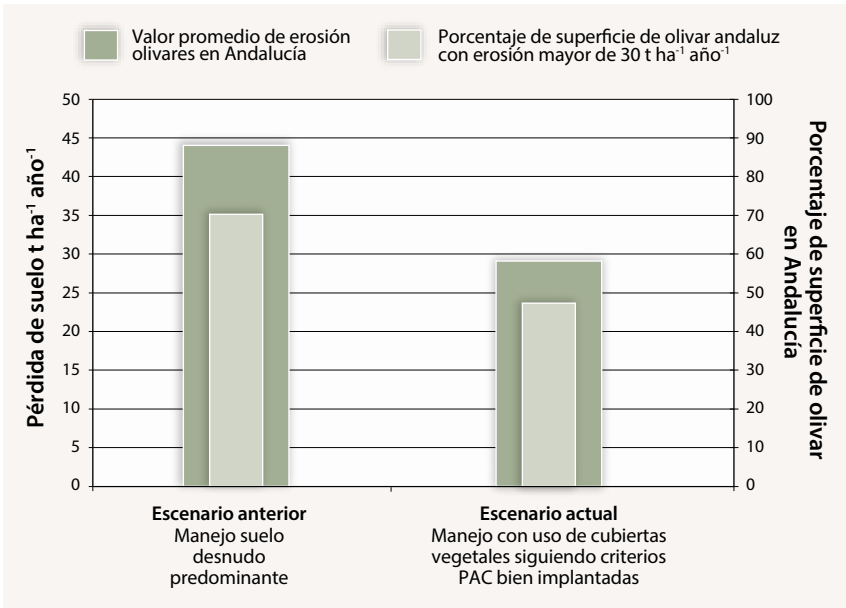


Figura IV.15.5. Resumen de la estimación de erosión hídrica en olivar en Andalucía bajo diferentes escenarios de manejo del suelo. Adaptada de Gómez y Giráldez (2009).

como, por ejemplo, fuertes pendientes, suelos muy degradados y pequeños agricultores.

La combinación de conocimiento e investigación científico-técnica con participación activa de agricultores alrededor de un mucho mejor sistema de transferencia y asesoramiento técnico (con un peso importante de las Administraciones públicas, aunque no exclusivo) es clave para asegurar la sostenibilidad de un sistema vital para el desarrollo rural y la sostenibilidad ambiental de muchas regiones mediterráneas.



Figura IV.15.7. Imagen de cárcava en olivar (C). Vista de dos olivares en invierno, ambos con cubierta vegetal temporal (A y B). Fotografías de José Alfonso Gómez.

Referencias

- ÁLVAREZ, S., SORIANO, M.A., LANDA, B.B., GÓMEZ, J.A. 2007. Soil Properties in Organic Olive Orchards as Compared to Natural Areas in a Mountainous Landscape in Southern Spain *Soil Use and Management* 23: 404-416
- BEAUFOY, G. 2001. EU Policies for Olive Farming. Unsustainable on all Counts; BirdLife International-WWF.
- BENNETT, H.H. 1960. Soil erosion in Spain. *Geographical Review* 50, 59-72.
- GÓMEZ, J.A. 2009 (ed.). Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.
- GÓMEZ, J.A., INFANTE-AMATE, J., GONZÁLEZ DE MOLINA, M., VANWALLEGHEM, T., TAGUAS, E.V., LORITE, I. 2014. Review: Olive Cultivation, its Impact on Soil Erosion and its Progression into Yield Impacts in Southern Spain in the Past as a Key to a Future of Increasing Climate Uncertainty. *Agriculture* 4: 170-198.
- GÓMEZ, J. A., MONTOLIU, J., and GUZMAN, G. 2022. Long-term hydrologic effect of temporary cover crops in an olive orchard on a sandy-loamy soil, EGU General Assembly 2022, Vienna, Austria, 23-27 May 2022, EGU22-2252, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-2252>.
- GÓMEZ, J.A., SÁNCHEZ, A., SORIANO, M.A., GUZMÁN, M.G. 2023a. Evaluation of erosion risk with stakeholders using RUSLE methodology and publicly available information in a large olive producing area in Southern Spain. *Comunicación a Congreso «Soil Erosion Research under a Changing Climate Symposium by ASABE»*. Aguadilla. Puerto Rico.
- GÓMEZ, J.A., GUZMÁN, M.G., LORITE, I., SORIANO, M.A. 2023b. Cubiertas vegetales, balance de agua y efecto en cosecha con respecto a laboreo: Una mirada a información generada durante décadas. *Comunicación a XXI Simposio Científico-Técnico Expoliva 2023*.
- GUZMÁN, J.R., HERNÁNDEZ, P., GÓMEZ, J.A., LORA, A. 2020. Olivares de España recorrido por la biografía del olivar, su memoria y sus paisajes. Editorial Almuzara.
- HAYAS, A., VEGA, R., GÓMEZ, J.A. 2025. Analyzing gully evolution in a rolling landscape over seven decades in SW Europe. *Lessons for the future. Geoderma* (enviado en proceso de revisión).
- INFANTE-AMATE, J., GONZÁLEZ DE MOLINA, M., VANWALLEGHEM, T., SOTO FERNÁNDEZ, D., GÓMEZ, J.A. 2014. Reconciling Boserup with Malthus: Agrarian Change and Soil Degradation in Olive Orchards in Spain (1750-2000). En: *Ester Boserup's Legacy on Sustainability. Orientations for Contemporary. Human-Environmental Interactions*, Volumen 4.
- RODRIGÁNEZ, C. 1908. La Tierra que se pierde. *El Imparcial*. 8 de Enero de 1908.
- RUIZ DE CASTROVIEJO, J. 1969. Ensayos realizados en la provincia de Córdoba sobre explotación de olivares en asociación con trébol subterráneo. *Agricultura*. 443.
- SCHEIDEL, A.; Krausmann, F. 2011. Diet, trade and land use: A socio-ecological analysis of the transformation of the olive oil system. *Land Use Policy* 28: 47-56.
- VANWALLEGHEM, T., INFANTE, J., GONZÁLEZ DE MOLINA, M., SOTO, D., GÓMEZ, J.A. 2011. Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards. *Agriculture Ecosystems and Environment* 142: 341-351.

IV.16. Caso de estudio 15. Encubriendo la desertificación con tecnología: Regadío y desequilibrio hídrico en el sur de España

Gonzalo G. Barberá y Víctor Castillo

Departamento de Conservación de Suelos y Aguas, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC.

El paradigma clásico de la desertificación y la intensificación agrícola como *trampantojo*

La desertificación no siempre es un concepto claro, ni siquiera monosémico. La definición básica se debe tomar del artículo 1 de la CNULD (recuérdese la sección I). Esta definición es general, pero su base subyacente es la transición de condiciones no desérticas a condiciones desérticas (Sterk *et al.*, 2016), una reducción de la productividad de la tierra en zonas donde la evapotranspiración es superior a la precipitación. Cabe destacar que el efecto y el entorno ambiental son más evidentes que la causa, ya que incluye las «variaciones climáticas», pero también las «actividades humanas» genéricas.

El paradigma convencional de la desertificación en el Mediterráneo se centra en la degradación de la tierra provocada por el deterioro del suelo debido a la mala gestión agrícola, el sobrepastoreo o la deforestación. Desde esta perspectiva, la calidad y la protección del suelo, que dependen en gran medida de su contenido en carbono orgánico, son fundamentales. Sin embargo, en ecosistemas con escasez hídrica y una productividad naturalmente baja, el carbono orgánico del suelo suele ser escaso. Cualquier

perturbación que reduzca la cobertura vegetal (p. ej., la conversión de ecosistemas naturales en cultivos agrícolas) o que acelere la mineralización de la materia orgánica del suelo mediante el laboreo repetido provoca la degradación de los suelos, disminuyendo su infiltración, su capacidad de retención de agua y la disponibilidad de nutrientes. Esto desencadena un ciclo de degradación que se retroalimenta y que, en última instancia, puede resultar en la desertificación del territorio. Sin embargo, este modelo tradicional se ve cada vez más cuestionado por nuevas formas de agricultura intensiva que dependen en gran medida de insumos externos, lo que altera la dinámica de la degradación y enmascara sus síntomas iniciales.

La agricultura, incluso en sus formas más tradicionales, es una tecnología que modifica las condiciones ambientales para mejorar el rendimiento de los cultivos, basándose en insumos externos como la mano de obra, la energía y los fertilizantes. La intensificación aumenta drásticamente estos insumos, especialmente en regiones áridas, donde el riego se vuelve esencial. Históricamente, el riego dependía de la gravedad y de la disponibilidad de un terreno llano, pero hoy día las tecnologías modernas permiten el riego en pendientes más pronunciadas y paisajes más complejos. En el sureste de España, la expansión de las tierras de regadío durante los últimos 50 años ha provocado transformaciones drásticas, sustituyendo tanto

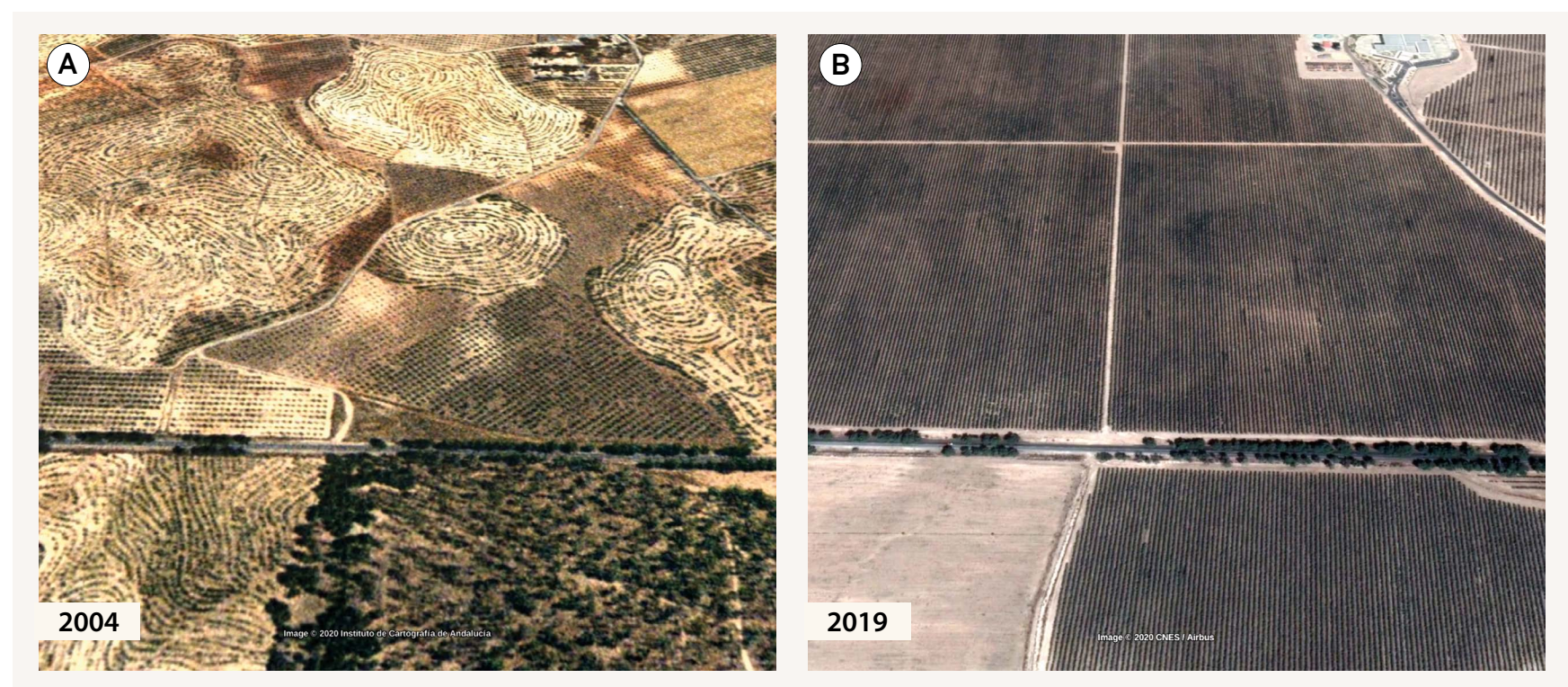


Figura IV.16.1. A. Reforestación con pinos, siguiendo las curvas de nivel de los pequeños relieves, y olivares de riego (2004). B. La misma zona en 2019, donde se han desmantelado las forestaciones y se ha nivelado el terreno para facilitar la plantación de olivares de riego superintensivo. Datos cartográficos: Google, DigitalGlobe. Adaptado de Martínez-Valderrama *et al.* (2020).

los ecosistemas naturales como la agricultura de secano. Este proceso se ha acelerado con el cambio climático y sus consecuencias, especialmente en forma de sequías prolongadas. La maquinaria pesada nivela el terreno (véase la figura IV.16.1), elimina los límites entre campos y destruye las características protectoras del suelo, como los horizontes petrocálcicos. Las parcelas resultantes priorizan la mecanización y la productividad, a menudo en detrimento de la calidad del suelo. Las prácticas de conservación del suelo frecuentemente se abandonan, lo que aumenta aún más el riesgo de erosión. El riego por goteo predomina en estos nuevos sistemas y permite su aplicación en laderas con pendiente moderada y alteradas mecánicamente, lo que conlleva una degradación prolongada del suelo y convierte la intensificación en un factor de desertificación en regiones vulnerables.

Paradójicamente, los efectos de estos procesos relacionados con la desertificación permanecen ocultos, ya que no hay una disminución clara o inmediata de la productividad de la tierra. De hecho, el uso intensivo de las aguas subterráneas, del que depende gran parte del llamado milagro económico de esta nueva agricultura, se ha denominado la «Revolución

Silenciosa» (Llamas y Martínez-Santos, 2005), precisamente porque el recurso en sí es invisible. El riego por goteo es particularmente adecuado para suministrar a los cultivos fertilizantes disueltos en el agua de riego y, por lo tanto, las plantas reciben agua y nutrientes en cantidades adecuadas independientemente de la calidad del suelo. De hecho, en estas nuevas tierras de regadío, los suelos son de muy mala calidad (efectivamente desertificados), pero los impactos visibles de la desertificación quedan enmascarados. Gracias al riego por goteo, el agua y los nutrientes se suministran directamente a los cultivos, lo que hace que la productividad sea en gran medida independiente de la calidad del suelo, la infiltración de la lluvia o la disponibilidad natural de nutrientes. Una prueba indirecta de este mecanismo es que, entre 1962 y 2020, el 52 % del aumento de la producción agrícola en España se atribuye al efecto del riego sobre el rendimiento, mientras que solo el 22 % se atribuye al efecto de la superficie regada (Serrano *et al.*, 2024). Esta disociación entre la calidad del suelo y la productividad de los cultivos puede compararse con el *trampantojo*, una técnica pictórica que intenta engañar a la vista, buscando la sustitución de la realidad por el efecto óptico creado.



Figura IV.16.2. Nueva plantación de cítricos sobre margas altamente erosionables en el sureste de España, una zona semiárida. Terreno en pendiente con un contenido mínimo de materia orgánica y sin medidas de conservación del suelo. Fotografía de Pedro Ruiz.

La expansión de la agricultura de regadío en el sur de España y su impacto en los suelos locales

Durante el último siglo, la agricultura de regadío se ha expandido globalmente, especialmente en regiones donde la evapotranspiración supera la precipitación, es decir, en las zonas áridas y semiáridas, las únicas zonas donde puede producirse desertificación. En España, las tierras de regadío ocuparon una superficie estable de 1,3-1,4 Mha en las primeras décadas del siglo XX (1900-1940), pero tras la adopción de diversas políticas públicas la superficie de regadío alcanzó los 2,2 Mha en 1970 y los 3,7 Mha en 2000, con cierta estabilización posterior (García-Mollá *et al.*, 2019). Sin embargo, entre 2004 y 2023 se ha registrado un aumento adicional de 0,4-0,5 Mha (Arbonès *et al.*, 2024). No todo este aumento implica la drástica transformación del suelo descrita en la sección anterior.

García-Ruiz *et al.* (2013) señalaron que el riesgo de desertificación desde la perspectiva de la erosión es bajo en las tierras de regadío, ya que estas se ubican típicamente en parcelas con pendientes suaves. Sin embargo, esta limitación se ha superado con la introducción del riego por goteo, que permite el riego incluso en terrenos con pendiente. Además, los autores identificaron la «concentración parcelaria» como un problema, debido a la eliminación de barreras internas en los campos, como se mencionó en la sección anterior.

Sorprendentemente, existe poca información cuantitativa sobre la erosión y degradación del suelo en las nuevas tierras de regadío sometidas a agricultura intensiva en el Mediterráneo. En cambio, existe abundante información sobre los cultivos mediterráneos tradicionales dominantes, como el olivo, la vid o los cereales, así como sobre cultivos abandonados. Además, el término «agricultura intensiva» se aplica a menudo a cultivos con una intensidad real muy diferente. Por ejemplo, una plantación de olivos de regadío y secano, sin fertilizar, pero con laboreo, se denomina «agricultura intensiva» (Lucas-Borja *et al.*, 2019). Para evitar confusiones entre sistemas agrícolas con diferentes impactos, nos referimos a la «agricultura intensiva» como sistemas caracterizados por el riego tecnificado, el uso de fertilizantes químicos y, por lo general, la aplicación de altos niveles de herbicidas y pesticidas. Es importante destacar que la agricultura ecológica también puede adoptar modos de producción intensivos que pueden afectar la salud del suelo de forma similar a la agricultura convencional (Van Rijssel *et al.*, 2025), aunque no se utilizan herbicidas, pesticidas ni fertilizantes sintéticos convencionales. Como se mencionó en la sección anterior, este tipo de agricultura intensiva en el Mediterráneo también se asocia al uso frecuente de maquinaria y, en un número considerable de casos, a una drástica remodelación del paisaje para acomodar la plantación y las infraestructuras de riego.

El impacto de estas nuevas tierras de regadío en el suelo es significativo y rápido. En cultivos arbóreos como los cítricos (véase la figura IV.16.2) o los frutales de hueso, la maquinaria se desplaza por pasillos entre las hileras de árboles, lo que aumenta la compactación del suelo. Cerdà *et al.* (2021) observaron un aumento de la densidad aparente de 1,05 a 1,33 g cm⁻³ a lo largo de 13 años en un huerto de cítricos. En un huerto de melocotoneros, la densidad aparente bajo los árboles fue de 1,05 g cm⁻³, pero aumentó a 1,23 g cm⁻³ en las zonas donde circulaba la maquinaria (Cerdà, Daliakopoulos *et al.*, 2021).

El aumento de la densidad aparente también puede verse reforzado por la aplicación de herbicidas en los callejones para reducir la competencia entre las malas hierbas y los árboles, lo que resulta en superficies desnudas sin aporte de carbono orgánico al suelo. Una comparación entre huertos de naranjos gestionados convencionalmente, donde se utilizó herbicida, y huertos gestionados en ecológico muestra cuatro veces más materia orgánica y nitrógeno total en el suelo en estos últimos, así como diferencias sustanciales en el fósforo disponible y la estabilidad de los agregados del

suelo (Morugán-Coronado *et al.*, 2015). El abandono de las plantaciones de cítricos reduce drásticamente la erosión del suelo de 607 a 7 g m⁻² (Cerdà *et al.*, 2019), lo que indica claramente los efectos de degradación del suelo de la agricultura intensiva.

La desertificación oculta a escala de parcela se manifiesta a escala de paisaje y cuenca hidrográfica a través de cambios en la dinámica hídrica

En España, el desarrollo de la política forestal desde finales del siglo XIX estuvo estrechamente vinculado al control de los regímenes hidrológicos alterados por la deforestación, el sobrepastoreo y el cultivo de tierras marginales (Pemán García, 2024). El ejemplo clásico de reforestación por excelencia en España es sierra Espuña, en el sureste de la península ibérica (1895-1924). Esta reforestación fue impulsada por la catastrófica riada de Santa Teresa en 1879. Se reconoció que la deforestación en la cuenca del Segura fue en gran medida responsable de la magnitud de la inundación (López Azorín, 2021). El desarrollo posterior de la política de reforestación en España durante el siglo siguiente priorizó los proyectos de restauración hidrológica forestal destinados a proteger las cuencas de los embalses de cabecera de las lluvias torrenciales. Estos proyectos se centraron en la reforestación de laderas y la construcción de diques en los cauces fluviales. La sobreexplotación de las aguas subterráneas es otro mecanismo de alteración del ciclo hidrológico que se ha incluido entre las acciones humanas que inducen la desertificación. Esta asociación es más reciente, ya que la sobreexplotación de los acuíferos solo ha sido posible desde el siglo XX. Martínez-Fernández y Esteve (2005) ya señalaron que los procesos de desertificación en el sureste de España se asociaron principalmente al desarrollo de nuevas tierras de regadío sustentadas por la extracción de aguas subterráneas (sección IV.14, caso de estudio 13, «El regadío como fuente de desarrollo y degradación»).

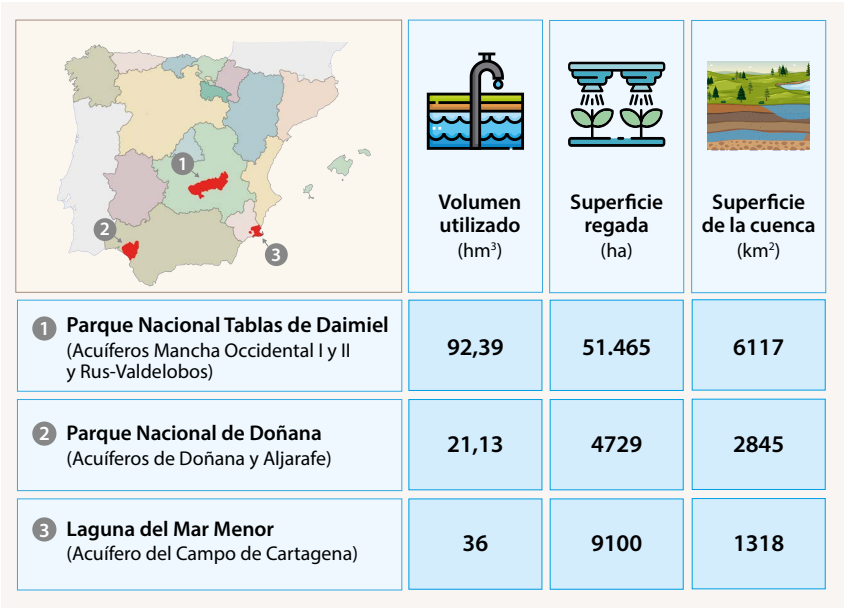


Figura IV.16.3. Ubicación de tres humedales emblemáticos en España: Tablas de Daimiel, Doñana y Mar Menor. Tablas de Daimiel y Doñana están declaradas Parques Nacionales –el máximo nivel de protección ambiental en España–, mientras que el Mar Menor cuenta con múltiples figuras de protección. A pesar de ello, han experimentado una importante expansión de la agricultura de regadío en sus cuencas y sobre los acuíferos asociados. Para Tablas de Daimiel y Doñana las cifras muestran las superficies de regadío fuera de los límites legales de las unidades de demanda agrícola y el volumen estimado de agua subterránea utilizada para abastecerlas (para 2020 y 2019 en el caso de Tablas de Daimiel; WWF 2021). Los datos del Mar Menor corresponden a regadíos ilegales clausurados a junio de 2025 (<https://www.miteco.gob.es/es/prensa/ultimas-noticias/2025/junio/la-labor-de-control-del-regadio-ilegal-eleva-a-9-100-las-hectare.html>), abastecidas de recursos no exclusivamente subterráneos, con una dotación estimada de 4000 m3 ha⁻¹.

Caja de texto IV.16.1. Desertificación oculta y nuevas narrativas sobre cómo combatirla

La aparición de nuevas tierras de regadío y la naturaleza «oculta» de algunos procesos de desertificación han debilitado la percepción del vínculo entre la degradación de las tierras y la desertificación, al menos para una parte significativa del público. Gran parte de esta desconexión se debe a la carga emocional que conlleva el término «desertificación». Su poder evocador, basado en asociaciones con el «desierto» y la aridez, probablemente explica por qué el tema ha recibido tanta atención mundial, incluyendo una convención específica de la ONU.

Consideremos ahora un escenario donde la degradación real del suelo y el paisaje se ve enmascarada por el uso intensivo de agua y tecnología. En tales contextos, exuberantes cultivos verdes florecen en medio de un entorno degradado y marrón: un oasis moderno. ¿Qué mejor símbolo de resistencia a la desertificación que un oasis? Esta narrativa sugiere que la desertificación puede combatirse mediante la expansión continua del regadío. Sin embargo, esto alimenta un ciclo de degradación ambiental y precariedad social, ya que las inversiones tecnológicas aumentan y solo los actores con mayor resiliencia financiera pueden seguir siendo competitivos. Esto no es meramente teórico. En el sureste de España, esta creencia está muy extendida, y se refleja en los medios de comunicación, la política, las asociaciones de usuarios de agua e incluso en el ámbito académico. El regadío goza de un apoyo público abrumador, asociado casi exclusivamente a beneficios y progreso. Narrativas como estas –simples, con gran resonancia emocional y fácilmente amplificadas en línea– plantean un desafío significativo. Si el objetivo es combatir la desertificación, las comunidades académicas y los actores institucionales deben abordar críticamente y desafiar estas narrativas dominantes.



Figura CT IV.16.1. La espiral de la producción opera mediante un ciclo repetitivo de seis pasos: (1) Aumento de los insumos de capital; (2) Aumento de los niveles de deuda; (3) Mejora de los rendimientos/eficiencia; (4) Aumento de la producción; (5) Caída de los precios de los productos; y (6) Expansión de las tierras cultivadas. Si bien estas inversiones buscan maximizar la rentabilidad a corto plazo, generan numerosas externalidades negativas, como la dependencia de insumos externos, la precariedad laboral, el desperdicio de alimentos debido a la sobreproducción, la distribución desigual de la riqueza y una importante degradación ambiental. Fuente: Adaptado de Martínez-Valderrama *et al.* (2023).

Por lo tanto, la relación entre la desertificación a escala local o paisajística y la alteración de la dinámica hidrológica e hidrogeológica a mayor escala no es una idea nueva, pero, como veremos más adelante, las nuevas narrativas distorsionadas sobre la desertificación están dando la vuelta al argumento, sugiriendo que forzar aún más el ciclo hidrológico es la mejor manera de mitigarla.

Actualmente, tres importantes crisis ambientales que se están produciendo en España están relacionadas con la alteración de estos ciclos hidrológicos. Cada una de ellas afecta a algún área natural emblemática del país (figura IV.16.3).

Las Tablas de Daimiel son un ejemplo clásico de humedal dependiente de aguas subterráneas. Desde la década de 1970, la expansión de la agricultura de regadío ha agotado gravemente el acuífero subyacente, provocando la desecación del humedal. Se ha observado una recuperación parcial tras la implementación de restricciones a la extracción de agua subterránea (Castaño *et al.*, 2018). Doñana abarca una amplia gama de humedales que dependen de la escorrentía superficial en la cuenca de las precipitaciones, así como de la descarga de aguas subterráneas de un acuífero que se extiende más allá de los límites del parque nacional. Algunos tipos de humedales dependen en mayor medida de las aguas superficiales, mientras que otros dependen principalmente de las subterráneas (Olías *et al.*, 2025). Desde la década de 1970, se ha extraído agua del acuífero y, en las últimas décadas, la expansión del cultivo de fresas y otros frutos rojos ha provocado un aumento significativo de las extracciones de agua. Esto ha conllevado una disminución de los niveles piezométricos, lo que ha afectado negativamente a los humedales dependientes del agua subterránea, a los caudales

fluviales que entran al parque e incluso a la evapotranspiración superficial (Olías *et al.*, 2025).

En ambos casos, la sobreexplotación de las aguas subterráneas –principalmente para sustentar nuevas tierras de regadío– ha alterado gravemente el ciclo hidrológico, con profundos impactos en los ecosistemas naturales. Si bien esto puede parecer distinto del paradigma convencional de la desertificación, ambos están intrínsecamente vinculados. El agua es el factor limitante clave en los ecosistemas agrícolas y naturales de las tierras áridas, donde puede producirse la desertificación. La degradación del suelo por erosión y pérdida de carbono orgánico perjudica múltiples funciones, especialmente su capacidad para retener y suministrar agua a los cultivos. Esto provoca un aumento de la escorrentía y una alteración de la hidrología a microescala. La expansión de las tierras de regadío busca mejorar el rendimiento de los cultivos mediante el acceso al agua a mayor escala espacial. Sin embargo, dicha manipulación a menudo altera el ciclo hidrológico mucho más allá de las propias explotaciones, con consecuencias a escala regional.

El caso de la laguna del Mar Menor representa, paradójicamente, el proceso opuesto. Originalmente era una zona semiárida sin cursos de agua permanentes y con un acuífero cuaternario en contacto con la laguna, cuya descarga natural era baja y muy pobre en nutrientes. Desde la década de 1980, la agricultura de regadío se ha multiplicado por diez, impulsada directa e indirectamente por el trasvase de agua del río Tajo, ya que existe además de la asignación para agricultura la correspondiente a usos urbanos, cuyos efluentes se regeneran y reutilizan para la agricultura. Más recientemente, se ha incorporado al sistema la desalinización de agua de mar. Como

resultado, las alteraciones hidrológicas impulsadas por la expansión de los regadíos en la región del Mar Menor (y en otras partes del sureste español) se producen ahora a una escala mucho mayor que en las Tablas de Daimiel o Doñana. En lugar de una reducción local de descarga hídrica en los humedales, como se observa en esos casos, la zona del Mar Menor ha experimentado un aumento significativo de la descarga, aunque con un impacto negativo en los ecosistemas naturales. La descarga tanto superficial como subterránea ha aumentado. Aunque los datos históricos son limitados, existe evidencia clara de la aparición de cursos de agua permanentes debido al aumento de los niveles piezométricos. Estas aguas subterráneas están altamente contaminadas con nitratos debido al uso prolongado e intensivo de fertilizantes en sistemas agrícolas de altos insumos.

Esta perturbación ha desempeñado un papel clave en las recurrentes crisis eutróficas desde 2016 (Álvarez-Rogel *et al.*, 2020). Además, la persistente y elevada descarga submarina de aguas subterráneas ha desencadenado un fenómeno de *whiting* inusualmente prolongado en partes de la laguna (Oosterbaan *et al.*, 2025). Uno de los aspectos más llamativos del caso del Mar Menor es la complejidad de los impactos directamente relacionados con la expansión de nuevas tierras de regadío. Si bien la descarga de aguas subterráneas es una preocupación importante, la hidrología superficial y la calidad del agua durante las lluvias intensas también se han visto significativamente afectadas. Estos problemas se derivan en gran medida de la desertificación oculta: los suelos están gravemente degradados, con una estructura deficiente y un bajo contenido orgánico, y la simplificación del paisaje ha aumentado la conectividad hidrológica, lo que resulta en respuestas de escorrentía más intensas y rápidas.

Los niveles de salinidad en la laguna se han vuelto cada vez más variables en las últimas décadas, probablemente debido al aumento de la escorrentía durante las tormentas (Jiménez Casero, 2024). Las inundaciones pueden transportar cargas de nutrientes extremadamente altas, impulsadas por la erosión de los sedimentos y la liberación de nutrientes acumulados en los suelos tras décadas de agricultura intensiva (Álvarez-Rogel *et al.*, 2020). En definitiva, si bien la desertificación puede permanecer invisible a escala de parcela o explotación, la amplia alteración de los procesos hidrológicos revela la gravedad de la degradación a nivel del paisaje.

¿Qué hacer para combatir la desertificación provocada por las nuevas tierras de regadío intensivo? Barreras y oportunidades

La producción agraria de las nuevas tierras de regadío no va a desaparecer. Un análisis exhaustivo de todos los posibles impactos, tanto ambientales como sociales, positivos o negativos, así como el papel del comercio global, las preferencias y el comportamiento de los consumidores, y otras externalidades, queda fuera del alcance de este capítulo. La necesidad y la relevancia de la agricultura intensiva es otro ejemplo de los dilemas a los que se enfrenta la sociedad al intentar expandir las actividades económicas y, al mismo tiempo, reducir el uso de recursos naturales y los impactos ambientales y sociales. En este capítulo, simplemente partimos de la base de que, en mayor o menor medida, este tipo de producción agraria seguirá existiendo.

Incluso aceptando esta suposición, es evidente que una expansión indefinida de las tierras de regadío no es viable. Los recursos hídricos en el sur de España, el Mediterráneo y la mayoría de las zonas propensas a la desertificación son limitados. Añadir recursos hídricos no convencionales, como el agua desalinizada, es complejo debido a su elevado coste. En la agricultura, el agua desalinizada suele estar subvencionada, lo que genera preocupación sobre su disponibilidad a largo plazo.

Se necesita urgentemente un acuerdo sobre los límites de la expansión del regadío, pero lamentablemente parece improbable. En España, al menos,

varios factores dificultan dicho consenso: la creencia generalizada de que el regadío es una «necesidad», la gran diferencia de rentabilidad entre la agricultura de secano y la de regadío, el aumento de la demanda de frutas y hortalizas en el mercado europeo y la competencia interregional por los recursos hídricos. Desde esta perspectiva, parece más probable que el ajuste se produzca por causas de fuerza mayor, es decir, el agotamiento de los recursos hídricos, lo que provocaría una manifestación generalizada y abrupta de la desertificación «escondida» en todo el país.

El párrafo anterior describe la macroescala del problema. A microescala, las perspectivas son mucho mejores. Es posible actuar a escala de explotación en tres líneas: reducir los insumos adoptando la intensificación ecológica (Kleijn *et al.*, 2019), mejorar el contenido de materia orgánica e implementar medidas de conservación del suelo adaptadas a la realidad de la nueva agricultura de regadío. Estas acciones suelen requerir más ingenio que inversiones financieras, y su éxito depende en gran medida de una combinación de cambio cultural en la perspectiva de los gestores y la presión de los consumidores preocupados por el medio ambiente a lo largo de la cadena de suministro. En nuestra experiencia actual, este cambio, aunque aún pequeño, ya está en marcha y cobrando impulso.

Referencias

- ÁLVAREZ-ROGEL J, BARBERÁ GG, MAXWELL B, *et al* (2020) The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecol Eng* 158:106086. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106086>.
- ARBONÈS G, DE STEFANO L, GARRIDO A (2024) Agricultural Land Use Change and Intensification in Spain: Drivers and Trends (2004-2023).
- CASTAÑO S, DE LA LOSA A, MARTÍNEZ-SANTOS P, *et al* (2018) Long-term effects of aquifer overdraft and recovery on groundwater quality in a Ramsar wetland: Las Tablas de Daimiel National Park, Spain. *Hydrol Process* 32:2863-2873. <https://doi.org/10.1002/hyp.13225>.
- CERDÀ A, ACKERMANN O, TEROL E, RODRIGO-COMINO J (2019) Impact of Farmland Abandonment on Water Resources and Soil Conservation in Citrus Plantations in Eastern Spain. *Water* 11:824. <https://doi.org/10.3390/w11040824>.
- CERDÀ A, DALIAKOPOULOS IN, TEROL E, *et al* (2021a) Long-term monitoring of soil bulk density and erosion rates in two *Prunus Persica* (L) plantations under flood irrigation and glyphosate herbicide treatment in La Ribera district, Spain. *J Environ Manage* 282:111965. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111965>.
- CERDÀ A, NOVARA A, MORADI E (2021b) Long-term non-sustainable soil erosion rates and soil compaction in drip-irrigated citrus plantation in Eastern Iberian Peninsula. *Sci Total Environ* 787:147549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147549>.
- GARCÍA-MOLLÁ M, SANCHIS-IBOR C, AVELLÀ-REUS L, *et al* (2019) Spain. In: Molle F, Sanchis-Ibor C, Avellà-Reus L (eds.) *Irrigation in the Mediterranean*. Springer International Publishing, Cham, pp 89-121.
- GARCÍA-RUIZ JM, NADAL-ROMERO E, LANA-RENAULT N, BEGUERÍA S (2013) Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology* 198:20-36. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.023>.
- JIMÉNEZ CASERO J (2024) Contribución al conocimiento de los mecanismos de colapso de las praderas de angiospermas marinas mediterráneas, *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, bajo los efectos de aportes de nutrientes antrópicos. Ph D Thesis, Universidad de Alicante.
- KLEIJN D, BOMMARCO R, FIJEN TPM, *et al* (2019) Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends Ecol Evol* 34:154-166. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>.
- LÓPEZ AZORÍN F (2021) Naturaleza, medio ambiente y repoblación forestal en la Región de Murcia. Fundación Centro de Estudios Históricos e Investigaciones Locales Región de Murcia, Murcia.
- LUCAS-BORJA ME, ZEMA DA, PLAZA-ÁLVAREZ PA, *et al* (2019) Effects of Different Land Uses (Abandoned Farmland, Intensive Agriculture and Forest) on Soil Hydrological Properties in Southern Spain. *Water* 11:503. <https://doi.org/10.3390/w11030503>.

- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J, ESTEVE MA (2005) A critical view of the desertification debate in southeastern Spain. *Land Degrad Dev* 16:529-539. <https://doi.org/10.1002/ldr.707>.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, GUIRADO E, MAESTRE FT (2020) Unraveling misunderstandings about desertification: the paradoxical case of the Tabernas-Sorbas Basin in Southeast Spain. *Land* 9:269. <https://doi.org/10.3390/land9080269>.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA J, OLCINA J, GARTZIA R, *et al* (2023) Uberizing agriculture in drylands: A few enriched, everyone endangered. *Water Resour Manag* 38:193-214. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03663-1>.
- MORUGÁN-CORONADO A, GARCÍA-ORENES F, CERDÀ A (2015) Changes in soil microbial activity and physicochemical properties in agricultural soils in Eastern Spain. *Span J Soil Sci* 5:1304. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.02>.
- OLÍAS M, BASALLOTE MD, CÁNOVAS CR, Pérez-Carral C (2025) Groundwater divide shifting due to pumping in a sector of the Doñana aquifer system (SW Spain): environmental implications. *Environ Monit Assess* 197:526. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13965-z>.
- OOSTERBAAN M, GÓMEZ-JAKOBSEN F, BARBERÁ GG, *et al* (2025) Characterization and potential causes of a whiting event in the Mar Menor coastal lagoon (Mediterranean, SE Spain). *Sci Total Environ* 978:179391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179391>.
- PEMÁN GARCÍA J (2024) La restauración forestal en España. Más de 150 años de experiencia. *Foresta* 89:4-11.
- SERRANO A, CAZCARRO I, MARTÍN-RETORTILLO M, RODRÍGUEZ-LÓPEZ G (2024) Europe's orchard: The role of irrigation on the Spanish agricultural production. *J Rural Stud* 110:103376. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2024.103376>.
- STERK G, BOARDMAN J, VERDOODT A (2016) Desertification: History, Causes and Options for Its Control. *Land Degrad Dev* 27:1783-1787. <https://doi.org/10.1002/ldr.2525>.
- VAN RIJSSEL SQ, KOORNEEF GJ, VEEN GF (Ciska), *et al* (2025) Conventional and organic farms with more intensive management have lower soil functionality. *Science* 388:410-415. <https://doi.org/10.1126/science.adr0211>.
- WWF (World Wide Fund for Nature). (2021). El robo del agua: Atlas sobre los derechos del agua en España. WWF España. Available at: <https://www.wwf.es/el-robo-del-agua> [Acceso 1 de julio 2025].

IV.17. Caso de estudio 16. El comercio mundial de la degradación distorsiona el ámbito de la desertificación

Jaime Martínez Valderrama¹, Juanma Cintas¹ y Elsa Varela Redondo²

¹ Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA), CSIC

² Instituto de Políticas Públicas (IPP), CSIC

El desacoplamiento espacial del impacto ambiental

Siempre hubo interacciones entre regiones distantes entre sí, tanto de carácter económico –por ejemplo, el comercio de especias del siglo XV– como ecológicas –las migraciones de aves de un continente a otro son un claro ejemplo–. Lo que hemos dado en llamar globalización es una aceleración sin precedentes de esa tasa de intercambio. No hay gesto inocuo. Cuando elegimos una bandeja de filetes en un supermercado, o compramos una camiseta de algodón, participamos de un intrincado mecanismo en el que concurren realidades ignorantes una de otra. Los procesos de producción se han desacoplado de sus lugares de consumo y prueba de ello son los miles de kilómetros que, de media, recorren los alimentos para llegar a nuestro plato (Li *et al.* 2022).

La desertificación se concibe como la consecuencia de un uso inadecuado de los recursos de un territorio, y se asumía que ese uso indebido coincidía en el espacio con el de la degradación acaecida. Esta casuística permitió delinear los paisajes de desertificación descritos para el caso español (Martínez-Valderrama *et al.* 2016). Todos ellos se integran en la ENLD. Estas estrategias o planes nacionales (PANDs) son las unidades operativas de la CNULD. La idea, implementada bajo el reciente paradigma de la neutralidad de la degradación de las tierras (NDT) (Orr *et al.* 2017; Cowie *et al.* 2018), es que cada estado cumpla con su parte, con lo que la suma de planes resultará en una efectiva lucha contra la desertificación a escala planetaria.

Sin embargo, el fenómeno de la globalización a la que aludíamos al principio deforma este supuesto. La proporción de los alimentos que se producen dentro y fuera de un país se ha modificado profundamente los últimos años (Yu *et al.* 2013). Puede que no nos sorprenda que esta ratio sea 8-92 para Japón o 20-80 en el Reino Unido, dos islas densamente pobladas. Resulta más llamativo que en Europa, de media, entren más alimentos de fuera que los que se producen y que en un país como España, con tanto campo, la proporción sea 37-63. Más allá de nuestras fronteras los alimentos que consumimos generan un impacto ambiental que no se incluye en los balances nacionales que propone la NDT.

Ignorando este trasiego de alimentos y la huella ambiental que acarrea su producción, se puede llegar a la falsa conclusión de que una región o país que acumule año tras año más biomasa y bosques están ganando el pulso a la desertificación. Las grietas por las que se desgaja este supuesto quedan patentes con la importación y exportación de materias primas y alimentos, que pone de manifiesto las graves distorsiones a la hora de implementar los PANDs.

El caso de la ganadería industrial

La industrialización de la ganadería mediante la ubicación de gran parte de la cabaña ganadera en macrogranjas es un caso claro de cómo hacer

desaparecer la huella ambiental de esta actividad. La sustitución de la ganadería extensiva, basada en el uso de recursos pastables, por la intensiva, que depende exclusivamente del aporte de piensos, se ha traducido, en el ámbito de la desertificación, en la práctica desaparición de uno de los paisajes de desertificación del PAND –sistemas agrosilvopastorales afectados de sobrepastoreo, ver sección IV.10, caso de estudio «La dehesa: un paisaje cultural afrontando los desafíos del futuro»– a costa de un nuevo escenario que solo tiene lugar si se consideran los mencionados desacoplamientos entre lugares de consumo y producción.

¿Cómo es posible que la ganadería ya no sea una causa de desertificación en España si la cabaña ganadera ha aumentado de unos 9 millones de UG¹ en 1980 a más de 26 en 2020 (MAPA 2025)? Cambiando el modelo de producción, que ha pasado del extensivo al intensivo y que mayormente se orienta a la exportación, puesto que el consumo de carne ha ido disminuyendo paulatinamente desde los 62 kg per cápita de los años 80 (Delgado 2023) a los 41 de 2023 (MAPA 2023). Para ello la cabaña ganadera estabulada requiere del cultivo de cereales y soja para su alimentación, en lugar de aprovechar pastos y vegetación que las personas no pueden consumir directamente. A nivel global el 36 % de la producción de cereales (Cassidy *et al.* 2013) y el 75 % de la soja (WWF 2014) se utiliza para alimentación animal. En total, 6 millones de km² se cultivan para alimentar al ganado. La cifra, en contexto, resulta sorprendente: hay otros 8 millones de km² para producir alimentos que consumen los humanos directamente (Ritchie y Roser 2019).

Dentro de esta dinámica global, España destaca por haberse convertido en el primer productor de piensos de la Unión Europea (FEFAC 2023) (26.479 kt) y el segundo exportador a nivel mundial de porcino a China por un valor de 800 M€ en 2023, que tuvo su apogeo en 2020 (2534 M€, casi 3 Mt; MAPA 2024). ¿Qué tiene que ver con esto la desertificación? Para ello hay que indagar en el impacto del cultivo de la soja y los cereales que se utilizan para hacer los piensos que se consumen en nuestro país. Se ha estimado, considerando los datos de importación de soja procedente de Sudamérica, que para la primera década del siglo XXI se han reemplazado 1188 miles de hectáreas de ecosistemas primarios de gran valor ecológico por monocultivos de soja (Martínez-Valderrama *et al.* 2021). El bosque atlántico brasileño, la Amazonía, el Cerrado, el Chaco paraguayo y argentino son las principales víctimas. Se trata de algunos de los principales reservorios de biodiversidad de la Tierra, terrenos impenetrables donde la motosierra y los bulldozers han acabado con lugares prístinos para cultivar enormes extensiones de soja. Si nuestro enfoque, a la hora de evaluar la desertificación, se restringiese únicamente a España, las noticias serían mucho más halagüeñas. En ese mismo estudio, vemos que 7078 miles de

1. UG, unidades ganaderas equivalentes.



Figura IV.17.1. Ganado vacuno estabulado que se alimenta a base de piensos. Fotografía de Jaime Martínez Valderrama.

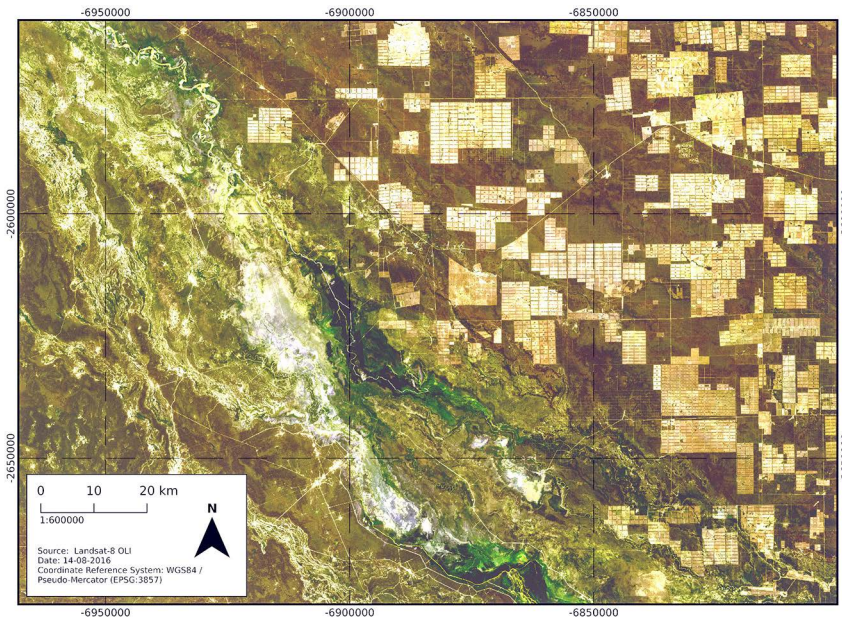


Figura IV.17.2. Los campos de soja que se exporta a Europa y Norteamérica han sustituido a los bosques secos del Chaco en Argentina y Paraguay, destruyendo hábitats de gran valor ecológico, lo que supone un enorme peaje en la biodiversidad de esta región. Fuente: NASA <https://earthobservatory.nasa.gov/images/92078/deforestation-in-paraguay>

hectáreas de potenciales zonas de pastoreo han mejorado su condición según los indicadores de la NDT. Esto es, han acumulado biomasa. En definitiva, resulta que la cabaña ganadera es la mayor de la historia y el bosque se está regenerando. El desajuste lo absorben los bosques primarios de Sudamérica.

Como vimos, no toda la carne que se produce en España se consume por sus habitantes. Una parte sustancial se exporta. En el caso del porcino, China se ha convertido en nuestro principal cliente. La peste porcina africana (otro coletazo de la globalización en la que estamos inmersos) colapsó su producción, y su creciente demanda interior se ha cubierto con los cerdos que España produce a partir de los piensos que utilizan la soja que se cultiva en Sudamérica. Así que, por un lado, importamos soja y exportamos degradación, y por otro exportamos cerdos e importamos la degradación que China hubiese generado criando cerdos.

¿Es la exportación de frutas y hortalizas un caso de importación de desertificación?

En España se concentra la principal zona de producción hortofrutícola de Europa. Gracias a las suaves temperaturas, la práctica ausencia de inviernos, las más de 3000 horas de luz solar, y las facilidades comerciales que otorga el hecho de pertenecer a la Unión Europea, el sureste ibérico se ha

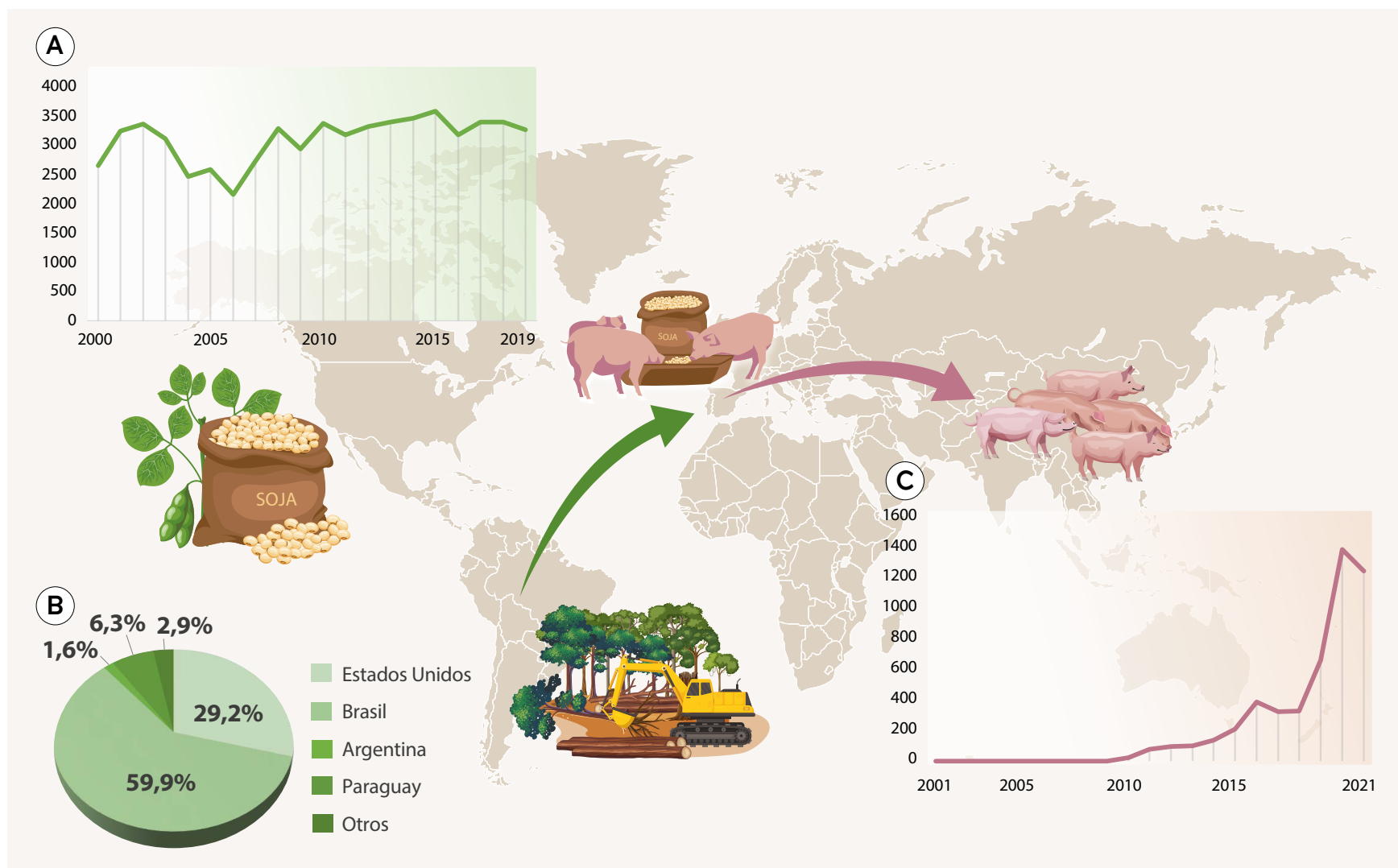


Figura IV.17.3. El consumo de carne de cerdo en China pone en liza un complejo entramado comercial. A. Soja importada por España desde distintos países, fundamentalmente del continente americano (ICEX 2020). B. Procedencia de la soja (Martínez-Valderrama *et al.* 2020 y 2021). C. Carne de cerdo exportada a China (European Commission 2025). Cifras en miles de toneladas.

convertido en un exportador de frutas y hortalizas de primer orden (Fundación Cajamar 2023; Lamo de Espinosa y Garrido 2024).

Podrían atribuirse los efectos ambientales colaterales de esta producción intensiva (Martínez-Valderrama *et al.*, 2023) –como la degradación cuantitativa y cualitativa de las masas de agua subterránea o la contaminación por plásticos– a los países que adquieren estas mercancías. Esto supondría, para España, una forma de «liberarse» de un grave problema de desertificación. Sin embargo, los beneficios comerciales asociados implican también asumir la responsabilidad por dichos impactos.

¿De quién es la «culpa»? La asignación de causalidades y responsabilidades es un espinoso asunto, pero la localización de la degradación no admite dudas. La desertificación, y más genéricamente la degradación de la tierra (puesto que la degradación traspasa las fronteras de la aridez en estas transferencias regionales), debe considerar las ramificaciones internacionales en la casuística del problema, pero no queda claro cómo repartir geográficamente la desertificación tras el teleacoplamiento propio de la era de la globalización.

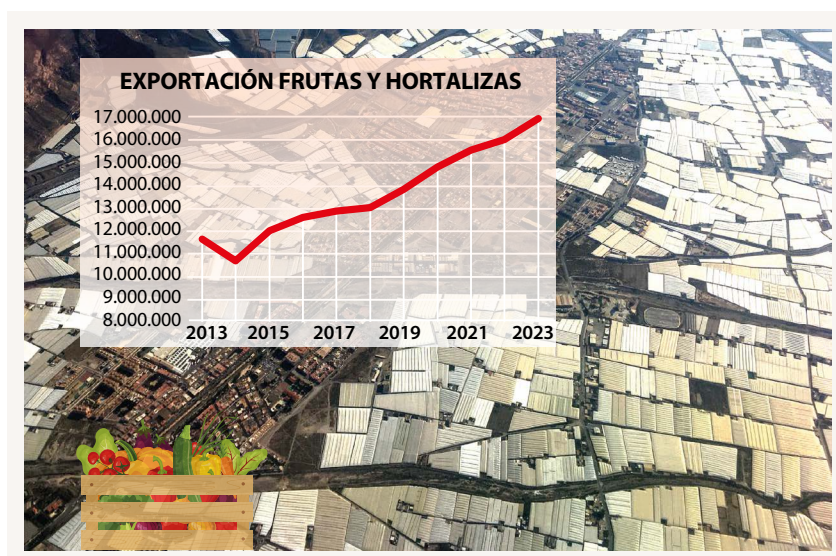


Figura IV.17.4. Tendencias de las exportaciones españolas de frutas y hortalizas (en miles de euros, [FEPEX 2024]), destinadas principalmente a los mercados europeos. Su producción conlleva una degradación significativa del territorio.

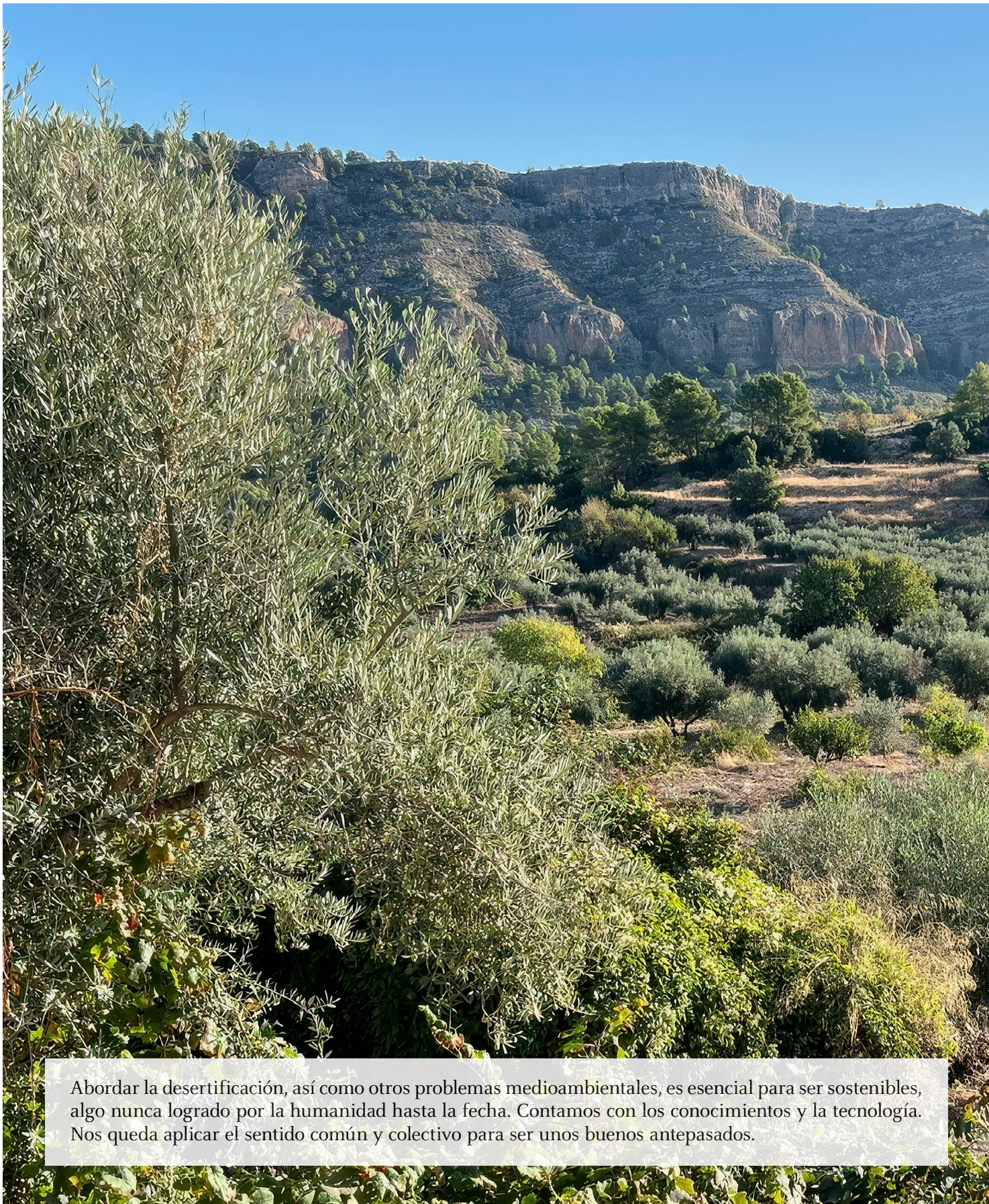
Referencias

- CASSIDY, E.S., WEST, P.C., GERBER, J.S., y FOLEY, J.A. (2013) Redefining agricultural yields: From tonnes to people nourished per hectare. *Environ. Res. Lett.*, 8 (3), 034015.
- COWIE, A.L., ORR, B.J., CASTILLO SÁNCHEZ, V.M., CHASEK, P., CROSSMAN, N.D., ERLEWEIN, A., LOUWAGIE, G., MARON, M., METTERNICHT, G.I., MINELLI, S., TENGBERG, A.E., WALTER, S., y WELTON, S. (2018) Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environ. Sci. Policy*, 79, 25-35.
- DELGADO, P. (2023) From Affluence to Processed Food: Meat Consumption in Spain from 1950 to the present. *Hist. Agrar. Rev. Agric. e Hist. Rural*, 91, 223-253.
- European Commission (2025) Pigmeat trade. Disponible en: <https://agridata.ec.europa.eu/extensions/DashboardPigmeat/PigmeatTrade.html>
- FEFAC (The European Feed Manufacturers' Federation) (2023) Feed and Food 2023. Disponible en: https://fefac.eu/wp-content/uploads/2024/03/FF_2023.pdf
- FEPEX (2024) Exportación/importación españolas de frutas y hortalizas. Federación Española de Asociaciones de Productores Exportadores de Frutas, Hortalizas, Flores y Plantas vivas. Disponible en: <https://www.fepex.es/datos-del-sector/exportacion-importacion-española-frutas-hortaliza>
- Fundación Cajamar (2023) Análisis de campaña hortofrutícola de Almería 2001-2022.
- ICEX (Instituto de Comercio Exterior) (2020) Estadísticas Españolas de Comercio Español (ESTACOM). Disponible en: <https://www.icex.es/icex/es/navegacion-principal/todos-nuestros-servicios/informacion-de-mercados/estadisticas/index.html>
- LAMO DE ESPINOSA, J., y GARRIDO, A. (2024) Regadío y seguridad alimentaria. La situación en España, Cajamar Caja Rural, Almería, España.
- LI, M., JIA, N., LENZEN, M., MALIK, A., WEI, L., JIN, Y., y RAUBENHEIMER, D. (2022) Global food-miles account for nearly 20 % of total food-systems emissions. *Nat. Food*, 3 (6), 445-453.
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación) (2025) Anuario de Estadística Agroalimentaria. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/>
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación) (2024) Análisis del Comercio Exterior – Informe Bilateral China 2023.
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación) (2023) Informe del Consumo Alimentario en España. Madrid.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., OLCINA, J., GARTZIA, R., GUIRADO, E., IBÁÑEZ, J., y MAESTRE, F.T. (2023) Uberizing agriculture in drylands: A few enriched, everyone endangered. *Water Resour. Manag.*, 38, 193-214.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., SANJUÁN, M.E., BARRIO, G., GUIRADO, E., RUIZ, A., y MAESTRE, F.T. (2021) Mediterranean Landscape Re-Greening at the Expense of South American Agricultural Expansion. *Land*, 10 (2), 204.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., SANJUÁN, M.E., DEL BARRIO, G., GUIRADO, E., RUIZ, A., y MAESTRE, F.T. (2020) Data on the re-greening of Spain's landscape and the deforestation of South America due to the expansion of soya fields (2000-2010). Figshare. Disponible en: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.13134977.v1>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., IBÁÑEZ, J., DEL BARRIO, G., SANJUÁN, M.E., ALCALÁ, F.J., MARTÍNEZ-VICENTE, S., RUIZ, A., y PUIGDEFÁBREGAS, J. (2016) Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Sci. Total Environ.*, 563-564, 169-178.
- ORR, B.J., COWIE, A.L., CASTILLO, V.M., SANCHEZ, P., CHASEK, N.D., CROSSMAN, ERLEWEIN, A., LOUWAGIE, G., MARON, M., METTERNICHT, G.I., MINELLI, S., TENGBERG, A.E., WALTER, S., y WELTON, S. (2017) Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. A report of the Science-Policy Interface. United Nations Conv. to Combat Desertif. – UNCCD.
- YU, Y., FENG, K., y HUBACEK, K. (2013) Tele-connecting local consumption to global land use. *Glob. Environ. Chang.*, 23 (5), 1178-1186.
- WWF (World Wildlife Fund) (2014) The Growth of Soy: Impacts and Solutions.
- RITCHIE, H., y ROSER, M. (2019) Half of the world's habitable land is used for agriculture. Our World Data. Disponible en: <https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture>.

V. CONCLUSIONES

*Trata bien a la Tierra: no te la han dado tus padres;
te la han prestado tus hijos*

Proverbio keniaata



Abordar la desertificación, así como otros problemas medioambientales, es esencial para ser sostenibles, algo nunca logrado por la humanidad hasta la fecha. Contamos con los conocimientos y la tecnología. Nos queda aplicar el sentido común y colectivo para ser unos buenos antepasados.

Conclusiones

En la era de internet, del *big data* y de la inteligencia artificial tenemos a nuestra disposición un enorme volumen de información de todo tipo. Para procesarla y entenderlas cada vez hay más herramientas y mejor *hardware*. Una de las maneras de presentar todos esos datos puede ser mediante mapas. Paradójicamente, no hay mapas de desertificación aceptados por la comunidad científica, uno de los problemas más acuciantes de nuestro tiempo y la principal amenaza de las tierras secas o zonas áridas, que en nuestro país no dejan de extenderse y ya cubren más del 60 % del territorio y en las que viven 4 de cada 5 habitantes.

En realidad, existen muchos mapas de desertificación y de variables relacionadas con este grave proceso de degradación. Pero hay un importante obstáculo que ha impedido su consolidación: la dificultad para comprender y conceptualizar este fenómeno.

Este *Atlas* es una propuesta para superar las controversias y ambigüedades que rodean a la desertificación. Para ello, se presentan tres propuestas que sustancian las principales secciones de este volumen. En primer lugar, se han seleccionado más de sesenta mapas divididos en seis secciones temáticas que conforman un relato ordenado de los múltiples aspectos relacionados con la desertificación. Con ello se ha ampliado el ámbito con el que tradicionalmente se ha relacionado la desertificación, la degradación del suelo, considerando, además, otros tres recursos esenciales del territorio, como son el agua, la cubierta forestal y la biodiversidad. Además, se ha hecho especial hincapié en el contexto climático en el que transcurren los procesos de desertificación, que son las zonas áridas. Este es uno de los aspectos más confusos de la desertificación, pues se equipara aridez con degradación y, además, en español el término «árido» se confunde con una de las categorías de aridez. Por coherencia con la nomenclatura habitualmente utilizada, se ha mantenido la expresión «zonas áridas» para referirnos a las *drylands*, cuya traducción literal sería «tierras secas». Finalmente, la cartografía temática auspicia una sección dedicada a la sociedad, en la que se intenta retratar el impacto de una sociedad eminentemente urbana desconectada de la naturaleza y el campo. Ese es, a nuestro entender, uno de los principales escollos a resolver para implementar soluciones verdaderamente efectivas.

La segunda propuesta es la verdaderamente innovadora y núcleo de este proyecto de investigación. Teniendo en cuenta las críticas que se han hecho a los mapas de desertificación elaborados hasta la fecha, y aplicando el nuevo paradigma de la convergencia de evidencias, se ha implementado un método de inteligencia artificial que ha «aprendido» de las evidencias oficiales de degradación en España, las ha ligado a una serie de predictores, y con ello ha obtenido un mapa de probabilidad de degradación. Un subconjunto de este mapa es el mapa de probabilidad de desertificación, que se refiere, siguiendo la definición de desertificación de la CNLUD, a la degradación de las zonas áridas (o tierras secas). Las cifras que hemos obtenido pueden parecer sorprendentemente altas considerando el dato anterior de degradación con carácter oficial, que era de un 20 % del territorio. Dicha cifra está en el orden de magnitud de otras metodologías implementadas a nivel global. Sin embargo, el mapa producido en este proyecto arroja cifras superiores al 40 %, es decir, más del doble. Si solo miramos las zonas áridas y, por ende, hablamos de desertificación, el porcentaje se dispara al 60 %. Esta cifra, sin embargo, no debe sorprendernos. Recordemos lo señalado anteriormente: en general, cuando se ha evaluado la desertificación, se ha

prestado atención fundamentalmente a la degradación del suelo (confusión derivada de traducir el término *land*, en la definición original de la CNLUD, por suelo, en lugar de por territorio). Una de las señas de identidad de este *Atlas* es la consideración explícita de los recursos hídricos. Eso hace que, por ejemplo, una zona que aparentemente pueda tener buen estado se considere degradada al tener en profundidad una masa de agua subterránea deteriorada. Al incluir esta condición del territorio, la degradación aumenta. El mal estado de muchos de nuestros acuíferos y humedales justifica las cifras de degradación y desertificación presentadas.

Los mapas presentados, aunque imperfectos y sujetos a debate en la comunidad científica a partir de ahora, buscan ofrecer una referencia útil ante el vacío cartográfico existente en esta cuestión. El proceso ha revelado limitaciones conceptuales y operativas, especialmente en torno a la definición de degradación, su escala y la referencia temporal para evaluar su severidad. Estas decisiones implican inevitablemente cierta subjetividad, que se han hecho explícitas siguiendo un método científico. El resultado no es una verdad absoluta, sino una propuesta robusta, siempre mejorable con nueva información e investigación.

El tercer pilar, de carácter más narrativo y multidisciplinar, presenta dieciséis casos de estudio de la mano de más de veinte expertos en diversas materias relacionadas con la desertificación. A través de ellos hemos podido entender que hay fenómenos y situaciones muy alejadas del problema de la desertificación, pero que tienen lugar en las zonas áridas, y que hay una serie de «paisajes de desertificación», recogidos en el PAND de 2008 y en la reciente ENLD, que a pesar de generar empleo y riqueza suponen el deterioro en muchos casos irreversible de nuestros preciados recursos naturales. Entre medias hay una amplia gama de situaciones que algunos toman por desertificación y otros por regeneración y que, en realidad, presentan un estado latente que puede desencadenar cualquiera de las dos dinámicas en función de un contexto que es cambiante. Esta parte del *Atlas* demuestra la complejidad del fenómeno que se analiza y cualquier intento por simplificarlo en un llamativo titular es un craso error.

En *La sociedad del cansancio*, el filósofo surcoreano Byung-Chul Han (2015) plantea un cambio de paradigma fundamental entre los siglos XX y XXI. Según su análisis, hemos pasado de una sociedad disciplinaria a una sociedad del rendimiento, donde la presión no proviene de la represión externa, sino de la autoexigencia de producir, optimizar y alcanzar objetivos. Aunque Han no aborda la desertificación —ni se refiere a ninguna cuestión medioambiental—, su planteamiento inicial resulta útil para nuestro propósito: comprender los orígenes de un problema para poder enfrentarlo de manera adecuada.

Han sostiene que las sociedades tradicionales operaban bajo un paradigma inmunológico, definiéndose frente a lo extraño, lo ajeno o lo hostil. La enfermedad llegaba desde fuera (virus, bacterias, enemigos) y, frente a ello, se erigían defensas físicas e ideológicas (murallas verdes para contener el desierto en el contexto de la desertificación). En contraste, la sociedad neoliberal y postmoderna funciona bajo un paradigma neuronal, en el que el daño surge crecientemente desde dentro.

El propio título de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) encaja en esta lógica inmunológica. El término

«lucha» presupone un enemigo externo, concibiendo la desertificación como una fuerza ajena contra la que hay que combatir mediante barreras, repoblaciones o infraestructuras hidráulicas que compensen la supuesta «injusticia» climática. Sin embargo, si adoptamos el giro propuesto por Han, lo relevante es atender a las dinámicas internas: la desertificación no se debe únicamente a la aridez o a las sequías, sino, sobre todo, a la gestión del territorio que puede predisponerlo al colapso o a la adaptación.

Desde esta perspectiva, fenómenos como la «escasez de agua» deben interpretarse no tanto como un descenso absoluto de la disponibilidad, sino como una consecuencia del aumento desmedido de la demanda. Frente a la retirada temporal de la naturaleza, la sociedad responde exigiendo más, intensificando así la presión sobre los ecosistemas. Nuestra tendencia a convertir cada reto en un desafío tecnológico genera soluciones parciales, pero también una creciente estela de degradación ambiental.

Este *Atlas* subraya la enorme complejidad de la desertificación, un proceso que a menudo comienza como una fase de desarrollo económico. Vivimos, como señala Han, en la era del cansancio y el agotamiento, pero también en la era de la simplificación excesiva, en la que la comunicación apresurada fomenta malentendidos y dificulta construir diagnósticos sólidos. Desertificación no significa la expansión de los desiertos –como repiten ciertos titulares alarmistas– ni puede resolverse con medidas simplistas como plantar árboles en zonas áridas extremas. Es, en realidad, el resultado de prácticas de uso del suelo desajustadas respecto a las condiciones naturales de cada territorio.

Entender el problema en toda su complejidad exige también mirar hacia las soluciones. En este sentido, los principios de la neutralidad en la degradación de tierras (NDT) ofrecen un marco orientador: estabilizar los niveles de degradación ambiental en los valores de 2015. Ello implica, primero, reconocer que nuestro modelo de vida contribuye a la degradación; y segundo, compensar ese daño a través de cambios profundos en la producción y el consumo. Más allá de la restauración ecológica, se trata de un reto ético y cultural, quizá mayor que el puramente tecnológico.

Más específicamente, urge reconstruir nuestra conexión emocional con la naturaleza. No se puede apreciar y cuidar lo que no se conoce. La conexión emocional con la naturaleza fue estudiada por uno de nuestros ecólogos más brillantes, Fernando González Bernáldez. En su libro *Invitación a la ecología humana: La adaptación afectiva al entorno*, Bernáldez desarrolló las bases teóricas sobre la adaptación emocional a la naturaleza, postulando que una parte del origen de nuestros procesos cognitivos y emocionales relacionados con la percepción del paisaje derivan de la historia ecológica de nuestra especie.

La cuestión no es tan sencilla. A medida que el medio ambiente se va deteriorando, poco a poco nos acostumbramos a vivir en peores condiciones sin darnos cuenta. Cada generación crece pensando que el estado del entorno en el que vive es el «normal», porque no ha conocido cómo era antes. Así, lo que para sus abuelos habría sido una situación preocupante, para ellos es simplemente lo habitual. A este fenómeno psicológico y social se le llama síndrome de la línea base cambiante (*shifting baseline syndrome*, en inglés). Es uno de los grandes obstáculos para proteger el medio ambiente, porque, si no somos conscientes de lo que hemos perdido, difícilmente lucharemos por recuperarlo. Así que no basta con darse una vuelta por el campo o la montaña, cuestión siempre recomendable, sino entender que muchas de las cosas que perdemos ya no vuelven.

Afrontar la desertificación –como otras crisis ambientales contemporáneas– requiere, en última instancia, una transformación de valores y una comprensión más profunda de los socioecosistemas en los que vivimos. Este libro aspira a contribuir, modestamente, a ese desafío colectivo.

Por último, es necesario advertir que estamos ante un documento «vivo». Cada segundo los satélites nos envían nuevos datos. La elaboración, procesamiento y entendimiento de esa información es nueva información. En este *Atlas* hemos intentado sentar las bases para comprender que la desertificación es un fenómeno complejo, que tiene que ver con nuestra relación con el medio natural, con nuestra supervivencia y bienestar, y que señalar en un mapa dónde ocurre es esencial para abordarlo.

Agradecimientos

Para abordar la temática de este *Atlas*, de carácter multidisciplinar, ha sido necesario un esfuerzo compartido. Por ello es necesario agradecer la buena disposición y las ganas de colaborar de multitud de científicos involucrados en el desarrollo de este proyecto, que han contribuido de diversas formas: escribiendo textos, revisando metodologías, aportando ideas y animando el proceso.

También es necesario agradecer el trabajo administrativo que se ha llevado a cabo, que ha sido la base para formalizar contratos y llevar al mundo real una idea.

Por último, los investigadores de este proyecto dan las gracias a la Fundación Biodiversidad por su financiación y a las personas que desde esta institución han contribuido a su desarrollo, resolviendo dudas y orientando procesos.

 PUBLICACIONS
UNIVERSITAT D'ALACANT

 Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



<https://publicaciones.ua.es>