



9340

**ENCINARES DE *QUERCUS ILEX*
Y *QUERCUS ROTUNDIFOLIA***

AUTORES

Ferrán Rodà, Jordi Vayreda y Miquel Ninyerola

Esta ficha forma parte de la publicación **Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España**, promovida por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo.

Realización y producción



Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo y Francisco Melado Morillo.

Coordinación técnica

Juan Carlos Simón Zarzoso.

Colaboradores

Presentación general: Roberto Matellanes Ferreras y Ramón Martínez Torres. Edición: Cristina Hidalgo Romero, Juan Párbole Montes, Sara Mora Vicente, Rut Sánchez de Dios, Juan García Montero, Patricia Vera Bravo, Antonio José Gil Martínez y Patricia Navarro Huercio. Asesores: Íñigo Vázquez-Dodero Estevan y Ricardo García Moral.

Diseño y maquetación

Diseño y confección de la maqueta: Marta Munguía.

Maquetación: Do-It, Soluciones Creativas.

Agradecimientos

A todos los participantes en la elaboración de las fichas por su esfuerzo, y especialmente a Antonio Camacho, Javier Gracia, Antonio Martínez Cortizas, Augusto Pérez Alberti y Fernando Valladares, por su especial dedicación y apoyo a la dirección y a la coordinación general y técnica del proyecto.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la **Dirección General de Medio Natural y Política Forestal** (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

La coordinación general del grupo 9 ha sido encargada a la siguiente institución

Asociación Española de Ecología Terrestre



Autores: Ferran Rodà¹, Jordi Vayreda² y Miquel Ninyerola³.

¹Univ. de Barcelona, ²Centre de Recerca Ecològica y Aplicacions Forestals (CREAF), ³Univ. Autònoma de Barcelona.

Colaboraciones específicas relacionadas con los grupos de especies:

Invertebrados: Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante). José Ramón Verdú Faraco, M.^a Ángeles Marcos García, Estefanía Micó Balaguer, Catherine Numa Valdez y Eduardo Galante Patiño.

Anfibios y reptiles: Asociación Herpetológica Española (AHE). Jaime Bosch Pérez, Miguel Ángel Carretero Fernández, Ana Cristina Andreu Rubio y Enrique Ayllón López.

Aves: Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Juan Carlos del Moral (coordinador-revisor), David Palomino, Blas Molina y Ana Bermejo (colaboradores-autores).

Mamíferos: Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Francisco José García, Luis Javier Palomo (coordinadores-revisores), Roque Belenguer, Ernesto Díaz, Javier Morales y Carmen Yuste (colaboradores-autores).

Plantas: Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP). Jaime Güemes Heras, Álvaro Bueno Sánchez (directores), Reyes Álvarez Vergel (coordinadora general) y Francisco Amich García (coordinador regional y colaborador-autor).

Colaboración específica relacionada con suelos:

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). María Ángeles Rozas y Octavio Artieda Cabello.

Fotografía de portada: M. Ladero.

A efectos bibliográficos la obra completa debe citarse como sigue:

VV.AA., 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

A efectos bibliográficos esta ficha debe citarse como sigue:

RODÀ, F., VAYREDA, J. & NINYEROLA, M., 2009. 9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 94 p.

Primera edición, 2009.

Edita: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica.
Centro de Publicaciones.

NIPO: 770-09-093-X

ISBN: 978-84-491-0911-9

Depósito legal: M-22417-2009

1. PRESENTACIÓN GENERAL	7
1.1. Código y nombre	7
1.2. Definición	7
1.3. Descripción	8
1.4. Problemas de interpretación	9
1.5. Esquema sintaxonómico	11
1.6. Distribución geográfica	12
2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	19
2.1. Regiones naturales	19
2.2. Factores biofísicos de control	21
2.3. Subtipos	24
2.4. Especies de los Anexos II, IV y V	26
2.5. Exigencias ecológicas	30
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	41
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	41
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas	47
3.3. Evaluación de la estructura y función	50
3.3.1. Factores, variables y/o índices	50
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	56
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	57
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	59
3.5. Evaluación del conjunto del estado de conservación	61
4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	63
5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	65
5.1. Bienes y servicios	65
5.2. Líneas prioritarias de investigación	65
6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA	67
Anexo 1: Información complementaria sobre especies	71
Anexo 2: Información edafológica complementaria	83



1. PRESENTACIÓN GENERAL

1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*

1.2. DEFINICIÓN

Nota taxonómica y nomenclatural

El nombre oficial del tipo de hábitat asigna rango específico a lo que, en el presente trabajo y siguiendo el criterio de Flora Ibérica (Amaral Franco, 1983) se considerarán subespecies: *Quercus ilex* subsp. *ballota* (= *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* = *Quercus rotundifolia*), y *Quercus ilex* subsp. *ilex* (= *Quercus ilex* en sentido estricto). *Quercus ilex* subsp. *ballota* es la carrasca o encina castellana o encina de hoja ancha. *Quercus ilex* subsp. *ilex* es la alsina o encina de hoja estrecha. Si no se especifica lo contrario, en este trabajo el término encina o encinas se aplicará a *Quercus ilex* en sentido amplio, o a una de sus subespecies. Análogamente, el término encinar se utilizará para designar bosques de *Quercus ilex* en sentido amplio o de cualquiera de sus subespecies. Carrascal designa específicamente los bosques de *Quercus ilex* subsp. *ballota*, y alsinar los de *Quercus ilex* subsp. *ilex*.

Exclusión de las dehesas

Es importante recalcar que el tipo de hábitat 9340 no incluye las dehesas de encina, que se incluyen en un tipo de hábitat aparte (6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp). A menos de que se especifique lo contrario, todos los contenidos de este trabajo se refieren a los encinares con exclusión de los encinares adherados.

Sobre los subtipos oficiales del tipo de hábitat

La definición del tipo de hábitat 9340 utilizada por la Unión Europea (Comisión Europea, 2003) reza Bosques dominados por *Quercus ilex* (sub *Quercus ilex* o

Código y nombre del tipo de hábitat en el anexo 1 de la Directiva 92/43/CEE

9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*

Definición del tipo de hábitat según el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea (EUR25, octubre 2003)

Bosques dominados por *Quercus ilex* o *Q. rotundifolia*, frecuente, aunque no necesariamente, calcícolas.

Subtipos:

45.31 – Encinares meso-mediterráneos: Formaciones meso-mediterráneas ricas, que penetran localmente, normalmente en zonas de fondos de valle, en el piso termomediterráneo.

Frecuentemente aparecen como matorrales arborescentes (32.11) en fases de degradación, y al igual que algunos de los tipos que se citan a continuación no deben interpretarse igual que los bosques de encinas bien desarrollados que se incluyen bajo el código 45; éstos no deben ser incluidos en dicho código, tanto por realizar una adecuada asignación del 32.11, como porque existen posibilidades de restauración.

45.32 – Encinares supra-mediterráneos: Formaciones del piso supra-mediterráneo, frecuentemente mezcladas con robles caducifolios, arces (*Acer* spp.) u *Ostrya carpinifolia*.

45.33 – Encinares aquitanios.

Enclaves aislados dominados por *Q. ilex* que son una facies de los bosques mixtos sobre dunas de pino y encina.

45.34 – Bosques de *Quercus rotundifolia* (encinares o carrascales): Bosques ibéricos de carrascales o encinas (*Q. rotundifolia*).

Generalmente, incluso en los estados maduros, menos elevadas, lujuriantes y algo más secas que los encinares cantábricos maduros que forma el cercano taxón *Q. ilex*. Frecuentemente aparecen degradados, dando lugar a formaciones abiertas y matorrales arborescentes. Las especies características en el sotobosques son *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia terebinthus*, *Rubia peregrina*, *Jasminum fruticans*, *Smilax aspera*, *Lonicera etrusca*, *L. implexa*.

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Habitat Classification 200410

G 2.1 English name: Mediterranean evergreen Quercus.

Palaeartic Habitat Classification 1996

45.3 Holm-oak forest

Q. rotundifolia). Dicha definición oficial añade: «a menudo, pero no necesariamente, calcícolas»; esta segunda parte de la definición es obvia puesto que la encina es en general indiferente a la naturaleza del substrato y existen amplias extensiones de encinares tanto sobre suelos calizos como sobre suelos silíceos¹.

El *Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea* reconoce cuatro subtipos del tipo de hábitat 9340, tres de los cuales se encuentran en España. Son los siguientes, con el texto explicativo del manual entre comillas:

Subtipos:

45.31 Encinares mesomediterráneos

«Formaciones mesomediterráneas ricas, que penetran localmente en el piso termomediterráneo [...] Se encuentran a menudo degradados a matorral arborescente [...]» No se explica qué se entiende por ricas. Probablemente, debe entenderse que son bosques con un número (relativamente) alto de especies vegetales.

45.32 Encinares supramediterráneos

«Formaciones supramediterráneas de encinas, a menudo mezcladas con árboles caducifolios como robles, *Acer* spp. [...]». Aunque se da esta mezcla con caducifolios, en muchos encinares supramediterráneos españoles los caducifolios escasean o faltan totalmente.

45.34 Woodland de *Quercus rotundifolia*

«Comunidades forestales ibéricas dominadas por *Q. rotundifolia*. Generalmente, incluso en estado de madurez, más bajas, más secas y menos exuberantes que los bosques completamente desarrollados que puede constituir la estrechamente relacionada *Q. ilex*². Muy a menudo degradadas a formaciones arboladas abiertas o incluso a matorral arborescente. Especies características del sotobosque son: *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia terebinthus*, *Rubia peregrina*, *Jasminum fruticans*, *Smilax aspera*, *Lonicera etrusca*, *Lonicera implexa*.»

1.3. DESCRIPCIÓN

Adaptación de la descripción publicada en *Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica* (Bartolomé et al., 2005):

Son los bosques dominantes de la Iberia mediterránea presentes en casi toda la Península y en Baleares. Aparecen también de manera localizada, en la Iberia húmeda del norte y en el sureste semiárido (Blanco et al., 1997, Ferreras, 1987, Rivas-Martínez, 1987).

La encina castellana o de hoja ancha o carrasca (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) vive en todo tipo de suelos hasta los 1.800-2.000 m de altitud. Con precipitaciones inferiores a 350-400 mm es reemplazada por formaciones arbustivas o de coníferas xerófilas (valle del Ebro, Levante, Sureste). Cuando aumenta la humedad es sustituida por bosques caducifolios o marcescentes o por alcornoques. La alsina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*) crece en climas suaves del litoral catalán y balear y, de manera localizada, en las costas cantábricas. Los encinares de las zonas litorales cálidas (termomediterráneos) debieron ser bosques densos con arbustos termófilos como *Myrtus communis*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Rhamnus oleoides*, etc., y lianas (*Smilax*, *Tamus*, *Rubia*, etc.), aunque quedan pocos bien conservados. En el clima más o menos suave de Extremadura, los encinares son aún diversos, con madroños y plantas comunes con los alcornoques.

Los carrascales continentales meseteños son los más pobres, con *Juniperus* spp. y algunas hierbas forestales. Sobre suelos ácidos llevan una orla de leguminosas (*Retama*, *Cytisus*, etc.) y un matorral de *Cistus*, *Halimium*, *Lavandula*, *Thymus*, etc., mientras que los de suelos básicos llevan un matorral bajo de *Genista*, *Erinacea*, *Thymus*, *Lavandula*, *Satureja*, etc. Los carrascales béticos de media montaña, estructuralmente parecidos a los continentales, se caracterizan por la abundancia de elementos meridionales como *Berberis vulgaris* subsp. *australis*. Los carrascales más septentrionales llevan *Spiraea hypericifolia*, *Buxus sempervirens*, etc. Los alsinares litorales (mesomediterráneos) pueden ser bosques intrincados de aspecto subtropical, con arbustos termófilos y abundantes lianas. Los alsinares montanos (supramediterráneos) tienen un sotobosque menos intrin-

¹ Siguiendo la costumbre en la bibliografía española, se utilizará la expresión silíceo tanto para indicar las rocas o suelos propiamente silíceos (por ejemplo, los suelos derivados de cuarcitas) como los silicatados (por ejemplo, los derivados de pizarras o granodioritas).

² El *Manual de interpretación de Hábitats de la Unión Europea* utiliza *Quercus ilex* en sentido estricto, es decir, refiriéndose a *Quercus ilex* subsp. *ilex*.

cado, con pérdida de lianas y de especies termófilas pero con más presencia de especies eurosiberianas.

La fauna de los encinares es muy variable, según la estructura de la masa forestal, el mosaico local de ecosistemas, y el tipo de clima. En encinares de espesura media o elevada pueden ser abundantes las siguientes especies: jabalí, corzo, gineta, garduña, tejón, ratón de campo, lirón careto, gavilán, azor, cárabo, paloma torcaz, arrendajo, mirlo, agateador común, mito, reyezuelo listado, etc. La presencia de reptiles se ve limitada por la densa sombra de estos encinares. En encinares más abiertos y en mosaicos de encinar con otros tipos de ecosistemas (roquedales, matorrales, pastizales, cultivos), pueden encontrarse muchas de las especies anteriores y, además, lobo, ciervo, gamo, cabra montés, conejo, águila imperial ibérica, águila perdicera, águila culebrera, ratonero, tórtola común, totovía, alcaudón común, curruca rabilarga, rabilargo, culebra bastarda, etc.

La fauna de invertebrados de los encinares puede ser rica. Por ejemplo, en los encinares cantábricos y tipos de hábitat vecinos de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se detectaron 195 especies de coleópteros fitófagos (Ugarte, 2005), pese que no se estudiaron todas las familias de coleópteros. Hay muchas especies de insectos que producen agallas (zoocidios) sobre la encina, o que viven asociados a dichas agallas. Así, se conocen en España, sobre encina, 18 especies de cinípidos (himenópteros formadores de agallas), y 23 especies de calcidoideos (himenópteros parasitoides) asociados a estas agallas³. También puede ser rica la fauna de arañas (Espuny, 1992).

1.4. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

Problemas con la definición

La definición oficial del tipo de hábitat habla de bosques dominados por encinas. Para hacer operativa esta definición sería necesario especificar qué se entiende por bosque y qué se entiende por dominado.

La definición de bosque no es sencilla (ver, por ejemplo, la extensa definición de la FAO (2001, pág. 363), y menos en un contexto mediterráneo donde

las transiciones y mosaicos entre bosques, maquias, matorrales y pastos herbáceos (más o menos arbolados) son más la regla que la excepción. Para separar los bosques de los otros tipos de hábitat es necesario especificar, por lo menos: 1) la extensión mínima que debe tener una zona arbolada para poder considerarla bosque; 2) la espesura mínima del arbolado (sea en términos de recubrimiento de copas o fracción de cabida cubierta, y/o de área basal o basimétrica); 3) la altura mínima que deben tener los vegetales leñosos dominantes para ser considerados árboles (una complicación adicional es que esta altura mínima es mejor referirla no a la altura actual sino a la altura que habitualmente alcanza la especie en las condiciones del lugar, es decir, un lugar donde las encinas sean rebrotes de 50 cm de alto producidos tras un incendio reciente puede (más bien debe) considerarse un encinar, ya que su escaso porte es meramente una fase dinámica del bosque. En cambio, un lugar en que por limitaciones edáficas o climáticas la encina no supere los 3 m de alto es dudosamente un bosque de encinas); y 4) el uso del suelo dominante, puesto que si el uso dominante es agrícola o urbano puede que el lugar no se considere bosque a pesar de que el arbolado reúna las condiciones anteriores.

El criterio de dominancia que menciona la definición debe concretarse especificando: 1) si la dominancia se refiere a altura de los árboles, a recubrimiento de copas, a área basal, o a densidad de pies; y 2) el umbral cuantitativo para considerar que la especie dominante es la encina (es decir, si se requiere que la encina contribuya >50% u otro porcentaje de la variable utilizada para expresar la dominancia, o si sólo se requiere que la encina sea la especie arbórea que más contribuya a dicha variable).

Problemas con los subtipos reconocidos en la definición

Tres de los subtipos de encinares reconocidos en la definición oficial del tipo de hábitat están presentes en España (ver más arriba). Del tercero de ellos 45.34. Woodlands de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (sub *Quercus rotundifolia*) se da una definición ambigua al no definir qué se entiende por *woodland* y qué por *forest*. Estos términos se utilizan en la bibliografía con diversos significados. Por el contexto y por el resto de la definición, se interpreta que aquí *woodland*

³ Fuente: José Luis Nieves Aldrey, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC.

se utiliza en el sentido de formación arbolada abierta, aunque no se cuantifica la diferencia en densidad de arbolado respecto al *forest* de encinas (subtipos 45.31 y 45.32). Tampoco parece muy consistente que en los bosques de encinas se diferencien entre los mesomediterráneos y los supramediterráneos pero que no se haga la misma distinción para los *woodlands*, cuando formaciones arboladas abiertas de carrascales se dan en ambos pisos bioclimáticos. Finalmente, en la definición del subtipo 45.34 estaría bien explicitar que no se incluyen los encinares adehesados, que también son *woodlands* de, a menudo, *Quercus ilex* subsp. *ballota* pero que se consideran un tipo de hábitat aparte. En la redacción actual, el lector debe deducir esta exclusión porque las especies que se citan como características del sotobosque del subtipo 45.34 son arbustivas.

Problemas con la heterogeneidad del tipo de hábitat

De más calado son los problemas que pueden derivarse de la enorme heterogeneidad que se da dentro de los encinares. Pocos tipos de hábitat tienen un rango climático, edáfico, geográfico, y de historia de usos tan amplio como los encinares. Inevitablemente, esto conlleva una enorme variación en las estructuras de la masa, los procesos ecológicos (por ejemplo, dinámicas regenerativas) y en la composición biótica. Puede ser difícil seleccionar criterios o índices del estado de conservación que sean aplicables a todos los tipos de encinar. De hecho, sorprende que en el listado de los tipos de hábitat de interés comunitario de la Unión Europea figuren cinco tipos de hayedo, mientras que todos los encinares no adehesados se agrupan en un solo tipo.

Es difícil hacer un balance de las ventajas e inconvenientes que implicaría dividir el tipo de hábitat 9340 (encinares) en varios tipos de hábitat. En caso de que se considerase conveniente dividirlo, un posible criterio es el fitosociológico, a nivel de alianza o subalianza. El nivel de asociación sería excesivo puesto que solo en España se reconocen 24 asociaciones de encinares (ver apartado de subtipos). El criterio fitosociológico tiene diversas ventajas: 1) es coherente con el criterio general seguido en la tipología de hábitat de la Directiva de Hábitats; 2) resume patrones de variación de la composición florística; 3) las alianzas y subalianzas hacen referencia explícita, a menudo, a los rangos de clima y suelos abarcados por el tipo de

hábitat; y 4) en el caso de los encinares, se diferencian los alsinares de los carrascales, que son tipos de bosque claramente distintos no sólo por su cortejo florístico sino también por su ecología y su biogeografía.

Una posibilidad sería dividir los encinares en cuatro tipos de hábitat:

1. Alsinares de la subalianza *Quercenion ilicis*: mesomediterráneos, supramediterráneos y cántabro-atlánticos.
2. Carrascales de la subalianza *Quercenion rotundifoliae*: meso y supramediterráneos, y orocantábricos, sobre suelos generalmente ricos en bases.
3. Carrascales de la alianza *Quercion broteroi*: mesomediterráneos a supramediterráneo-inferiores, sobre suelos generalmente pobres en bases.
4. Carrascales de la alianza *Quercion rotundifoliae-Oleion sylvestris*: termomediterráneos.

Evidentemente, también podría reducirse esta división a tres tipos, utilizando sólo el nivel de alianza y fusionando por lo tanto las dos primeras subalianzas, las cuales pertenecen ambas a la alianza *Quercion ilicis*. Sin embargo, se perdería así la distinción entre alsinares (bosques de *Quercus ilex* subsp. *ilex*) y carrascales (bosques de *Quercus ilex* subsp. *ballota*).

Desde el punto de vista de la conservación, es deseable que la interpretación de los encinares como tipo de hábitat sea lo más amplia posible, para aumentar la protección que conlleva la categoría de tipo de hábitat de interés comunitario. Así, no interesa proceder a la división de este tipo de hábitat a menos que pueda asignarse a todos los tipos de hábitat resultantes la misma categoría (Anexo I de la Directiva de Hábitats).

Igualmente, sería conveniente especificar qué tratamiento reciben por parte de la Directiva de Hábitats, los bosques mixtos de encina con otras especies arbóreas. En buena parte de su área de distribución, la encina forma tales bosques mixtos con alcornoques, con robles o quejigos, y con pinos de distintas especies. En la medida en que *Quercus ilex* no sea la especie dominante, estrictamente estos bosques no pertenecen al tipo de hábitat 9340, y no existen actualmente en el Anexo I tipos de hábitat de interés comunitarios que los incluyan. En cambio, el interés de conservación de estos bosques mixtos puede ser igual o mayor que el de los bosques dominados por encinas.

1.5. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

Tabla 1.1

Clasificación del tipo de hábitat 9340.

Datos del *Atlas y Manual de los Hábitat de España* (inédito).

Código del tipo de hábitat de interés comunitario	Hábitat del <i>Atlas y Manual de los Hábitat de España</i>	
	Código	Nombre
5210-6310-9240-9330-9340	531010/824030/ 833010/834010	Quercion broteroi Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 em. Rivas-Martínez 1975 corr. Ladero 1974
6310-9340	531011-834011	<i>Adenocarpus decorticantis-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1987
6310-9340	531012-834012	<i>Berberido hispanicae-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1987
5210-6310-9340	421112-531013-834013	<i>Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae</i> P. Silva 1970
5210-6310-9340	421113-531014-834014	<i>Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1965
6310-9340	531016-834015	<i>Paeonio coriaceae-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1965
5210-6310-9340	421114-531018-834016	<i>Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1987
9340	834017	<i>Festuco elegantis-Juniperetum oxycedri</i> (Rivas-Martínez & Sánchez-Mata in Sánchez-Mata 1989) Sánchez-Mata 1999
9330-9340	421110/833020/ 833030/834020/ 834030	Quercion ilicis Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Rivas-Martínez 1975
9340	834021	<i>Asplenio onopteridis-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1936) Rivas-Martínez 1975
9340	834022	<i>Cyclamini balearicae-Quercetum ilicis</i> (O. Bolòs & Molinier 1958) O. Bolòs 1965
9340	834023	<i>Lauro nobilis-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1967) Rivas-Martínez 1975
9340	834024	<i>Viburno tini-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. ex Molinier 1934) Rivas-Martínez 1975
9340	834031	<i>Buxo sempervirentis-Quercetum rotundifoliae</i> Gruber 1974
9340	834032	<i>Genisto falcatae-Quercetum rotundifoliae</i> (Bellot 1951) Br.-Bl. 1967 corr. Izco & Fernández-González 1993
9340	834033	<i>Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez 1987
9340	834034	<i>Quercetum rotundifoliae</i> Br.-Bl. & O. Bolòs in Vives 1956
9340	834035	<i>Spiraeo obovatae-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas Goday ex Loidi & F. Prieto 1986

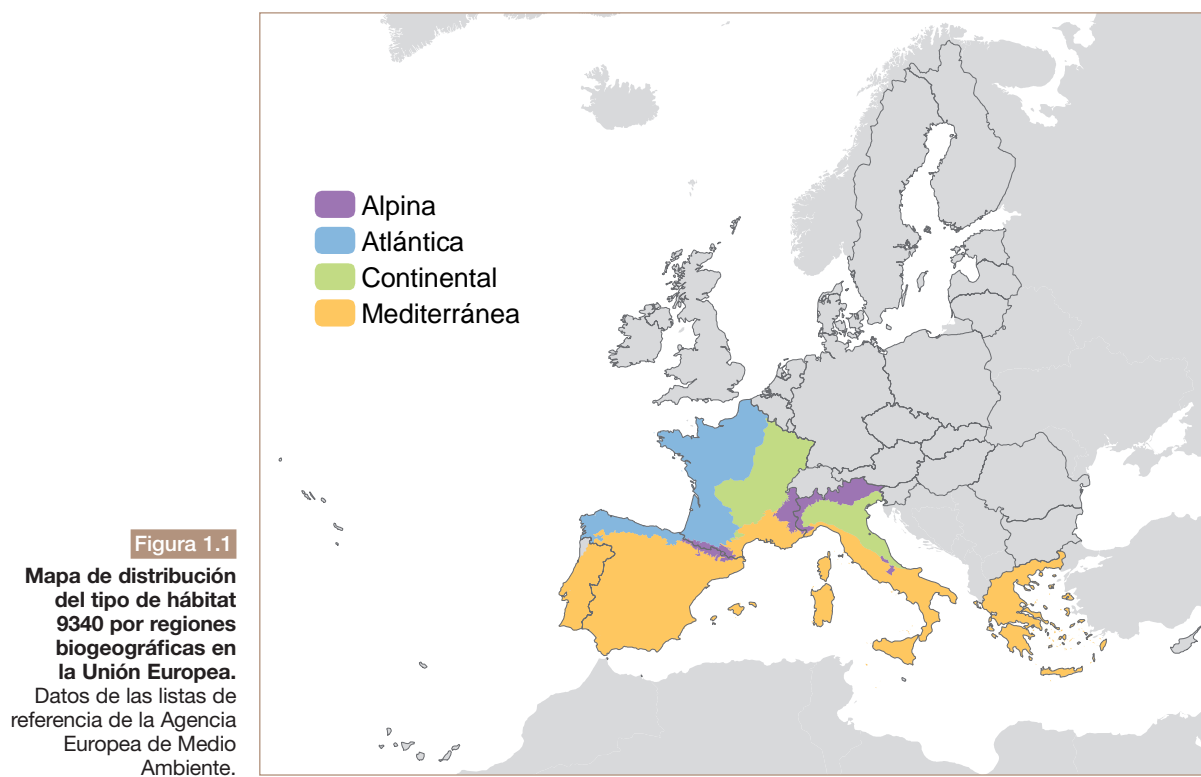
Sigue ►

► Continuación Tabla 1.1

Código del tipo de hábitat de interés comunitario	Hábitat del Atlas y Manual de los Hábitat de España	
	Código	Nombre
5230-6310-91B0-9240-9320-9330-9340	423010/531020/ 81B030/824040/ 832010/833040/834040	Quercus rotundifoliae-Oleion sylvestris Barbéro, Quézel & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Costa & Izco 1986
9340	834041	<i>Clematido cirrhosae-Quercetum rotundifoliae</i> (O. Bolòs & Molinier 1958) Rivas-Martínez & Costa 1987
6310-9340	531021-834042	<i>Myrto communis-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960
6310-9340	834043	<i>Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae</i> Costa, Peris & Figuerola 1983
9340	531024-834044	<i>Rhamno oleoidis-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, T. E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002

En color se han señalado los hábitat del Atlas y Manual de los Hábitat de España que, aunque no están relacionados directamente con el tipo de hábitat de interés comunitario 9340, presentan alguna asociación que sí lo está.

1.6. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA



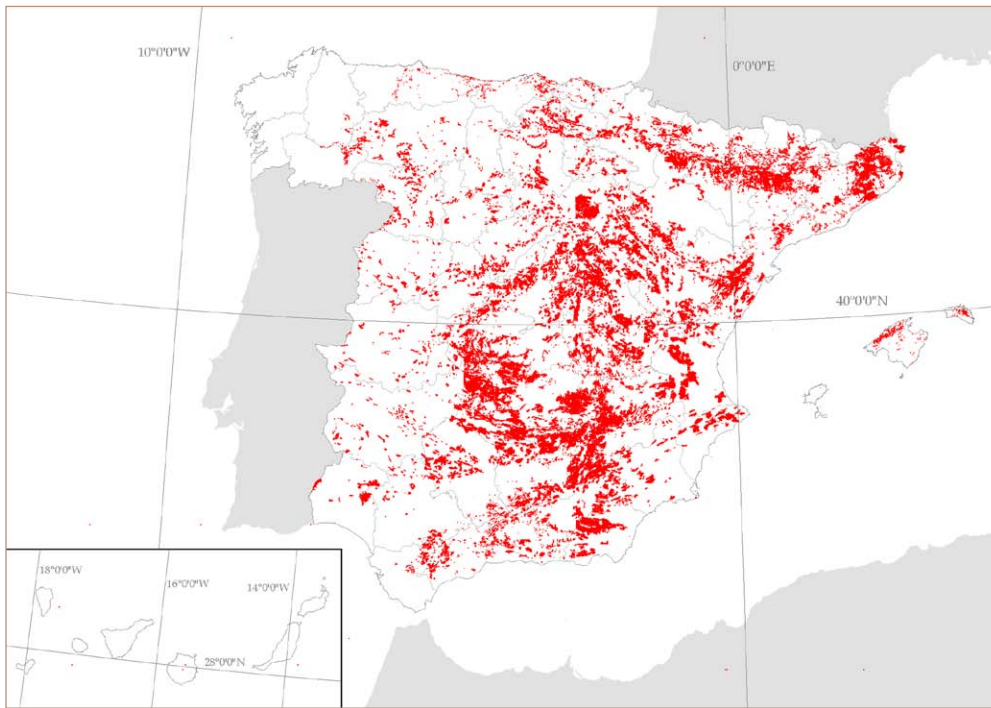


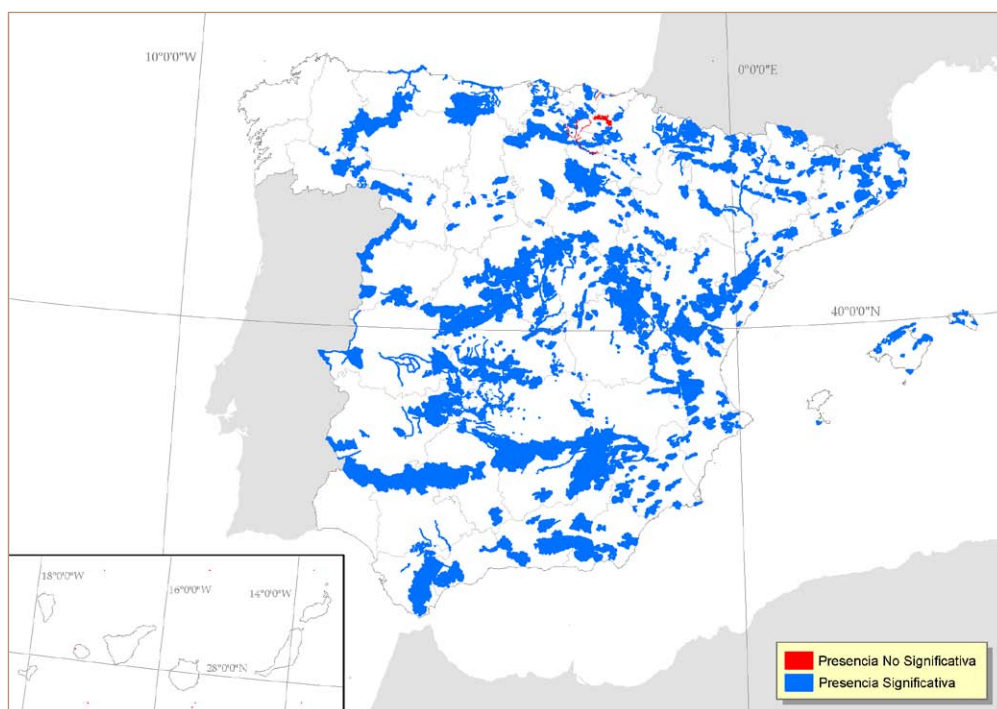
Figura 1.2
Mapa de distribución estimada del tipo de hábitat 9340.
 Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005.

Región biogeográfica	Superficie ocupada por el hábitat (ha)	Superficie incluida en LIC	
		ha	%
Alpina	14.837	5.254	35,41
Atlántica	28.044	9.980	35,59
Macaronésica	—	—	—
Mediterránea	1.380.414	548.100	39,71
TOTAL	1.423.295	563.333	39,58

Tabla 1.2

Superficie ocupada por el tipo de hábitat 9340 por región biogeográfica, dentro de la red Natura 2000 y para todo el territorio nacional.
 Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005.

Figura 1.3
Lugares de Interés Comunitario en que está presente el tipo de hábitat 9340. Datos de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.



Región biogeográfica	Evaluación de LIC (número de LIC)				Superficie incluida en LIC (ha)
	A	B	C	In	
Alpina	3	7	—	—	3.922
Atlántica	9	28	9	5	10.076
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	107	255	37	2	521.558
TOTAL	119	290	46	7	535.556

A: excelente; B: bueno; C: significativo; In: no clasificado.

Datos provenientes de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

NOTA: En esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas, por lo que los totales no reflejan el número real de LIC en los que está representado el tipo de hábitat 9340.

Tabla 1.3

Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 9340, y evaluación global de los mismos respecto al hábitat. La evaluación global tiene en cuenta los criterios de representatividad, superficie relativa y grado de conservación.

Mapas de distribución en España

1. Mapas de las figuras 1.2 y 1.4: en la figura 1.2 se representan los polígonos del *Atlas de los Hábitat de España*, que contienen encinares. Dado que el porcentaje de la superficie de cada polígono ocupado por encinares puede ser muy pequeño, este mapa no debe leerse como el área de España ocupada por encinares. En el mapa de la figura 1.4 los polígonos que contienen encinares se clasifican en función del porcentaje de su superficie ocupada por encinares.
2. Mapa de la figura 1.3: mapa obtenido a partir de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000 (versión enero 2006). Se representan en azul aquellos lugares de importancia comunitaria (LIC) que contienen cantidades variables de encinar. Nuevamente, este mapa no debe leerse como el área de España ocupada por encinares.

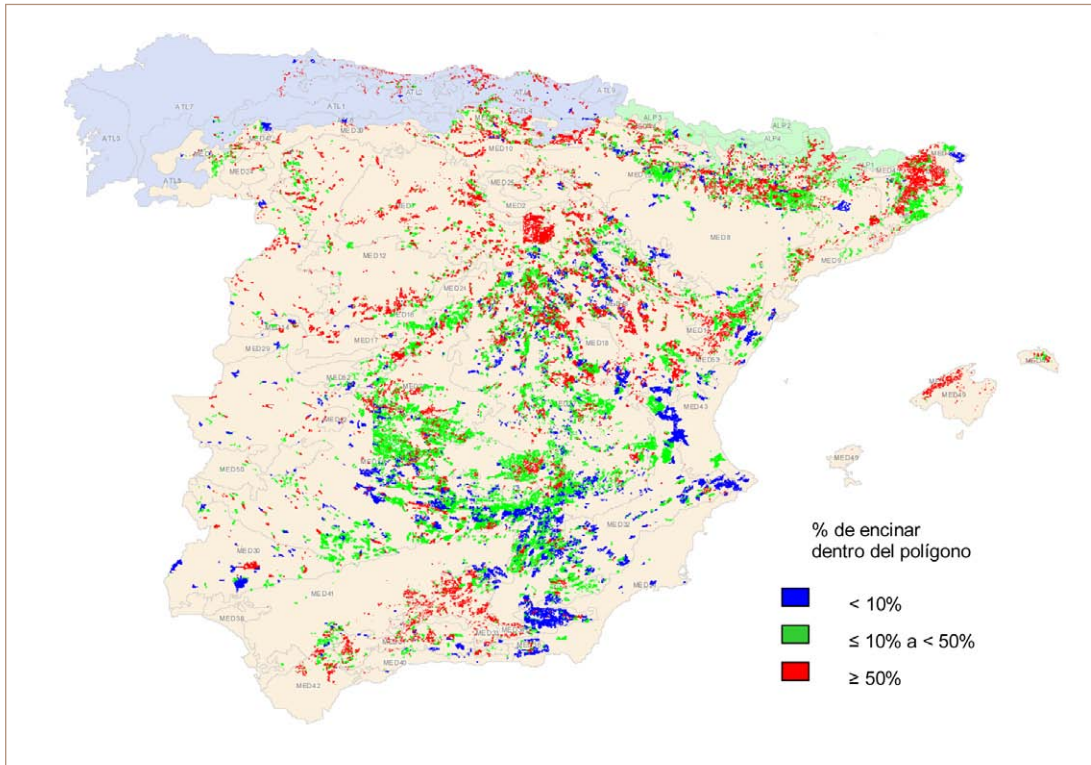


Figura 1.4

Mapa de distribución estimada del tipo de hábitat 9340 según datos del *Atlas de los Hábitat de España*, clasificada según el porcentaje de encinar.

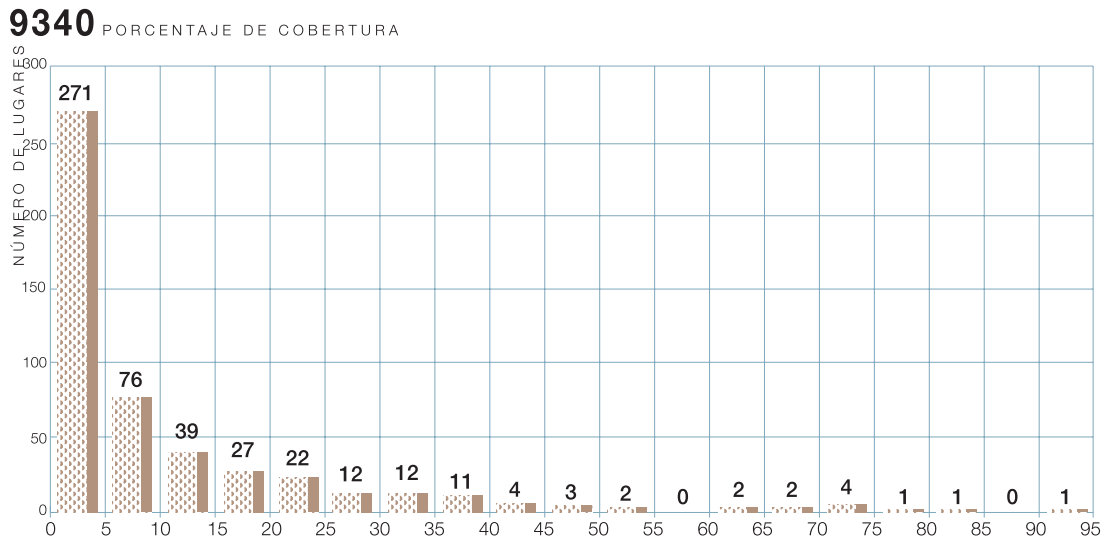


Figura 1.5

Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 9340 en LIC.

La variable denominada *porcentaje de cobertura* expresa la superficie que ocupa un tipo de hábitat con respecto a la superficie total de un determinado LIC.

		ALP	ATL	MED	MAC
Andalucía	Sup.	—	—	13,60%	—
	LIC	—	—	13,30%	—
Aragón	Sup.	24%	—	11,80%	—
	LIC	70%	—	15,30%	—
Asturias	Sup.	—	8,9%	—	—
	LIC	—	36,9%	—	—
Cantabria	Sup.	—	28,0%	—	—
	LIC	—	23,9%	—	—
Castilla-La Mancha	Sup.	—	—	30,20%	—
	LIC	—	—	12,80%	—
Castilla y León	Sup.	—	15,8%	17,90%	—
	LIC	—	4,3%	12,30%	—
Cataluña	Sup.	75,5%	—	12,95%	—
	LIC	30%	—	9,30%	—
Comunidad de Madrid	Sup.	—	—	2,40%	—
	LIC	—	—	1,80%	—
Comunidad Valenciana	Sup.	—	—	4,60%	—
	LIC	—	—	8,00%	—
Extremadura	Sup.	—	—	1,70%	—
	LIC	—	—	6,00%	—
Galicia	Sup.	—	2,1%	0,19%	—
	LIC	—	2,2%	0,75%	—
Islas Baleares	Sup.	—	—	1,15%	—
	LIC	—	—	8,50%	—
La Rioja	Sup.	—	—	97,00%	—
	LIC	—	—	1,50%	—
Navarra	Sup.	0,28%	10,3%	1,80%	—
	LIC	—	—	3,80%	—
País Vasco	Sup.	—	34,9%	0,49%	—
	LIC	—	32,6%	0,75%	—
Región de Murcia	Sup.	—	—	0,40%	—
	LIC	—	—	6,00%	—

Sup.: Porcentaje de la superficie ocupada por el tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto a la superficie total de su área de distribución a nivel nacional, por región biogeográfica.

LIC: Porcentaje del número de LIC con presencia significativa del tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto al total de LIC propuestos por la comunidad en la región biogeográfica. Se considera presencia significativa cuando el grado de representatividad del tipo de hábitat natural en relación con el LIC es significativo, bueno o excelente, según los criterios de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000.

NOTA: En esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas.

Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005, y de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Tabla 1.4

Distribución del tipo de hábitat 9340 en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.

Valoración de los datos de distribución geográfica

El mapa de la figura 1.2 se considera que refleja adecuadamente el área de distribución de los encinares en España, pero no necesariamente el área ocupada dentro del área de distribución. Respecto al área de distribución, la figura 1.2 recoge incluso las ocurrencias más o menos dispersas o esporádicas de encinares en, por ejemplo, la Cornisa Cantábrica, Galicia, Murcia y Menorca. En cambio, habría que confirmar si la presencia de encinares en Ibiza (ver figuras 1.2 y 1.4) y Formentera (ver figura 1.3) es real.

Respecto al área realmente ocupada por encinares dentro de su área de distribución española, la figura 1.2 la sobreestima mucho (y también el mapa de la figura 1.3, basado en la presencia de encinares en los LIC), porque en muchos de los polígonos del *Atlas de los Hábitat de España* sólo un pequeño porcentaje de su superficie está cubierta por encinares (ver figura 1.4). En los mapas de las figuras 1.2 y 1.4 hay por lo menos tres zonas en el centro-norte, centro-oeste y sudeste peninsulares en las que aparecen límites rectilíneos con aspecto de artefactos cartográficos.

Según los datos de este apartado, hay en España un número elevado de LIC que probablemente sea igualado por muy pocos tipos de hábitat de interés comunitario. Sin embargo, la mayor parte de estos LIC contienen en su interior escasos porcentajes de encinar. Así, sólo en aproximadamente el 15% de todos los LIC que contienen encinares, el encinar ocupa el 25% o más de la superficie del LIC. No se ha dispuesto de una información complementaria que hubiera sido de gran interés: la distribución de las superficies absolutas de encinar (en ha) entre LIC (por ejemplo, en cuántos LIC hay más de 1.000 ha de encinar). También convendría saber si, dentro de cada LIC, los encinares se encuentran en una sola zona o divididos en varias zonas.

Los encinares son uno de los tipos de hábitat con mayor extensión y mayor distribución territorial en España. Según los datos del *Atlas de los Hábitat de España*, la superficie total ocupada por encinares en España se estima en 1.423.000 ha⁴, sin contar las dehesas que se consideran un tipo de hábitat diferente el tipo de hábitat 6310. Cabe recordar que esta estimación de superficie ocupada es muy incierta debido a: 1) dificultades en delimitar los encinares respecto a otros tipos de hábitat con los que a menudo se integra (otros tipos de bosque, matorrales, etc.); 2) la abundancia de mosaicos y de bosques mixtos de encina con otras especies arbóreas; 3) el hecho de que la cifra citada se ha obtenido seguramente multiplicando la superficie de cada polígono del *Atlas de los Hábitat de España* por el porcentaje estimado que ocupan los encinares dentro de él, teniendo tales porcentajes una incertidumbre considerable. Además y, como en cualquier otra cartografía temática, la superficie aparentemente ocupada por un tipo de hábitat depende críticamente de: 4) la superficie mínima cartografiable; 5) los criterios detallados de delimitación del tipo de hábitat en la fotointerpretación y en el campo; 6) la escala y la calidad de los trabajos de fotointerpretación y de campo; y 7) la fecha a la cual se refiere la superficie obtenida.

Esta superficie estimada de 1,42·10⁶ ha de encinares, a pesar de ser una cifra muy respetable, representa sólo una pequeña fracción del área que los encinares debían ocupar en España hace uno o dos milenios.

La cantidad estimada de encinares dentro de LIC es de 0,563·10⁶ ha (ver tabla 1.2). Es decir, las comunidades autónomas han designado LIC que amparan bajo el escudo legal de la Directiva de Hábitats al 40% de la superficie actual de encinares españoles. Otro porcentaje adicional, del que no se dispone, debe estar protegido por otras figuras legales. Si en conjunto esta protección es suficiente, y será efectiva, está por ver.

⁴ La estimación oficial es de 1.423.295 ha; no obstante, expresarla así sugiere una precisión muy superior a la real, vistas las incertidumbres del método. Se ha optado por expresarla en el texto redondeando al millar de hectáreas, aunque probablemente sólo los dos primeros dígitos sean significativos (1,4·10⁶ ha).

2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

2.1. REGIONES NATURALES

Los datos de este apartado se basan en la regiones naturales de España realizada en el marco de este proyecto (Galicia *et al.*, 2006) y en el mapa de distribución de los encinares derivado del SINH (ver mapa 1.2).

En la región Alpina española, los encinares están presentes en 2 de las 4 regiones naturales de dicha región. Ocupan en ella unas 14.800 ha, lo que representa el 1,0% de la superficie estimada de los encinares en España y el 1,47% de la superficie de la región alpina española.

En la región Atlántica española, los encinares están presentes, según los datos anteriores, en 7 de las 9

regiones naturales reconocidas en dicha región. Ocupan en ella unas 28.000 ha, lo que representa el 2,0% de la superficie estimada de los encinares en España y el 0,49% de la superficie de la región Atlántica española.

Tratándose de uno de los tipos de hábitats mediterráneos por antonomasia, es desde luego en la región Mediterránea donde los encinares están más representados. En la región Mediterránea española, los encinares están presentes en 52 de sus 54 regiones naturales. Ocupan en ella unas 1.380.000 ha, lo que representa el 97,0% de la superficie estimada de los encinares en España y el 3,17% de la región Mediterránea española. En dicha región están presentes tanto en la Península como en las Baleares.

Tabla 2.1

Distribución de la superficie del tipo de hábitat 9340 por regiones naturales.

Región biogeográfica	Superficie (ha)	%	Región natural	Superficie (ha)	%
ALPINA	15.411	1,09	ALP1	15.172	1,08
			ALP2	240	0,02
ATLÁNTICA	28.973	2,06	ATL1	363	0,03
			ATL2	415	0,03
			ATL3	0	0,00
			ATL4	10.733	0,76
			ATL5	414	0,03
			ATL6	15.051	1,07
			ATL7	1.447	0,10
			ATL8	550	0,04
MEDITERRÁNEA	1.365.051	96,85	MED1	17.898	1,27
			MED2	3.375	0,24
			MED3	5.501	0,39
			MED5	91.296	6,48
			MED6	28.505	2,02
			MED7	66.528	4,72
			MED8	19.451	1,38

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.1

Región biogeográfica	Superficie (ha)	%	Región natural	Superficie (ha)	%
MEDITERRÁNEA			MED9	4.042	0,29
			MED10	66.304	4,7
			MED11	29.605	2,1
			MED12	35.092	2,49
			MED13	78.063	5,54
			MED14	618	0,04
			MED15	211	0,02
			MED16	62.673	4,45
			MED17	958	0,07
			MED18	2.802	0,2
			MED19	10.265	0,73
			MED20	12.419	0,88
			MED21	229	0,02
			MED22	340	0,02
			MED23	617	0,04
			MED24	1.319	0,09
			MED25	114	0,01
			MED26	65.234	4,63
			MED27	146.680	10,41
			MED28	163.211	11,58
			MED29	13.202	0,94
			MED30	13.087	0,93
			MED31	14.494	1,03
			MED32	31.208	2,21
			MED33	372	0,03
			MED34	3.422	0,24
			MED35	68.680	4,87
			MED36	2.118	0,15
			MED37	19.198	1,36
			MED39	3.267	0,23
			MED40	688	0,05
			MED41	11.589	0,82
			MED42	9.978	0,71
MED43	4.866	0,35			
MED44	5.213	0,37			
MED45	4.829	0,34			

2.2. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

■ Suelos

Los encinares españoles pueden encontrarse prácticamente en todo tipo de suelos, excepto en los salinos y en los hidromorfos. Los encinares escasean también, o están ausentes, en los vertisuelos y en los suelos fuertemente yesosos. Es decir, los principales factores edáficos que pueden limitar la presencia de encinares son la salinidad, el encharcamiento prolongado, y los contenidos elevados de arcillas expansibles (vertisuelos). Excluyendo tales límites, los encinares ocupan suelos muy variables en cuanto a profundidad, pedregosidad, textura, pH y disponibilidad de nutrientes. La encina es, en particular indiferente a la naturaleza química del suelo y pueden encontrarse encinares en suelos calizos ricos en bases, en suelos descarbonatados sobre substrato calcáreo, y en suelos silíceos más o menos pobres en bases. Sobre suelos profundos, los encinares han sido en general reemplazados por cultivos desde hace siglos o milenios. Los encinares pueden ocupar también suelos esqueléticos, e incluso ambientes francamente rupícolas, siempre que las fisuras de la roca permitan al potente sistema radicular de la encina anclarse y acceder a reservas de agua profunda.

■ Clima

Los encinares se encuentran en España bajo una gran variedad de climas como resultado de su presencia en casi todo el territorio nacional (excepto en las Canarias) y de la gran tolerancia de la encina a regímenes muy diversos de temperatura y de precipitación.

Para el presente trabajo se han caracterizado las condiciones climáticas de las áreas de la Península actualmente ocupadas por encinar. Para ello se ha partido de las parcelas de muestreo del *Tercer Inventario Forestal Nacional* (IFN3), cuyos trabajos de campo se realizaron para todas las comunidades autónomas peninsulares (excepto Andalucía) entre los años 1998 y 2006. Se seleccionaron las estacio-

nes de muestreo donde la encina era la especie arbórea dominante de la parcela, considerándola como tal cuando aportaba $\geq 50\%$ del área basal. En el caso de Andalucía, puesto que los datos del IFN3 no estaban todavía disponibles, se utilizaron 2.025 parcelas del IFN2¹, seleccionadas al azar entre las algo más de 3.000 parcelas andaluzas donde la encina era la especie principal en el IFN2. En total se utilizaron 11.829 parcelas peninsulares². La distribución de estas parcelas se cruzó con los límites de las regiones biogeográficas eurosiberiana y mediterránea y con los límites de los pisos bioclimáticos, obtenidos en ambos casos por digitalización del *Mapa 1:400.000 de las series de vegetación de España* (Rivas-Martínez, 1987). La altitud de cada parcela se obtuvo a partir del *Modelo Digital de Elevaciones escala 1:200.000 del Servicio Geográfico del Ejército*, cuya resolución horizontal es de 200 m.

Además, para cada parcela se obtuvieron estimaciones de una serie de variables climáticas a partir del *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica* (Ninyerola *et al.*, 2005), un conjunto de mapas digitales que para cualquier punto del territorio peninsular, con 200 m de resolución, dan los valores predichos de una amplia serie de variables climáticas. Estos mapas se generaron usando técnicas estadísticas (regresión múltiple con corrección de residuos), Sistemas de Información Geográfica e interpolación espacial a partir de datos de 2.825 estaciones meteorológicas pluviométricas y 1.349 estaciones termométricas. Esta es una fuente de información climática muy adecuada al caso presente (caracterización climática de bosques) puesto que permite, hasta cierto punto, corregir el sesgo climático debido a las diferencias altimétricas y de orientación entre las áreas de bosque y las localidades donde hay estaciones meteorológicas.

De las 11.829 parcelas de encinar utilizadas, y según la superposición con los límites geográficos de las regiones biogeográficas y los pisos bioclimáticos, el 5,7% se encuentran en la región Eurosiberiana (= Alpina + Atlántica) y el 94,3% en la región Mediterránea. Esta estimación es muy parecida al 97,0%

¹ Se seleccionó este número para que la proporción de parcelas andaluzas respecto al resto de España fuese la misma que en el conjunto de todas las parcelas del IFN2 en las que la encina es la especie principal.

² No se utilizaron parcelas de las Islas Baleares porque el Atlas Climático Digital utilizado abarca sólo la Península Ibérica. La inclusión de las parcelas de encinares balearicos no alteraría apreciablemente la caracterización climática aquí presentada dado su número relativamente escaso y que, dentro del rango de los encinares, no se encuentran en condiciones climáticas extremas.

de superficie de encinares dentro de la región Mediterránea, según el *Segundo Inventario Nacional de Hábitats*. En cuanto a los pisos bioclimáticos, el 47,4% de todas las parcelas consideradas se encuentran en el mesomediterráneo, el 43,3% en el supramediterráneo, y el 2,7% en el termomediterráneo; (un 0,9% adicional corresponde a series edafófilas, sin asignación en el mapa de series de vegetación de España a un piso bioclimático concreto). Estos porcentajes reflejan claramente el fuerte carácter mesomediterráneo y supramediterráneo de los encinares españoles, con una penetración muy inferior en el piso termomediterráneo³. Por lo que se refiere a los pisos climáticos eurosiberianos, el 4,6% de todas las parcelas consideradas se encuentra en el piso montano, y el 1,1% en el colino.

La tabla siguiente contiene el resumen de la caracterización altitudinal y climática de las 11.829 parcelas utilizadas. En cuanto al clima, el dilatado rango que separa el percentil 1 del percentil 99 de cada variable es un buen indicador de la gran amplitud climática de los encinares. Por ejemplo, y en el conjunto de España peninsular, el 1% de las parcelas más secas experimentan, según la predicción del *Atlas Climático Digital*, una precipitación anual media inferior a 380 mm, mientras que el 1% de las más húmedas reciben más de 1.290 mm; un 80% de las parcelas reciben entre 480 y 890 mm. Respecto al frío invernal, indicado por la media de las temperaturas mínimas diarias de enero, el 1% de las parcelas experimentan $<-3,7$ °C; el 80%, entre $-1,8$ i $3,6$ °C; i el 1%, $>5,4$ °C. Estos ejemplos reflejan claramente la gran variedad climática sobre la que se encuentran los encinares españoles. El frío invernal, la sequía estival, y la duración del período o períodos vegetativos varían enormemente dentro de

la amplia distribución territorial de los encinares en España.

Existe una amplia variabilidad entre comunidades autónomas en el clima de las localidades ocupadas actualmente por encinares. Esta variabilidad obedece al carácter atlántico o mediterráneo que predomina en la comunidad, al grado de continentalidad, a la altitud en la que se encuentren los encinares en cada comunidad, y a otros factores que influyen el régimen de temperaturas y de precipitación. A título de ejemplo, las medianas para cada comunidad de las medias de las temperaturas mínimas diarias de enero oscilan entre los $-1,5$ °C de Aragón y los $3,3$ °C de Extremadura (la mediana para todas las parcelas de encinar en la España peninsular es de $0,7$ °C). Para la precipitación media anual, el rango de medianas va desde los 440 mm de Murcia a los 1.360 mm de Cantabria (mediana de los encinares peninsulares: 620 mm).

Las diferencias son también acentuadas, como es lógico, entre regiones biogeográficas. La tabla siguiente contiene también las caracterizaciones climáticas de las parcelas de encinar de la región Eurosiberiana (Alpina+ Atlántica) y las de la región Mediterránea. Las diferencias en el frío invernal, el calor estival y la disponibilidad hídrica entre las localidades de encinar de ambas regiones son evidentes en esta tabla. Por ejemplo, las parcelas de encinar en la región Mediterránea reciben una media de 640 mm de precipitación anual, mientras que en las de la región Eurosiberiana se reciben una media de 925 mm. Las diferencias en la precipitación estival (junio-julio-agosto) tienen todavía mayor significado ecológico: medias de 208 mm en los encinares eurosiberianos y de 76 mm en los mediterráneos.

³ Estrictamente, para comparar estos porcentajes, debería tenerse en cuenta la superficie que ocupa en la Península cada piso bioclimático. Los pisos meso y supramediterráneo ocupan superficies parecidas, en orden de magnitud, mientras que el termomediterráneo es menos extenso, pero no en una proporción que justifique el escaso porcentaje de parcelas de encinar que se encuentra en este piso.

Tabla 2.2

Resumen de las características climática de las parcelas peninsulares del *Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3)* dominadas por encina (IFN2 en el caso de Andalucía).

España Peninsular (n = 11.829 parcelas)									
Variable	Media	Desv. típica	Percentil						
			1	10	25	50	75	90	99
Altitud (m)	711	308	124	305	476	700	921	1.102	1.502
T media anual (°C)	13,5	2,2	9,4	10,7	11,6	13,3	15,6	16,4	17,5
Tm. mín. enero (°C)	0,9	2,2	-3,7	-1,8	-0,8	0,7	2,6	3,6	5,4
Tm. máx. enero (°C)	10,1	2,3	5,8	7,3	8,2	10,0	12,1	13,1	15,1
Tm. máx. julio (°C)	31,2	3,0	24,6	27,0	29,0	31,2	34,1	34,6	35,5
Precip anual (mm)	657	177	378	480	542	617	737	889	1.291
Precip estival (mm) ^a	84	58	22	34	42	62	109	175	270
Amplitud térmica diaria (°C)	12,2	0,9	9,6	10,9	11,8	12,4	12,8	13,0	14,0
IT (índice de termicidad) ^b	246	66	117	164	190	241	305	330	378
P/ETP estival ^{a, c}	0,15	0,12	0,04	0,06	0,07	0,11	0,20	0,33	0,52
P/ETP anual ^c	0,53	0,16	0,31	0,38	0,42	0,48	0,59	0,73	1,13

Región Eurosiberiana (n = 677 parcelas)									
Variable	Media	Desv. típica	Percentil						
			1	10	25	50	75	90	99
Altitud (m)	815	309	96	368	631	857	1.027	1.181	1.402
T media anual (°C)	10,9	1,4	7,9	9,1	9,9	10,8	11,8	12,7	13,9
Tm. mín. enero (°C)	-1,3	2,5	-5,4	-4,2	-3,2	-1,7	0,0	2,7	4,7
Tm. máx. enero (°C)	8,1	2,0	4,5	5,7	6,6	7,7	9,3	11,0	12,9
Tm. máx. julio (°C)	26,8	1,6	23,7	24,5	25,6	26,9	27,9	28,7	29,7
Precip anual (mm)	925	284	526	631	716	857	1055	1.415	1.631
Precip estival (mm) ^a	208	45	117	150	180	208	234	266	330
Amplitud térmica diaria (°C)	11,8	1,4	8,5	9,8	11,0	11,8	12,8	13,2	14,9
IT (índice de termicidad) ^b	175	59	71	107	132	166	209	263	317
P/ETP estival ^{a, c}	0,41	0,10	0,23	0,28	0,34	0,40	0,46	0,52	0,66
P/ETP anual ^c	0,82	0,26	0,47	0,56	0,64	0,75	0,95	1,18	1,62

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.2

Región Mediterránea (n = 11.152 parcelas)									
Variable	Media	Desv. típica	Percentil						
			1	10	25	50	75	90	99
Altitud (m)	704	306	134	304	464	699	908	1.101	1.505
T media anual (°C)	13,7	2,2	9,8	10,9	11,7	13,6	15,7	16,4	17,6
Tm. mín. enero (°C)	1,0	2,1	-3,0	-1,6	-0,7	0,8	2,7	3,7	5,5
Tm. máx. enero (°C)	10,3	2,3	6,1	7,4	8,3	10,2	12,2	13,1	15,1
Tm. máx. julio (°C)	31,5	2,8	25,2	27,5	29,4	31,7	34,2	34,6	35,5
Precip anual (mm)	641	154	377	477	538	608	716	860	1089
Precip estival (mm) ^a	76	50	21	34	81	60	98	141	249
Amplitud térmica diaria (°C)	12,2	0,9	9,7	10,9	11,8	12,4	12,8	13,0	14,0
IT (índice de termicidad) ^b	250	64	133	169	194	244	307	331	379
P/ETP estival ^{a, c}	0,14	0,10	0,03	0,06	0,07	0,11	0,18	0,27	0,48
P/ETP anual ^c	0,51	0,14	0,31	0,38	0,42	0,47	0,57	0,69	0,95

^a junio-julio-agosto.

^b It = índice de termicidad = (T + m + M) x 10, donde T es la temperatura media anual; m, la media de las temperaturas mínimas diarias del mes de enero; M, la media de las temperaturas máximas diarias del mes de enero; todas las temperaturas en °C.

^c Cociente, para el período considerado, entre la precipitación media y la evapotranspiración potencial media (ETP) calculada según Turc, ambas en mm.

2.3. SUBTIPOS

Los encinares pueden clasificarse atendiendo a distintos criterios. Aquí se utilizará el criterio fitosociológico, basado en la composición florística, porque ha sido muy desarrollado en España.

Según el método fitosociológico sigmatista, los encinares españoles se encuadran en la clase fitosociológica *Quercetea ilicis*; dentro de ella, en el orden *Quercetalia ilicis*; y dentro de él, en las alianzas *Quercion ilicis*, *Quercion broteroi*, y *Quercion rotundifoliae-Oleion sylvestris*.

La siguiente descripción sintética de estos sintáxones, y de las asociaciones de encinares que incluyen, se basa en Rivas-Martínez *et al.* (2001, 2002) y Rivas-Martínez (1987). Los códigos numéricos que preceden al nombre del sintáxon son los de Rivas-Martínez *et al.* (2001).

Clase, orden, alianzas y subalianzas

75. Clase *Quercetea ilicis*

Especies características: *Arisarum simorrhinum*, *Arisarum vulgare*, *Asparagus acutifolius*, *Biarum arundanum*, *Carex halleriana*, *Clematis cirrhosa* var. *balearica*, *Clematis cirrhosa* subsp. *cirrhosa*, *Clematis flammula* var. *flammula*, *Colutea hispanica*, *Daphne gnidium*, *Eryngium tricuspdatum*, *Lonicera etrusca*, *Lonicera implexa* subsp. *implexa*, *Neotinea maculata*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Phillyrea latifolia* subsp. *media*, *Pulicaria odora*, *Rhamnus alaternus* var. *alaternus*, *Rubia peregrina* subsp. *longifolia*, *Rubia peregrina* subsp. *peregrina*, *Smilax aspera* var. *aspera*, *Vincetoxicum nigrum*.

75a. Orden *Quercetalia ilicis*

Bosques perennifolios o semicaducifolios, termo a supramediterráneos, en ombroclima seco a húme-

do, sobre suelos ricos o pobres en bases no salinizados ni permanentemente gleizados.

Especies características: *Anemone coronaria*, *Anemone palmata*, *Asplenium onopteris*, *Bupleurum paniculatum*, *Carex depressa* subsp. *depressa*, *Carex distachya*, *Carex oedipostyla*, *Dactylorhiza markusii*, *Doronicum plantagineum*, *Festuca triflora*, *Galium maritimum*, *Galium scabrum*, *Juniperus oxycedrus* subsp. *lagunae*, *Limodorum abortivum* subsp. *trabutianum*, *Moehringia pentandra*, *Orchis cazorlensis*, *Phillyrea latifolia* subsp. *latifolia*, *Piptatherum paradoxum*, *Quercus canariensis*, *Quercus rotundifolia*, *Quercus suber*, *Quercus x mixta*, *Rosa sempervirens*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera* var. *altissima*, *Viburnum tinus*, *Viola alba* subsp. *dehnhardtii*.

75.1. Alianza *Quercion ilicis*

Bosques esclerófilos perennifolios, mesomediterráneos a supramediterráneo inferiores, en ombroclima seco a húmedo, y termo-mesotemplado submediterráneos seco a húmedo xérico, del área central de la Península y de las provincias biogeográficas catalano-provenzal-baleares; también en los sectores cántabro-vasco y pirenaico oriental.

Especies características: *Quercus ilex* subsp. *gracilis*, *Teucrium chamaedrys* subsp. *pinnatifidum*.

75.1a. Subalianza *Quercenion ilicis*

Bosques de *Quercus ilex* subsp. *ilex* en ombroclimas por lo menos subhúmedos y de *Quercus ilex* subsp. *gracilis* en clima euoceánico, catalano-provenzal-baleáricos y también cántabro-vascos y en las zonas templadas submediterráneas adyacentes.

Especies características: *Arum italicum* subsp. *majoricense*, *Asperula laevigata*, *Carex olbiensis*, *Cyclamen balearicum*, *Helleborus lividus*, *Luzula forsteri* subsp. *catalaunica*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*.

75.1b. Subalianza *Quercenion rotundifoliae*

Bosques de *Quercus ilex* subsp. *ballota*, en ombroclimas de secos a húmedos, sobre suelos poco profundos generalmente ricos en bases, en las áreas semicontinentales mediterráneas de la Península.

Especies características: *Bupleurum rigidum*, *Thalictrum tuberosum*.

75.2. Alianza *Quercion broteroi*

Bosques mesomediterráneos a supramediterráneo inferiores, en ombroclimas de seco a húmedo, sobre suelos profundos o superficiales, generalmente pobres en bases, en la provincia bética y el occidente peninsular.

Especies características: *Hedera maderensis* subsp. *iberica*, *Hyacinthoides hispanica*, *Luzula forsteri* subsp. *baetica*, *Paeonia broteroi*, *Pyrus bourgeana*, *Quercus broteroi*.

75.2b. Subalianza *Paeonio broteroi-Quercenion rotundifoliae*

Bosques de *Quercus ilex* subsp. *ballota*, en ombroclimas de secos a húmedos, principalmente semicontinentales.

Especies características: *Genista tournefortii*, *Paeonia coriacea*.

75.3. Alianza *Quercus rotundifoliae-Oleion sylvestris*

Bosques termomediterráneos esclerófilos perennifolios o semicaducifolios de *Olea sylvestris*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Quercus suber*, *Quercus canariensis* o *Ceratonia siliqua*, en ombroclimas de secos a húmedos, con sotobosque de especies termomediterráneas (*Aristolochia baetica*, *Asparagus aphyllus*, *Clematis cirrhosa*, *Chamaerops humilis*, *Osyris lancaolata*, *Prasium majus*, *Rhamnus oleoides*, etc.).

Especies características: *Gennaria diphylla*, *Quercus coccifera* subsp. *rivas-martinezii*, *Rubia agostinhoi*, *Ruscus hypophyllum*, *Scilla monophyllos*, *Teucrium scorodonia* subsp. *baeticum*.

Asociaciones

Según Rivas-Martínez *et al.* (2001). Los adjetivos geográficos (por ejemplo, araceno-pacense) corresponden a las provincias, sectores o subsectores biogeográficos de España (Rivas-Martínez, 1987). Los códigos al final de cada asociación son los de las series de vegetación de España (Rivas-Martínez, 1987); las asociaciones sin estos códigos al final se describieron, o se reconocieron con rango de asociación, con posterioridad a dicha obra.

Región Eurosiberiana (región Alpina + región Atlántica)

- 75.1.4. *Lauro nobilis-Quercetum ilicis*: alsinares colinos cantrabroeskaldunes (11a).
- 75.1.10. *Cephalanthero longifoliae-Quercetum rotundifoliae*: encinares colino-montanos orocantábricos (11b).
- 75.1.11. *Genisto falcatae-Quercetum rotundifoliae*: encinares edafoixerófilos calcícolas orocantábricos.
- 75.1.9. *Buxo sempervirentis-Quercetum rotundifoliae*: (= *Helleboro foetidii-Quercetum rotundifoliae*) encinares montanos pirenaicos y supramediterráneos somontano aragoneses (11c).
- 75.1.7. *Asplenio adianti-nigri-Quercetum rotundifoliae*: encinares meso y supratemplados submediterráneos subhúmedos, en laderas secas y soleadas, principalmente sobre suelos silíceos en valles abruptos y secos del sector pirenaico oriental.

Región Mediterránea

- 75.1.1. *Asplenio onopteridis-Quercetum ilicis*: alsinares supramediterráneos catalanes (21a).
- 75.1.16. *Teucrio scorodoniae-Quercetum rotundifoliae*: encinares húmedos con fresnos, supramediterráneos, en ombroclima subhúmedo-húmedo, sobre suelos silíceos.
- 75.1.15. *Spiraeo obovatae-Quercetum rotundifoliae*: (= *Spiraeo hispanicae-Quercetum rotundifoliae*) encinares supramediterráneos basófilos castellano-cantábricos y riojano-estellenses (22c).
- 75.1.13. *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae*: encinares supramediterráneos basófilos castellano-maestrazgo-manchegos (22a).
- 75.2.9. *Berberido hispanicae-Quercetum rotundifoliae*: encinares supramediterráneos basófilos béticos (24f).
- 75.2.8. *Adenocarpus decorticantis-Quercetum rotundifoliae*: encinares supra-mesomediterráneos silícícolas filábricos y nevadenses (24d).
- 75.2.12. *Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae*: encinares supra-mesomediterráneos silícícolas guadarrámicos, ibero-sorianos, celtibéricos alcarreños y leoneses (24a).

- 75.2.11. *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*: encinares supra-mesomediterráneos silícícolas salmantinos, lusitano-durienses y orensano-sanabrienses (24b).
- 75.1.12. *Hedero helici-Quercetum rotundifoliae*: encinares meso-supramediterráneos, generalmente sobre suelos calizos profundos, valenciano-tarraconenses.
- 75.1.5. *Viburno tini-Quercetum ilicis*: alsinares mesomediterráneos catalanes (21b).
- 75.1.3. *Cyclamini balearicae-Quercetum ilicis*: alsinares mesomediterráneos mallorquines (21c).
- 75.1.6. *Asparago acutifolii-Quercetum rotundifoliae*: (= *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae*) encinares mesomediterráneos basófilos manchegos y aragoneses (22b).
- 75.1.14. *Quercetum rotundifoliae*.
- 75.2.14. *Paeonio coriacea-Quercetum rotundifoliae*: encinares mesomediterráneos basófilos béticos y araceno-pacenses (24e).
- 75.2.15. *Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*: encinares mesomediterráneos silícícolas luso-extremadurenses (24d).
- 75.3.8. *Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae*: encinares termo-mesomediterráneos basófilos valenciano-tarragonenses, murciano-almerienses e ibicencos (27c).
- 75.3.4. *Myrto communis-Quercetum rotundifoliae*: encinares termomediterráneos secos-subhúmedos silícícolas mariánico-monchi-quenses y béticos (27a).
- 75.3.7. *Rhamno oleoidis-Quercetum rotundifoliae*: (= *Smilaco mauritanicae-Quercetum rotundifoliae*) encinares termomediterráneos secos-subhúmedos-húmedos basófilos tingitano-bético-algarvienses (27b).
- 75.3.3. *Clematido cirrhosae-Quercetum rotundifoliae*.

2.4. ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V DE LA DIRECTIVA DE HÁBITATS

En la tabla 2.3 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en los anexos I, II y III de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que, según la información disponible se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
FAUNA				
<i>Macrothele calpeiana</i>	IV		—	
<i>Cerambyx cerdo</i>	II,IV	No preferencial	—	
<i>Lucanus cervus</i>	II	No preferencial	—	
<i>Euphydryas aurinia</i>	II		—	
<i>Canis lupus</i>	II,IV		—	Sólo las poblaciones al sur del Duero
<i>Lynx pardinus</i>	II,IV		—	
<i>Capra pyrenaica pyrenaica</i>	II,IV		—	

AVES				
<i>Ciconia nigra</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Ciconia ciconia</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Milvus migrans</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Milvus milvus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Aegypius monachus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Circaetus gallicus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Aquila adalberti</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Aquila chrysaetos</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Hieraaetus pennatus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Bubo bubo</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Galerida theklae</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Lullula arborea</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Sylvia undata</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	
<i>Lanius collurio</i>	Anexo I Directiva de Aves		—	

* **Afinidad:** Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

Tabla 2.3

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en los anexos I, II y III de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

Otras especies de interés especial de conservación

Sin ninguna pretensión de exhaustividad, se relacionan aquí algunas especies que pueden encontrarse en encinares y que tienen un interés especial de

conservación por tratarse de endemismos, por ser especies raras, amenazadas o legalmente protegidas, o por su interés cultural o económico.

Taxón	Observaciones
HONGOS⁴	
<i>Tuber melanosporum</i>	(Trufa negra). De gran interés gastronómico y económico. Micorrízica con encinas y otros <i>Quercus</i> . En regresión generalizada por explotación excesiva y furtivismo
<i>Tuber borchii</i>	
<i>Amanita caesarea</i>	Muy apreciada gastronómicamente. En suelos arenosos, preferentemente en alcornoques pero también en encinares. Poco frecuente. Probablemente rarificada debido a la sobreexplotación
<i>Amanita curtipes</i>	(Gurumelo pequeño). Apreciada gastronómicamente. En encinares sobre suelos ácidos
<i>Phellinus erectus</i>	Muy poco frecuente. Fructifica exclusivamente sobre encinas vivas
<i>Cortinarius ionochlorus</i>	Preferentemente en encinares. Especie rara para la que se ha propuesto su inclusión en el Apéndice I de la Convención de Berna
<i>Ganoderma lucidum</i>	Especie de alto interés medicinal, que puede adquirir gran valor en el mercado. Mantener las cepas antiguas de encina, o incluso las muertas, puede mejorar las producciones de este hongo

BRIÓFITOS⁵	
<i>Homalothecium aureum</i>	Especie mediterránea con disyunción en California
<i>Antitrichia californica</i>	Especie mediterránea con disyunción en California
<i>Orthotrichum macrocephalum</i>	Especie mediterránea con disyunción en California
<i>Orthotrichum tortidontium</i>	Endemismo mediterráneo (España, Marruecos, Turquía)
<i>Orthotrichum vittii</i>	Endemismo mediterráneo (España, Marruecos, Turquía)
<i>Orthotrichum catarinoi</i>	Endemismo mediterráneo occidental
<i>Zygodon forsteri</i>	Especie rara, poquísimas localidades
<i>Cryphaea heteromalla</i>	Especie muy sensible a la contaminación

PLANTAS VASCULARES	
<i>Adenocarpus decorticans</i>	
<i>Cyclamen balearicum</i>	
<i>Genista falcata</i>	

Sigue ►

⁴ Fuentes: Josep Girbal, Unidad de Botánica, Universidad Autónoma de Barcelona; Dahlberg & Croneborg, 2003; www.valdorba.org/micovaldorba2/instrumento_tratamientos_conservacion_habitat_valdorba.shtml9

⁵ Fuente: Montserrat Brugués, Unidad de Botánica, Universidad Autónoma de Barcelona.

► Continuación

Taxón	Observaciones
PLANTAS VASCULARES	
<i>Genista hystrix</i>	
<i>Paeonia broteroi</i>	
<i>Paeonia coriacea</i>	

MOUSCOS⁶	
<i>Deroceras tarracense</i> (<i>Plathystimulus</i>)	Babosa que vive en el borde de los senderos que cruzan los bosques mediterráneos. (categoría de amenaza UICN en España: VU)
<i>Furcopenis circularis</i>	Bosques de encinas, al borde de caminos. (categoría de amenaza UICN en España: VU)
<i>Furcopenis darioi</i>	Bajo piedras en encinares. (categoría de amenaza UICN en España: VU)
<i>Geomalacus anguiformis</i>	(Categoría de amenaza UICN en España: VU)
<i>Montserratina bofilliana</i>	Caracol de medios rupícolas umbríos que también está presente en encinares (Bros, 2000, 2006). (categoría de amenaza UICN en España: VU)
<i>Suboestophora altimirai</i>	Caracol endémico valenciano. (categoría de amenaza UICN en España: VU)

INSECTOS⁷	
<i>Tillus ibericus</i> (Coleoptera: Cleridae)	Endemismo ibérico de los encinares continentales. Depredador de insectos barrenadores
<i>Amorphocephala coronata</i> (Coleoptera: Brentidae)	Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Eupotosia mirifica</i> (Coleoptera: Cetoniidae)	Incapaz de adaptarse a medios abiertos por el hombre, es indicadora de bosque mediterráneo, estando asociada a grandes bosques de Quercus (<i>Q. pyrenaica</i> , <i>Q. suber</i> , <i>Q. ilex</i>). Se conocen cinco poblaciones en España. Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Thorectes valencianus</i> (Coleoptera: Geotrupidae)	Coprófago de conejo, oveja y cabra. Vive en mosaicos de carrascal-pastizal. Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Mallota dusmeti</i> (Diptera: Syrphidae)	Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Plebejus hespericus</i> (Lepidoptera: Lycaenidae)	Endemismo español. Vive en zonas aclaradas de carrascales. Categoría de amenaza UICN en España: VU

ANFIBIOS⁸	
<i>Triturus pygmaeus</i>	Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Alytes cisternasii</i>	Categoría de amenaza UICN en España: NT
<i>Alytes obstetricans</i>	Categoría de amenaza UICN en España: NT
<i>Triturus boscai</i>	Categoría de amenaza UICN en España: LC; casi amenazada (NT) en Andalucía.

Sigue ►

⁶ Fuente: Verdú & Galante, 2006.

⁷ Fuentes: Bahillo de la Puebla *et al.*, 2003; Verdú & Galante, 2006.

⁸ Fuente: Pleguezuelos *et al.*, 2002.

► Continuación

Taxón	Observaciones
REPTILES¹⁰	
<i>Testudo hermanni</i>	Categoría de amenaza UICN en España: EN
<i>Emys orbicularis</i>	Categoría de amenaza UICN en España: VU
<i>Blanus cinereus</i>	Categoría de amenaza UICN en España: LC; convenio de Berna, Anexos II y III
<i>Lacerta bilineata</i> (= <i>Lacerta viridis</i>)	Categoría de amenaza UICN en España: LC
<i>Vipera latasti</i>	Categoría de amenaza UICN en España: NT
MAMÍFEROS	
<i>Eliomys quercinus</i>	

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (CBIO; AHE; SECEM; SEBCP), se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

2.5. EXIGENCIAS ECOLÓGICAS

■ Clima

Las encinas son árboles tolerantes a la sequía estival. En la región biogeográfica Mediterránea española, los encinares se encuentran en territorios cuya sequía estival puede durar desde 1-2 meses en los encinares supramediterráneos más húmedos hasta 5 meses en los encinares más secos. Las encinas sobreviven a la sequía estival gracias su profundo sistema radicular, que les permite absorber agua de capas profundas del suelo, y a la capacidad de sus hojas de tolerar el déficit hídrico (Castell Terradas, 1994, Savé *et al.*, 1999). Otras especies esclerófilas que se encuentran en los encinares reducen la transpiración estival, en mayor medida que la encina, mediante el cierre de los estomas durante las horas centrales del día. En la región Atlántica de la Península, los encinares cantábricos ocupan áreas de elevada precipitación estival (ver apartado 2.2); no obstante, muchos de ellos, especialmente los orocantábricos, pueden experimentar sequía de origen edáfico al estar situados sobre suelos fisurícolas o esqueléticos.

En cuanto a la temperatura, las encinas soportan temperaturas estivales elevadas: la mediana de las medias de las temperaturas máximas diarias de julio

es de 31,2 °C para el conjunto de los encinares españoles, con un percentil 90 de 34,6 °C (ver la tabla de caracterización climática del apartado 2.2). Pueden soportar asimismo un frío invernal considerable. Las carrascas adultas pueden sobrevivir sin demasiados daños temperaturas puntuales de -25 °C, y los encinares españoles pueden encontrarse en zonas cuyas medias de las temperaturas mínimas diarias de enero son relativamente bajas, como ya se ha comentado en el apartado 2.2. No obstante, los encinares ocupan en España un amplio rango de climas térmicos invernales, desde los encinares litorales en zonas de inviernos suaves hasta zonas fuertemente continentales o zonas supramediterráneas de considerable altitud, de inviernos mucho más fríos. Algunas especies leñosas de los encinares temomediterráneos son marcadamente termófilos y no toleran fríos superiores a -5 °C como es el caso del mirto (Blanco *et al.*, 1997).

Los principales factores climáticos que limitan la presencia de encinares en España son: 1) la escasa precipitación anual, o más exactamente la duración o intensidad excesivas de la sequía estival, que comportan el dominio de pinares, maquias o matorrales; 2) la elevada precipitación anual, aparejada con una sequía estival reducida o inexistente, que conduce a la sustitución de los encinares por bosques caducifolios (ma-

⁹ Pleguezuelos *et al.*, 2002.

yormente robledales y hayedos); la excesiva duración o intensidad del frío invernal, que favorece a sabinas y matorrales en las áreas más secas, y a robledales y hayedos en las más húmedas.

Dentro de la región biogeográfica Mediterránea, el óptimo climático de los encinares españoles se encuentra probablemente en zonas de ombroclima húmedo o subhúmedo en los pisos bioclimáticos mesomediterráneo y supramediterráneo.

■ Factores topográficos, geomorfología

En España, los encinares ocupan un amplio rango de altitudes desde el nivel del mar hasta una altitud máxima que varía fuertemente según la latitud, el clima regional y la orientación de la ladera. En el norte de la Península, los encinares en laderas fuertemente umbrías llegan, en general, hasta los 800-1.000 m sobre el nivel del mar y hasta los 1.200-1.400 m en solanas. En las montañas del sur de la Península, el límite altitudinal puede alcanzar los 1.900 m en solanas, aunque a esta altitud, la estructura actual suele ser de una formación abierta y achaparrada. En el conjunto de España, el 10% de las parcelas de encinar utilizadas en el apartado 2.2 para la caracterización climática se encuentra a altitudes inferiores a 300 m, y el 10% a altitudes superiores a 1.110 m. Sólo el 1% de las parcelas están a más de 1.500 m de altitud. El 50% de las parcelas se encuentra entre 480 y 920 m de altitud (ver tabla del apartado 2.2).

En la región biogeográfica Mediterránea, los encinares ocupan todas las orientaciones, sin preferencias marcadas. No obstante, a medida que el clima se hace más seco, se localizan preferentemente en umbrías. Contrariamente, los encinares orocantábricos son más frecuentes en solanas. Tales cambios compensatorios contribuyen a que los topoclimas de los encinares (las condiciones climáticas realmente experimentadas en una situación topográfica concreta) varíen algo menos que los respectivos macroclimas locales.

Debido a la ocupación humana de los suelos llanos y profundos, gran parte de los encinares actuales se encuentran preferentemente en zonas de pendientes moderadas o fuertes. No obstante, también se encuentran encinares, sobre todo en las dos mesetas, en zonas relativamente llanas o de relieve poco acusado.

■ Suelo y litología

Los encinares se encuentran sobre un rango muy amplio de litologías y suelos (ver apartado 2.2). La presencia de fracturas y fisuras en la roca es muy importante para permitir el desarrollo del profundo sistema radicular que las encinas necesitan para sobrellevar la sequía estival. No obstante, y casi como todos los árboles, las encinas presentan su mayor desarrollo arbóreo sobre suelos profundos, que generalmente se presentan solo de manera localizada en el área actual de ocupación del tipo de hábitat y que corresponden a menudo a lugares antiguamente cultivados. Buena parte de la superficie ocupada por el tipo de hábitat tiene suelos rocosos, pedregosos o superficiales que limitan el desarrollo arbóreo y que, combinado con la historia de explotación forestal y ganadera, hacen que muchos encinares no tengan actualmente una fisionomía propiamente de bosque sino la de una formación arbolada abierta con árboles de baja talla, o incluso la de un matorral arborescente.

■ Especies características y diagnósticas

La especie dominante es por definición la encina (*Quercus ilex*), que domina el estrato arbóreo. Los encinares españoles son extremadamente variables en cuanto a composición de especies vegetales y animales. Esta variabilidad de composición específica dificulta hablar en general de especies características y diagnósticas. La encina puede coexistir con casi todas las especies arbóreas presentes en su área de distribución española: desde diversas especies de pinos (especialmente *Pinus halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris*), de robles y quejigos (especialmente *Quercus humilis*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea*), de sabinas y enebros (*Juniperus thurifera*, *J. phoenicea*, *J. oxycedrus*; las dos últimas especies a menudo de porte arbustivo), hasta acebuches (*Olea europea* var. *sylvestris*) y algarrobos (*Ceratonia siliqua*). La encina puede coexistir o colindar incluso con pinsapos (*Abies pinsapo*) y hayas (*Fagus sylvatica*). Prácticamente la única especie arbórea autóctona de la Península con la que la encina nunca coexiste es el pino negro (*Pinus uncinata*) de los bosques subalpinos.

Las especies características, en sentido fitosociológico, de las subalianzas y de los sintáxones superiores se han citado en el apartado 2.3. Muchas de ellas

son arbustos y lianas esclerófilos, de marcado carácter biogeográfico mediterráneo, que caracterizan diversos encinares mesomediterráneos (por ejemplo, *Phillyrea latifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Viburnum tinus*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus*, *Ruscus aculeatus*, *Rosa sempervirens*, *Rubia peregrina*, *Smilax aspera*, o *Asparagus acutifolius*). Otras son especies lauroides, como *Laurus nobilis*, que pueden ser frecuentes en encinares bajo climas suaves, como los del litoral cantábrico. Otras especies de hongos, plantas y animales que pueden caracterizar los encinares se relacionan en los apartados 2.4 y 3.2.

■ Dinámica de poblaciones

La encina es una especie longeva y tolerante a la sombra. Se reproduce abundantemente por semilla (bellotas; reproducción sexual) y por rebrotes de cepa y de raíz (reproducción vegetativa). Respecto a la reproducción sexual, la encina, como otras fagáceas, es fuertemente vecera; es decir, hay años de producción elevada o muy elevada de bellotas y otros de producción escasa o nula. Esta vecería se ha interpretado tradicionalmente como una forma de saturar por saciación a los depredadores de semillas en los años de alta producción, y de limitar sus poblaciones en años de baja producción (ver referencias e interpretaciones distintas del fenómeno en Kelly, 1994). Aunque a veces, producciones altas y bajas se dan en años alternos, la irregularidad temporal es la norma (Siscart *et al.*, 1999). Múltiples factores internos y externos contribuyen a determinar cada año el número de flores femeninas, el número de bellotas que inician su desarrollo, la proporción de éstas que abortan, y el número final de bellotas que llegan a madurar. En un año determinado y dado un número inicial de bellotas en desarrollo, la cantidad de precipitación durante el verano y el principio de otoño es uno de los factores clave que determinan los años de abundante producción de bellotas.

Las bellotas son consumidas por una gran variedad de animales: insectos (principalmente curculiónidos, en particular *Curculio glandium*), aves (principalmente arrendajos y palomas torcaces), roedores (sobre todo, ratones de campo), y ungulados salvajes (jabalíes, cérvidos) y domésticos (ovejas, cerdos en montanera). De este modo, las bellotas son uno de los recursos tróficos esenciales para muchas especies en los encinares, especialmente en otoño-invierno. La producción de bellotas es así un factor

crucial tanto en el reclutamiento de nuevas encinas y en la dispersión de esta especie como en la dinámica de poblaciones de animales que se alimentan de bellotas (Cahill & Llimona, 2004) y de sus depredadores, como la gineta. Viceversa, si el consumo de bellotas por los herbívoros es muy elevado, la regeneración de las encinas por vía sexual puede verse comprometida. Esta situación es frecuente donde las cargas ganaderas son altas y se ha documentado también en pequeños fragmentos de encinar rodeados de cultivos; tales fragmentos alojan en invierno densidades muy elevadas de ratones de campo (*Apodemus sylvaticus*) que consumen prácticamente todas las bellotas disponibles en el suelo (Santos & Tellería, 1997). En el otro extremo de la relación, algunos depredadores de bellotas actúan también como eficaces diseminadores de las mismas. Es el caso del arrendajo (*Garrulus glandarius*) que entierran las bellotas para consumirlas más adelante; muchas de éstas acaban germinando. El papel del arrendajo como sembrador de *Quercus* es bien conocido (por ejemplo, Bossema, 1979). Además, en un experimento en el que se ofrecían bellotas de distintas especies, los arrendajos prefirieron las bellotas de *Quercus ilex* a las de *Q. suber*, *Q. faginea* y *Q. coccifera*, incluso cuando se controló el efecto del tamaño de las bellotas (Pons & Pausas, 2007). Los arrendajos pueden dispersar las bellotas a distancias considerables del árbol madre. En encinares de Sierra Nevada, se ha documentado que las transportan y entierran hasta a 1 km de distancia, y que lo hacen preferentemente en pinares (Gómez, 2003). De este modo, los arrendajos pueden acelerar la colonización de pinares por parte de las encinas.

Las bellotas que no son consumidas germinan con facilidad en suelos suficientemente húmedos. Las plántulas generan rápidamente una raíz profunda, que ayudará a la joven encina a obtener agua de los horizontes profundos del suelo y a sobrevivir su primer verano. Las plántulas germinan y sobreviven en condiciones de media luz e incluso de sombra densa, como la de los encinares en espesura. A plena luz, la germinación y supervivencia pueden verse fuertemente limitadas, en especial en las regiones de clima más cálido y seco (Pulido & Díaz, 2003, 2005). En condiciones de sombra densa, el crecimiento de las plántulas y los brinzales resultantes queda frenado, aunque pueden sobrevivir diversos años (Retana *et al.*, 1999). Se forma así un banco de plántulas o regeneración avanzada, que no prosperará si no se produce un claro en el dosel arbóreo.

Respecto a la reproducción por rebrote (vegetativa), las encinas tienen una elevada capacidad de rebrotar después de ser quemadas o cortadas (Retana *et al.*, 1992; Espelta *et al.*, 1999). Su porcentaje de supervivencia, como individuos genéticos, a tales perturbaciones es elevadísimo (López Soria & Castell, 1992; Espelta *et al.*, 1999), y producen una enorme cantidad de rebrotes que pueden generar una nueva estructura aérea con fisionomía de maquia en pocos años, y con fisionomía de monte bajo (árboles de rebrote) en 10-25 años según las condiciones de crecimiento. Las encinas conservan capacidad de rebrotar incluso a edades avanzadas (Serrada *et al.*, 2004).

Muchos encinares son ricos en plantas leñosas que producen frutos carnosos (lentisco, labiérnago, aladierno, zarzaparrilla, majuelo, etc.). Estos frutos son un recurso trófico esencial, especialmente en otoño, para mamíferos y para aves. La frugivoría en bosques y arbustales mediterráneos ha sido profundamente estudiada (por ejemplo, Herrera, 1998; Jordano, 2000; Jordano *et al.*, 2007). La disponibilidad de frutos carnosos es altamente variable en el espacio y de un año a otro (Tellería & Pérez-Tris, 2007). Esta variabilidad en la oferta trófica, en una época de baja abundancia de insectos, condiciona la abundancia, los movimientos, la condición corporal y, probablemente, la supervivencia invernal de los frugívoros. Además, los frutos carnosos son componente importante de la dieta de muchas especies de aves invernantes en los encinares y otros tipos de hábitats leñosos mediterráneos. Por lo tanto, la producción y consumo de tales frutos influyen también a las poblaciones orníticas migradoras que se reproducen en el centro y norte de Europa (Tellería *et al.*, 2005).

■ Dinámica del sistema

La dinámica de los encinares, como la de otros tipos de bosques y arbustales mediterráneos, está muy controlada por la irregularidad de las precipitaciones y por el régimen de perturbaciones. Años ocasionales de precipitación muy elevada en primavera-verano o, inversamente, años excepcionalmente secos, ejercen probablemente una gran influencia en el reclutamiento eficaz de árboles y arbustos, en la fecundidad y mortalidad de plantas y animales, en la expansión o contracción de las áreas de ocupación de las distintas especies y, en último término, en el mantenimiento o el cambio de la estruc-

tura espacial del bosque y de su composición específica.

Los dos grandes tipos de perturbación (en su sentido ecológico: o sea, sin connotaciones peyorativas *a priori*) que afectan o han afectado a los encinares españoles son los aprovechamientos forestales y los incendios.

Los encinares han sido aprovechados durante milenios para obtener madera, carbón vegetal y leña (además de bellotas, pastos, taninos, etc.). La mayor parte de los encinares se explotaron en régimen de monte bajo, aprovechando la gran capacidad de rebrote de la encina. Los encinares se cortaban a martarrasa o mediante resalveo enérgico (eliminado casi todos los pies de cada cepa) cada 10-20 años. Los chirpiales (rebrote) generados tras la tala alcanzaban al llegar la nueva un diámetro pequeño, adecuado para producir carbón o leña. Este régimen produce encinares con una alta densidad de pies pequeños, de altura generalmente escasa, empobrecidos a menudo en especies leñosas al ser eliminadas las especies de árboles y arbustos no deseadas o que no pueden persistir en tales condiciones. Además, en áreas de clima seco o con alta presión de herbívoros domésticos o salvajes, la regeneración eficaz por bellotas en tales encinares puede ser escasa o nula. Los encinares así aprovechados pasan pues a depender exclusivamente de la reproducción vegetativa (rebrote) para su mantenimiento.

El abandono generalizado de la explotación de los encinares como fuente de combustibles permitió a partir de mediados del siglo XX, la recuperación parcial de los encinares, densificándose y aumentando el diámetro de los árboles. No obstante, la impronta de la gestión pasada perdura aún. En especial, la elevada densidad de pies de rebrote, y la competencia resultante entre ellos, puede limitar fuertemente el crecimiento. La estructura de monte bajo tiende entonces a persistir largamente.

■ Caracterización dendrométrica y dasométrica de los encinares españoles

El *Inventario Forestal Nacional* permite caracterizar las masas forestales españolas en distintos momentos. El inventario más reciente (el tercero, IFN3) se ha utilizado aquí para resumir las dimensiones de los árboles (dendrometría) y las propiedades conjuntas del estrato arbóreo (dasométría) de los

encinares españoles. Los trabajos de campo del IFN3 se realizaron entre los años 1998 y 2006 en las distintas comunidades autónomas, excepto en Andalucía.

Para el presente apartado, se seleccionaron todas las parcelas del IFN3 de encinar no adhesionado de España, excepto en Andalucía, a través de la aplicación secuencial de los siguientes criterios:

Paso 1. Seleccionar parcelas con presencia de pies mayores de encina (pies con un diámetro normal superior a 7,5 cm).

Paso 2. Seleccionar parcelas de encinar, es decir dominadas por encina: aquellas en las que la encina representa $\geq 70\%$ del área basal total de los pies mayores.

Paso 3. Seleccionar parcelas con un área basal total $\geq 2 \text{ m}^2/\text{ha}$; este criterio excluye las parcelas cuyo estrato arbóreo no tenga un mínimo desarrollo y sirve también para excluir parte de los encinares adhesionados.

Paso 4. Excluir las dehesas que no hayan quedado excluidas en el paso anterior. El criterio ha sido ex-

cluir las parcelas que cumplieren simultáneamente estas dos condiciones: densidad de árboles (todas las especies) < 100 pies mayores/ha y diámetro cuadrático medio de los pies mayores de todas las especies $\geq 25 \text{ cm}$.

El resultado ha sido seleccionar las 4.753 parcelas del IFN3 que cumplían los criterios antedichos.

■ Dendrometría

Las encinas de los encinares españoles son, en general, árboles de escaso tamaño. El diámetro cuadrático medio de todos los pies mayores de encina de las 4.753 parcelas de encinar es sólo de 14,8 cm (desviación típica, DT: 5,6 cm). El 96,5% de todos los pies mayores de encina de estas parcelas tienen un diámetro normal inferior a 22,5 cm. Sólo el 15,3% de las parcelas contienen algún pie de encina de diámetro normal $\geq 42,5 \text{ cm}$.

Tampoco son árboles muy altos. La media de las alturas por parcela de los pies mayores de encina es de 5,1 (DT 1,4) m, con valores extremos por parcela entre 2,0 y 12,9 m.

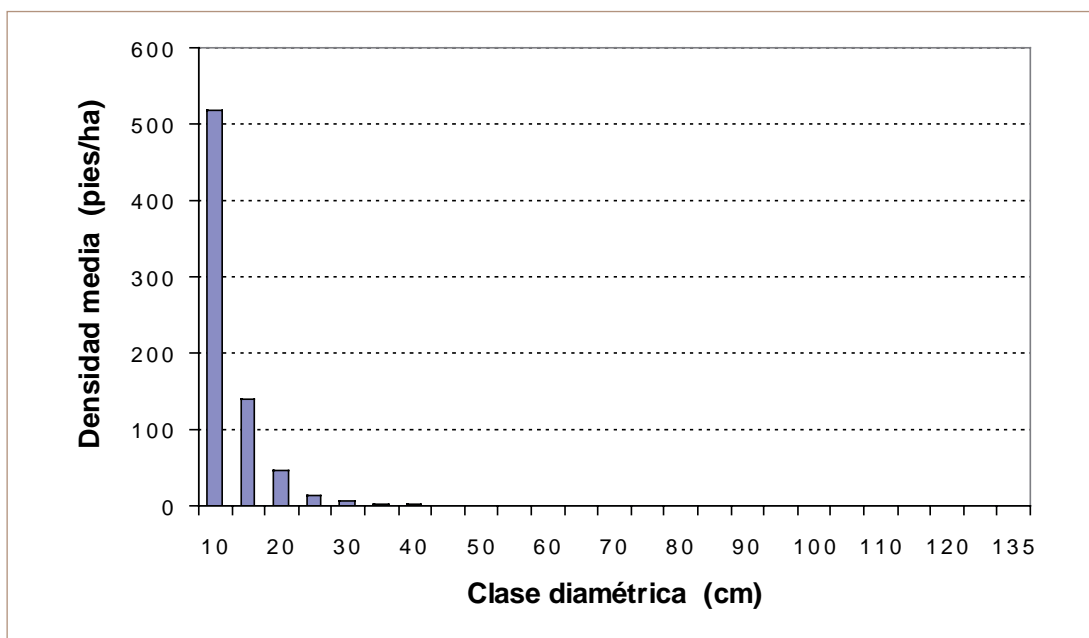


Figura 2.1

Distribución diamétrica de las encinas de los encinares no adhesionado de España.

(Pies mayores; IFN3, excepto Andalucía).

El 96,7% de los pies mayores de encina medidos en 4753 parcelas de encinares españoles tienen un diámetro normal inferior a 22,5 cm. El 3,3% restante tiene diámetros de tronco entre 22,5 y 137,5 cm.

■ Dasometría

En las 4.753 parcelas de encinar del IFN3, la densidad media de pies mayores de todas las especies arbóreas es de 764 (DT 675) pies/ha. La encina aporta el 94,9% de esta densidad media. La mediana de la densidad media es mínima en Extremadura y máxima en Euskadi y Catalunya.

En el conjunto de las parcelas seleccionadas, el área basal total media es de 10,1 (DT 7,7) m²/ha, y la encina aporta el 93,4% de la misma¹⁰. Las comunidades autónomas cuyos encinares tienen una mayor mediana del área basal total son Euskadi, Baleares y Catalunya; las menores corresponden a Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid.

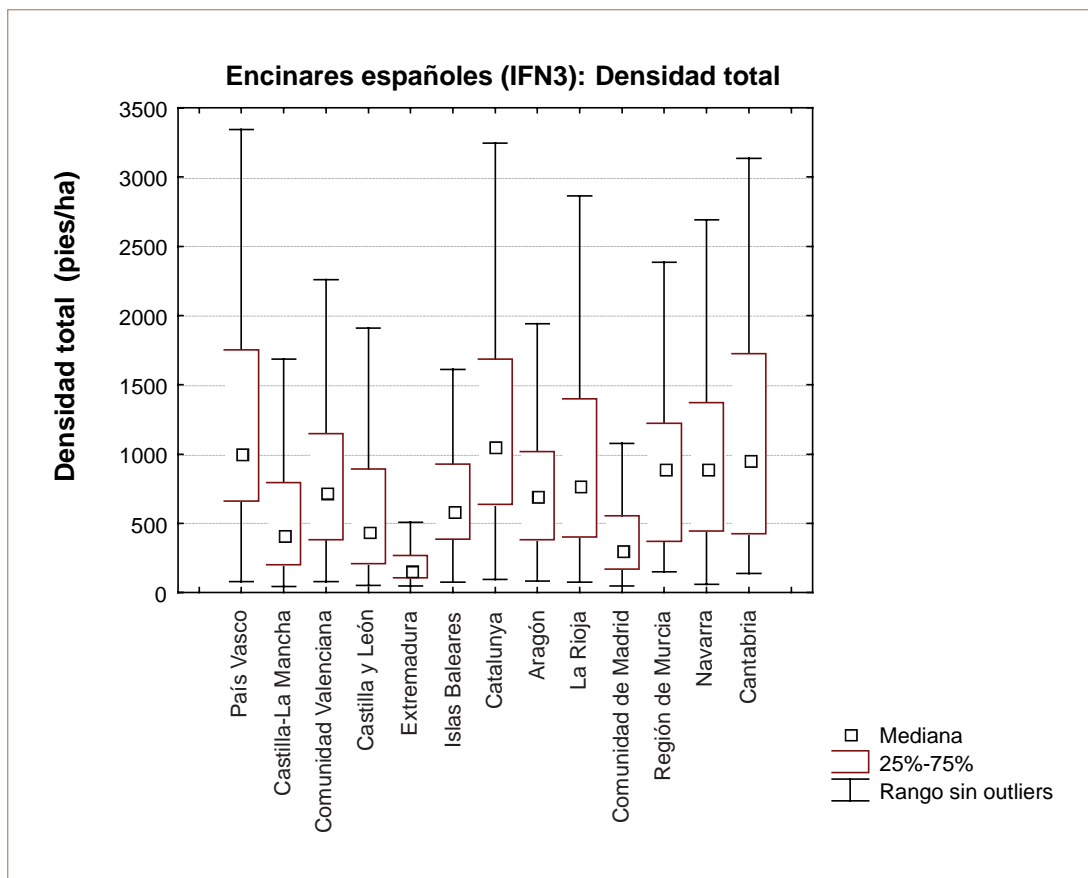


Figura 2.2

Variación de la densidad total de pies mayores dentro y entre comunidades autónomas, basada en las 4.753 parcelas de encinar del *Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3)* seleccionadas con los criterios descritos en el texto. No se representan los datos de Galicia y Asturias por contar cada una sólo con 5 ó 6 de dichas parcelas.

¹⁰ Este porcentaje está calculado directamente a partir de la media de las áreas basales de todas las parcelas; la media de los porcentajes de contribución de la encina por parcela es ligeramente diferente.

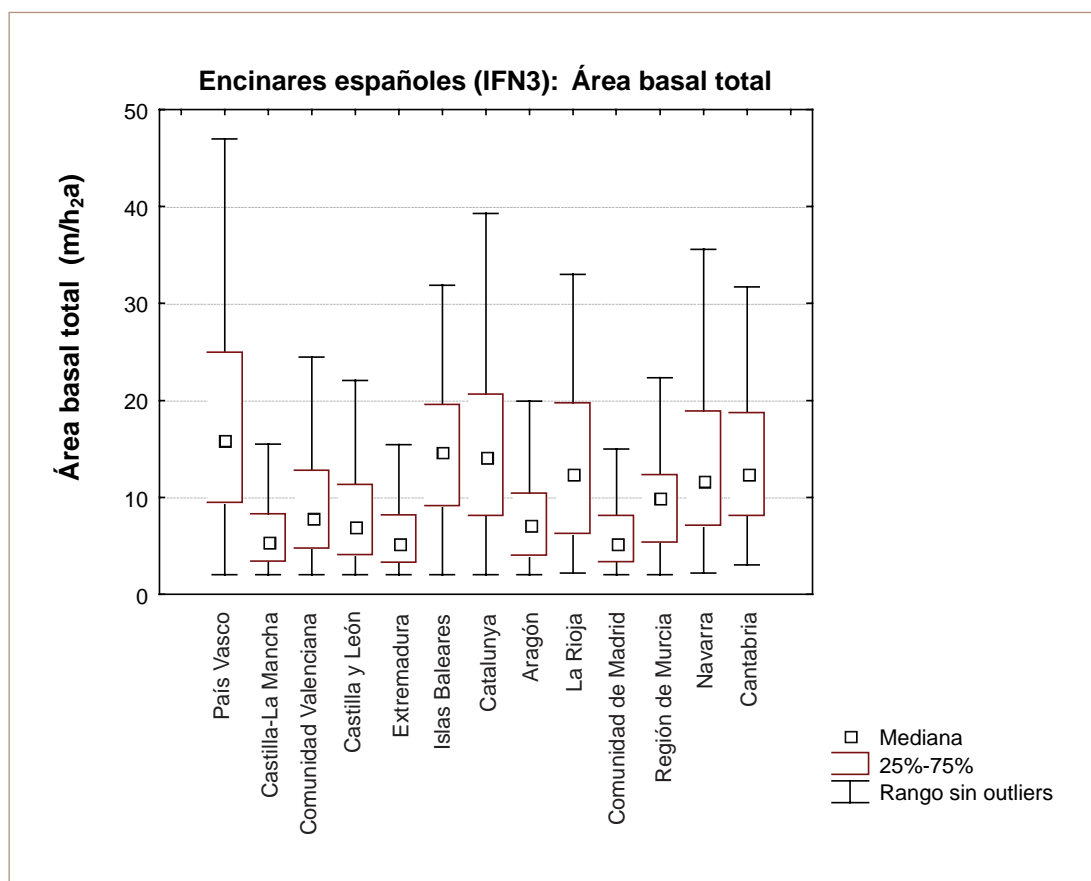


Figura 2.3

Variación del área basal total de pies mayores dentro y entre comunidades autónomas, basada en las 4.753 parcelas de encinar del *Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3)* seleccionadas con los criterios descritos en el texto. No se representan los datos de Galicia y Asturias por contar cada una sólo con 5 ó 6 de dichas parcelas.

En dos tercios de las parcelas (el 66,5%), la única especie arbórea que tenía pies mayores era la encina. En el 33,5% restante, en el que había algún pie mayor perteneciente a otras especies arbóreas, la media de los diámetros cuadráticos de los pies mayores de otras especies era 19,5 cm (DT 11,5 cm), comparado con 14,1 cm (DT 5,8 cm) de la encina en estas mismas parcelas. De las parcelas en que había más de una es-

pecie arbórea con pies mayores (n=1591), en el 65,4% la otra u otras especies tenían un diámetro cuadrático medio superior al de la encina. En el 40% de las 1.591 parcelas, las otras especies tenían un diámetro cuadrático medio superior al de la encina en > 5 cm, mientras que el caso inverso (diámetro medio de la encina superior al de las otras especies en > 5 cm) se daba sólo en el 10% de las parcelas.

Comunidad Autónoma	N	Densidad encina (pies/ha)		Densidad total (pies/ha)		Área basal encina (m ² /ha)		Área basal total (m ² /ha)		DN cuadrático medio (cm)	
		Media	DT	Media	DT	Media	DT	Media	DT	Media	DT
Aragón	258	746	567	789	585	7,9	5,7	8,5	6,1	12,3	3,5
Asturias	6	957	517	1.000	496	12,4	5,7	13,0	5,3	14,1	3,7
Cantabria	55	998	744	1.127	810	15,0	10,7	16,5	12,1	15,1	6,0
Castilla y León	1.010	625	566	647	584	8,0	5,0	8,3	5,2	15,2	6,1
Castilla-La Mancha	859	556	490	574	503	6,5	4,5	6,8	4,7	14,2	5,1
Catalunya	986	1.137	730	1.220	766	13,7	8,1	15,3	9,0	13,1	3,0
Comunidad Valenciana	257	820	593	860	614	9,0	6,3	9,7	6,7	12,6	3,3
Euskadi	141	1.137	787	1.233	848	17,1	10,6	18,3	11,4	14,6	4,6
Extremadura	427	211	182	217	187	6,2	3,9	6,4	4,1	21,3	7,7
Galicia	5	948	1.060	948	1.060	9,2	8,5	9,2	8,5	12,3	4,3
Islas Baleares	100	724	554	760	555	14,1	7,4	15,2	7,8	17,3	4,7
La Rioja	98	871	594	916	622	13,3	8,4	13,8	8,7	14,9	6,1
Madrid	347	432	431	442	433	6,1	3,8	6,3	3,9	15,7	5,4
Murcia	23	870	537	905	587	8,9	4,4	9,6	5,0	12,6	3,4
Navarra	181	937	633	991	660	13,2	8,4	13,9	8,9	14,2	4,2
España ^b	4.753	725	642	764	675	9,5	7,1	10,1	7,7	14,8	5,6

^a Trabajos de campo realizados entre los años 1998 y 2006.

^b Excepto Andalucía, comunidad en la que los datos del IFN3 no están aún disponibles.

Tabla 2.4

Resumen comparativo de densidades, áreas basales y diámetros cuadráticos medios de los encinares españoles, basado en parcelas de encinar del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3)^a seleccionadas con los criterios indicados en el texto. Obsérvese que el número de parcelas (N) es muy variable entre comunidades autónomas, y que es especialmente bajo en Asturias y Galicia.

■ Crecimiento diametral de las encinas

El crecimiento diametral de los troncos de las encinas se ha valorado en este trabajo a partir de la comparación de los diámetros en los pies que fueron medidos en el *Segundo Inventario Forestal Nacional* (IFN2) y remedidos en el *Tercer Inventario Forestal Nacional* (IFN3). El intervalo de tiempo entre los trabajos de campo de ambos inventarios fue de 10-12 años según las comunidades autónomas. Para este trabajo, se ha considerado un tiempo medio entre inventarios de 11 años para todo el territorio¹¹.

Se partió de las 4.753 parcelas usadas para la caracterización dendrométrica y dasométrica, añadiendo los requisitos de que:

- Paso 1.** La parcela cumpliera los requisitos de selección (ver más arriba) también en el IFN2.
- Paso 2.** La misma parcela fuese medida en el IFN2 y en el IFN3, para poder comparar los diámetros de los mismos pies de encina en ambas fechas.

¹¹ El intervalo de tiempo implícito en esta comparación va entre 1986-1996 (trabajos de campo IFN2) y 1998-2006 (trabajos de campo IFN3).

De este proceso de selección resultaron 3.025 parcelas de encinar distribuidas por toda la geografía española, excepto en Asturias, Cantabria, Navarra y en Baleares (donde los autores no disponían de los datos de las parcelas del IFN2) y Andalucía (donde el IFN3 no está aún disponible). En 40 de las parcelas no se disponía de los datos de los diámetros individuales de los árboles, quedando 2.985 parcelas para el cálculo del crecimiento diametral. En total se remidieron en estas parcelas 27.262 pies mayores de encina. Para cada parcela, se obtuvo el incremento diametral medio (con corteza) haciendo la media ponderada¹² de los incrementos individuales de los pies de encina medidos en ambos inventarios. Para el conjunto de todas las parcelas, la media de estos crecimientos diametrales medios de encina es de 1,86 mm/año (DT 1,14 mm/año).

■ Crecimiento de la masa

Los cambios temporales en la densidad y en el área basal del estrato arbóreo de los encinares pueden evaluarse a través de las mismas 3.025 parcelas seleccionadas en el apartado precedente. En el período medio de 11 años entre la realización del IFN2 el IFN3, la densidad media de estas parcelas aumentó un 21% (de 659 a 796 pies mayores/ha¹², considerando todas las especies). El porcentaje representado por la encina en esta densidad descendió ligeramente, pasando del 95,3% en el IFN2 al 93,1% una década después¹³. La media del área basal total aumentó un 31% (de 8,40 a 10,07 m²/ha, considerando también todas las especies). La contribución de la encina al área basal disminuyó del 93,7 al 91,5%¹³.

■ Valoración de los datos dendrométricos y dasométricos

La imagen resultante de las parcelas de encinar del IFN3, definidas según los criterios expuestos, es la de bosques formados mayormente por árboles de pequeño porte, y de escaso desarrollo como masa arbórea (evidenciado por la escasa área basal me-

dia), fuertemente dominados por la encina, y donde las otras especies arbóreas, cuando están presentes, a menudo tienen un mayor desarrollo que la encina. Las razones del escaso porte de los encinares españoles hay que buscarlas, en parte, en las limitaciones climáticas y edáficas de las localidades donde han quedado relegados los encinares por la ocupación agrícola del suelo, y en parte, por el aprovechamiento tradicional de los encinares en régimen de monte bajo. El bajo crecimiento diametral medio que presenta la encina es fruto de todos estos condicionantes unidos a la elevada densidad de la madera de encina.

La dinámica de las masas de encina, cuantificada aquí por los cambios en la densidad y área basal de los pies mayores, refleja la maduración de los encinares tras el cese generalizado de su explotación. De todos modos, el área basal media sigue siendo baja a pesar del incremento del 31% en una década. La densidad de pies es previsible que descienda con el proceso de maduración cuando la espesura es elevada. En cambio, se observa un aumento de la densidad de pies mayores entre ambos inventarios forestales nacionales debido a que la espesura media de los encinares españoles es baja (especialmente en los carrascales) y a que la eventual disminución de densidad afecta más a pies menores que a pies mayores.

Es importante tener en cuenta, para una correcta interpretación de los incrementos cuantitativos de densidad y de área basal, que éstos se han obtenido seleccionando aquellas parcelas que ya cumplían unos requisitos estrictos de estructura de bosque y dominancia de encina en el IFN2 y que seguían cumpliéndolos en el IFN3. Se pretende así aproximarse a la dinámica de aquellas masas de encinar que persisten como tales. No están incluidos por tanto en las cifras aquí obtenidas casos de dinámicas más pronunciadas, como las de parcelas de bosque quemadas, cortadas intensamente o destruidas por cambios en el uso del suelo ni, inversamente, encinares en regeneración o sucesión natural que en el IFN3 alcanzan a cumplir los requisitos establecidos pero que no lo hacían en el inventario anterior.

¹² Puesto que las parcelas de muestreo eran de radio variable, se ponderaron los pies de cada parcela mediante los factores de transformación correspondientes.

¹³ Al estar basadas en menor número de parcelas, estas cifras difieren ligeramente de las ya vistas en el apartado de dasometría.

■ Variación estacional

Los encinares españoles, especialmente los que se encuentran a mayor altitud o en climas más continentales, se enfrentan tanto a la sequía estival como al frío invernal. Se definen así, en general, dos épocas favorables para el crecimiento vegetativo (primavera y otoño) y dos períodos menos favorables (verano e invierno). Muchos arbustos que viven en encinares florecen y fructifican en otoño. No obstante, y debido al dominio frecuente de árboles, arbustos y lianas perennifolios, la variación fenológica anual del conjunto del ecosistema es, menos

acentuada en encinares que en bosques caducifolios o en ecosistemas con un estrato herbáceo importante. La anterior generalización sobre períodos favorables y desfavorables debe matizarse mucho en función de las especies (por ejemplo, especies de artrópodos o reptiles plenamente activas en verano) y de las condiciones climáticas locales. La limitación invernal es mucho menor en el sur de la Península, especialmente a bajas altitudes y cerca de la costa. La limitación por la sequía estival disminuye fuertemente en las partes más húmedas de la región Mediterránea y en los encinares de las regiones Atlántica y Alpina (ver apartado 2.2).



3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

Área de distribución

No se dispone de datos cuantitativos sobre la extensión del área de distribución de los encinares en España, ni de su evolución temporal. En cualquier caso, la definición oficial de área de distribución es difícilmente operativa porque admite que puede ser discontinua pero no especifica ningún criterio para determinar las discontinuidades (por ejemplo, extensión mínima).

A partir del mapa basado en el SINH, puede estimarse a ojo que el área de distribución de los encinares en España es de unos $4,5 \times 10^5$ km², ya que abarca prácticamente todo el territorio peninsular español menos casi toda Galicia y dos estrechas franjas (una litoral en el suroeste andaluz y otra en las zonas más elevadas o más húmedas cerca de la frontera francesa), más gran parte de Mallorca y Menorca. El valle del Guadalquivir, sin presencia cartografiable de encinares, no debe excluirse de su área de distribución porque generaría en la misma un ángulo interior de más de 180°, cosa que la definición prohíbe. En cambio, la exclusión del centro del valle del Ebro depende de la interpretación que se dé a las discontinuidades.

Área ocupada

En las tablas del presente trabajo se ha utilizado la estimación de las superficies del tipo de hábitat 9340 (encinares) basada en el SINH; las fechas de obtención y los detalles metodológicos son desconocidos para los autores del presente trabajo. No se dispone de la evolución temporal del área ocupada. En principio, debería haber una estimación anterior basada en la primera cartografía nacional de tipos de hábitat. Los autores no han dispuesto de esta

información y, en cualquier caso, deberían tenerse muy en cuenta las posibles diferencias metodológicas entre ambos inventarios.

Los diferentes Inventarios Forestales Nacionales suministran también estimaciones de las superficies ocupadas por terrenos arbolados donde la encina es la especie principal. Sin embargo, la utilización de esta fuente para conocer el área ocupada por el tipo de hábitat 9340 (encinares), y su evolución temporal, toparía con tres dificultades:

1. Diferencias de interpretación en lo que constituye un encinar.
2. Diferencias metodológicas en las cartografías utilizadas para estimar las superficies en el *Segundo Inventario Forestal Nacional* respecto al Tercero.
3. Los datos del IFN3 para Andalucía todavía no están disponibles.

Área de distribución de referencia favorable (Favourable reference range)

Por definición, no puede ser inferior al área de distribución cuando entró en vigor la Directiva de Hábitats. Asumiendo la estimación dada anteriormente para esta última ($4,5 \times 10^6$ km²), parece razonable suponer que esta superficie sería suficiente para mantener un estado de conservación favorable (por sí misma, es decir, sin atender a la superficie realmente ocupada, de la que se ocupa el párrafo siguiente, ni la calidad del tipo de hábitat) y, por lo tanto, que el área de distribución de referencia favorable es de unos $4,5 \times 10^6$ km² en el conjunto del territorio nacional.

Superficie de referencia favorable (Favourable reference area)

Por definición, no puede ser inferior a la superficie ocupada cuando la directiva entró en vigor, que se

estima en $1,4 \times 10^4$ km². Es difícil decir si esta superficie ocupada es suficiente para mantener la viabilidad a largo plazo del tipo de hábitat y/o para mantenerlo en un estado de conservación favorable. El estado de conservación favorable del tipo de hábitat implica que sus especies típicas mantengan un estado de conservación favorable pero es difícil decir cuáles son las especies típicas de los encinares, considerados como tipo de hábitat (ver el apartado 3.2). Como mínimo, hay tres especies cruciales de vertebrados medianos o grandes que necesitan grandes extensiones de hábitat (águila imperial ibérica, lince ibérico y lobo) y que utilizan encinares, aunque no los requieren. Incluso donde utilizan encinares, las tres especies utilizan también otros tipos de hábitat (matorrales, pastizales, cultivos, dehesas, otras clases de bosque). La persistencia de poblaciones de estas especies en áreas de encinar depende por lo tanto no sólo de la superficie de encinares, y de su calidad como tipo de hábitat, sino también, de la presencia de otros tipos de hábitat. Es posible que la superficie actual de ocupación de los encinares en España, que además está distribuida en numerosos retazos, dificulte la conservación de estas especies, especialmente del águila imperial que es de las tres especies la que puede hacer un mayor uso de los encinares, tanto de los espesos, como de zonas tranquilas de nidificación, como los abiertos, como zonas de caza. De todas maneras, se considera que en estas especies el factor crítico no es tanto la cantidad de superficie de encinares sino la calidad del tipo de hábitat y la mortalidad por factores diversos. Por lo tanto, se puede considerar que la superficie de referencia favorable es igual a la actualmente ocupada por los encinares. Una probable excepción son los encinares termomediterráneos para los cuales, la superficie ocupada podría ser insuficiente para mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable.

Superficie mínima de encinares individuales

La superficie de referencia discutida en el párrafo anterior se aplica al conjunto del tipo de hábitat. Un aspecto distinto es el área mínima que debería tener un encinar para mantener un estado de conservación favorable. Una posible estimación se puede realizar a partir del área necesaria para mantener

una población viable de gineta. La elección de esta especie se debe a que es uno de los carnívoros más característicos de los encinares españoles (aunque se encuentra también en otros tipos de hábitat), sus requerimientos espaciales están estudiados (Camps & Llimona, 2004) y, a diferencia de las tres especies emblemáticas antes comentadas, puede desarrollar todas sus funciones biológicas en el interior de encinares, incluso si éstos son densos.

No conocemos ningún análisis de viabilidad de poblaciones de gineta. Aplicando el criterio más bien conservador de que una población viable a largo plazo contenga como mínimo 100 ejemplares reproductores, y suponiendo una densidad media de un adulto por km² (Camps & Llimona, 2004)¹, el área mínima necesaria para una tal población sería de unas 10.000 ha. Esta superficie aumentaría en zonas menos favorables y disminuiría en las más favorables. Dado que la gineta es una generalista de hábitat (Calzada, 2002), no es indispensable que toda esta extensión sea de encinar. Aún así, este ejercicio elemental pone claramente de manifiesto que las necesidades de superficie de hábitat son considerables, incluso para un carnívoro abundante, de tamaño medio, y considerando aquí una población de efectivos modestos. Con todas las limitaciones, el orden de magnitud aquí derivado (1×10^4 ha) puede ser una cifra orientativa de la dimensión mínima deseable de un encinar individual, en particular si no está en contacto con otros tipos de hábitat que pueden ser favorables para muchas especies de encinar (alcornocales, robledales, encinares adhesados, maquias, etc.).

Es evidente en la discusión anterior que pocos encinares individuales serán capaces por sí mismos de albergar poblaciones viables a largo plazo de las especies con mayores requerimientos de espacio. Esto obliga a considerar un enfoque metapoblacional, donde se busque la persistencia de la población en un conjunto de lugares, protegidos o no. Tal persistencia depende críticamente, entre otros factores, de la dispersión de los individuos entre las distintas manchas de tipo de hábitat o distintos lugares protegidos. La permeabilidad ecológica del territorio es pues crucial para asegurar que la metapoblación no se extinga a corto o medio plazo. Mantener la permeabilidad implica considerar la distancia entre los

¹ Esta es la densidad media que obtuvieron Camps & Llimona (2004) en el Parc de Colersola (Barcelona), donde la vegetación está dominada por pinares de pino carrasco con sotobosque alto de encinas, *Erica arborea*, *Arbutus unedo* y *Viburnum tinus*.

núcleos poblacionales, la facilidad con que la matriz es atravesada con éxito por los individuos en dispersión, la existencia y eficacia de corredores biológicos, y el efecto barrera de las infraestructuras lineales.

Dada la escasez de datos cuantitativos para determinar con robustez las superficies mínimas viables para encinares individuales, y teniendo en cuenta además que la prestación de muchos servicios ecosistémicos aumenta con el área del tipo de hábitat, el principio a seguir es el de cuanto mayor, mejor. No es un principio nada maximalista si se recuerda que el área actual ocupada por encinares no es más que un pequeño porcentaje de su área original. Este principio es de clara aplicación cuando la disyuntiva es entre encinares y áreas urbanas o, en general, entre encinares y zonas fuertemente antropizadas (incluyendo los cultivos, especialmente si son intensivos o si ya ocupan un gran porcentaje del territorio considerado). En cambio, el principio no es de aplicación automática si la disyuntiva es entre encinares y otros tipos de hábitat naturales o semi-naturales. Por ejemplo, dentro de un mismo

LIC cuya superficie no sea factible ampliar, un aumento del área ocupada por encinares irá en general en detrimento del área ocupada por otros tipos de hábitat que pueden tener similar o mayor interés de conservación, ya sea por sí mismos, o en mosaico o intergradación con los encinares. En tales casos, habrá que considerar cuidadosamente las prioridades de conservación: qué especies o tipos de hábitat, o complejos de tipos de hábitat, tienen un mayor interés de conservación a escalas local, regional y global.

Atendiendo exclusivamente a criterios de superficie, se puede considerar que los encinares del tipo de hábitat 9340, tienen en España una calificación de favorable para el área de distribución y para el área ocupada, en el conjunto del país y en las tres regiones biogeográficas, con la salvedad de los encinares termomediterráneos dentro de la región Mediterránea que se califican como desfavorable-malo en cuanto al área ocupada porque es probablemente en menor en >10% que la superficie de referencia favorable.

Tabla 3.1

Datos correspondientes a las superficies de distribución y ocupación del tipo de hábitat 9340.

Región biogeográfica	ALP	
Área de distribución	Superficie en km ²	No disponible
	Fecha de determinación	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Es posible que esté aumentando, dentro de la región alpina, como consecuencia del cambio climático
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
Superficie abarcada dentro del área de distribución	Superficie en km ²	148 km ²
	Fecha de determinación	SINH
	Método utilizado: 3, estudio sobre el terreno; 2, basado en datos de sensores remotos; 1, sólo o principalmente basado en el criterio de expertos	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Es posible que esté aumentando, dentro de la región Alpina, como consecuencia del cambio climático
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
	Principales presiones	—
Amenazas	Fragmentación natural. Implantación de infraestructuras	
Información complementaria	Área de distribución de referencia favorable en km ²	—
	Superficie de referencia favorable en km ²	—

Sigue ►

► Continuación Tabla 3.1

Región biogeográfica	ATL	
Área de distribución	Superficie en km ²	No disponible
	Fecha de determinación	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Es posible que esté aumentando, dentro de la región Alpina, como consecuencia del cambio climático
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
Superficie abarcada dentro del área de distribución	Superficie en km ²	280 km ²
	Fecha de determinación	SINH
	Método utilizado: 3, estudio sobre el terreno; 2, basado en datos de sensores remotos; 1, sólo o principalmente basado en el criterio de expertos	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Es posible que esté aumentando, dentro de la región Alpina, como consecuencia del cambio climático
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
	Principales presiones	Desconocidas
Amenazas	Fragmentación natural. Desarrollos urbanísticos. Implantación de infraestructuras	
Información complementaria	Área de distribución de referencia favorable en km ²	—
	Superficie de referencia favorable en km ²	—

Sigue ►

► Continuación Tabla 3.1

Región biogeográfica	MED	
Área de distribución	Superficie en km ²	No disponible
	Fecha de determinación	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Es posible que esté disminuyendo en el piso termomediterráneo y aumentando en el supramediterráneo superior como consecuencia del cambio climático
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
Superficie abarcada dentro del área de distribución	Superficie en km ²	13.804 km ²
	Fecha de determinación	SINH
	Método utilizado: 3, estudio sobre el terreno; 2, basado en datos de sensores remotos; 1, sólo o principalmente basado en el criterio de expertos	—
	Calidad de los datos: 3, buena; 2, mediana; 1, pobre	—
	Tendencia: 0, estable; + xx %; - xx %	Desconocida. Tiende a aumentar por la sucesión de pinares a encinar y por los incendios de pinares con sotobosque de encinas. Tiende a disminuir por crecimientos urbanísticos, implantación de infraestructuras, e incendios reiterados en zonas de baja capacidad de regeneración
	Período evaluado	—
	Razones que explican la tendencia indicada: 0, desconocidas; 1, mejora del conocimiento/datos más precisos; 2, cambio climático; 3, influencia humana directa (restauración, deterioro, destrucción); 4, influencia antropogénica/zoogénica indirecta; 5, procesos naturales; 6, otras (especificar)	—
	Principales presiones	En algunas zonas: cargas excesivas de ungulados domésticos o salvajes; incendios forestales reiterados
Amenazas	Crecimientos urbanísticos. Implantación de infraestructuras. Instalaciones y actividades del sector terciario en suelos no urbanizables. En zonas cálidas y secas: cambio climático	
Información complementaria	Área de distribución de referencia favorable en km ²	—
	Superficie de referencia favorable en km ²	—

VALORACIÓN		VALORACIÓN	
ÁREA DE DISTRIBUCIÓN		ÁREA OCUPADA DENTRO DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN	
España	FV	España	FV
Región Atlántica	FV	Región Atlántica	FV
Región Alpina	FV	Región Alpina	FV
Región Mediterránea	FV	Región Mediterránea	FV
Encinares supramediterráneos	FV	Encinares supramediterráneos	FV
Encinares mesomediterráneos	FV	Encinares mesomediterráneos	FV
Encinares termomediterráneos	XX	Encinares termomediterráneos	U2

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.2

Valoración del estado de conservación global de la estructura y función del tipo de hábitat 9340 en las regiones biogeográficas Atlántica, Alpina y Mediterránea.

3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

Siguiendo las instrucciones recibidas para la elaboración de este trabajo, se acepta que una especie es típica de un tipo de hábitat si cumple alguno de los siguientes criterios:

1. Especie en la que se funda la identificación del tipo de hábitat.
2. Especie que es inseparable de ese tipo de hábitat.
3. Especie que está presente de manera regular pero no está restringida a ese tipo de hábitat.
4. Especie característica del tipo de hábitat.
5. Especie que es parte integral de la estructura del tipo de hábitat.
6. Especie que es una especie clave que tiene una influencia significativa sobre la estructura y función del tipo de hábitat.

Es difícil decir cuáles son las especies típicas de los encinares españoles, aparte de la encina. La gran mayoría de las especies de hongos, plantas y animales que se encuentran en encinares viven también en otros tipos de hábitat, especialmente en alcornoques, robledales, dehesas, pinares, maquias, garrigas, etc. Probablemente ninguna especie de vertebrado es inseparable del tipo de hábitat encinares. Es posible que algunos invertebrados lo sean, aunque el conocimiento de la distribución y requerimientos ecológicos de la mayoría de especies de invertebra-

dos es muy fragmentario. Posibles candidatas a especies inseparables del tipo de hábitat son los invertebrados y hongos que son fitófagos, parásitos o mutualistas únicamente de encina (por ejemplo, insectos monófagos estrictos de encina). Aún en estos casos, tales especies serían inseparables de la encina pero no necesariamente de los encinares, puesto que la encina vive también en otros tipos de hábitat.

La relación de especies que se presentan de manera regular en los encinares, pero no se restringen a ellos, puede ser cortísima (prácticamente ninguna especie) si tal regularidad se entiende aplicable a toda España, dada la gran variedad climática, edáfica y estructural que exhiben los encinares españoles. Por el contrario, la lista puede ser extensísima si la regularidad se considera a escalas locales, comarcales o regionales. Lo mismo vale para el criterio de especies características, sea cual sea la definición de característica que se utilice.

No hay ninguna especie, aparte de la encina, que sea parte integral de la estructura del tipo de hábitat, por lo menos de forma general. La sabina albar (*Juniperus thurifera*) podría considerarse una tal especie en carrascales de clima seco e inviernos fríos; también podrían serlo a veces otras especies de *Juniperus* (especialmente *J. phoenicea* y *J. oxycedrus*). Las lianas podrían también considerarse como tales especies en los alsinares litorales, por lo menos colectivamente.

Finalmente, el escaso conocimiento que tenemos sobre el papel funcional de las especies limita la capacidad de reconocer especies clave. El criterio arriba citado utiliza una acepción excesivamente amplia de especie clave. Con dicha acepción casi cualquier especie que sea abundante se convierte en una especie clave. Especies candidatas a tener una influencia significativa sobre la estructura y función del tipo de hábitat son los parásitos y patógenos de los árboles dominantes (por ejemplo, el hongo *Phitophthora cinnamomi* involucrado en la seca de la encina (Brasier 1992, 1996)), los insectos defoliadores de árboles dominantes (por ejemplo, las orugas de los lepidópteros *Lymantria dispar*, *Tortrix viridana* y *Malacosoma neustria*), los ungulados salvajes o domésticos cuando son muy abundantes (jabalí, corzo, ciervo, gamo, cabra montés, oveja, cabra, cerdo; ver apartado 3.3), los depredadores de semillas de especies leñosas (ratón de campo, jabalí, arrendajo, paloma torcaz), y los dispersadores de semillas de

especies leñosas (ratón de campo, arrendajo, tordos, mirlo, currucas, etc.; ver apartado 2.5.5).

A pesar de los comentarios anteriores, se proporciona a continuación una lista de especies típicas, usando sobre todo los criterios 3 y 4 enunciados al principio de este apartado. Debe hacerse énfasis que ésta no es una lista de especies de interés especial de conservación (ver la relación parcial de estas especies en el apartado 2.4.1) ni necesariamente una lista de especies indicadoras del estado del tipo de hábitat.

Plantas

Las especies características, en sentido fitosociológico, de las subalanzas y de los sintáxones superiores se han citado en el apartado 2.3. La relación siguiente se basa fundamentalmente en Rivas-Martínez (1987).

Tabla 3.3

Relación de taxones típicos de plantas del tipo de hábitat 9340.

Encinares alpinos	Encinares atlánticos	Encinares supramediterráneos	Encinares mesomediterráneos	Encinares termomediterráneos
PLANTAS				
<i>Helleborus foetidus</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Adenocarpus decorticans</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Ceratonia siliqua</i>
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Berberis vulgaris</i> subsp. <i>cantabrica</i>	<i>Asplenium onopteris</i>	<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Chamaerops humilis</i>
<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Cephalanthera longifolia</i>	<i>Berberis hispanica</i>	<i>Bupleurum rigidum</i>	<i>Myrtus communis</i>
<i>Rubia peregrina</i>	<i>Clematis vitalba</i>	<i>Cotoneaster granatensis</i>	<i>Cyclamen balearicum</i>	<i>Olea europea</i> var. <i>sylvestris</i>
	<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Cytisus reverchonii</i>	<i>Doronicum plantagineum</i>	<i>Smilax mauritanica</i>
	<i>Epipactis helleborine</i>	<i>Daphne gnidium</i>	<i>Festuca triflora</i>	
	<i>Hedera helix</i>	<i>Genista hystrix</i>	<i>Paeonia broteroi</i>	
	<i>Helleborus foetidus</i>	<i>Helleborus foetidus</i>	<i>Paeonia coriacea</i>	
	<i>Jasminum fruticans</i>	<i>Hepatica nobilis</i>	<i>Phillyrea latifolia</i>	
	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Hyacinthoides hispanica</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>	
	<i>Laurus nobilis</i>	<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>hemisphaerica</i>	<i>Pyrus bourgeana</i>	
	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Quercus coccifera</i>	

► Continuación Tabla 3.1

Encinares alpinos	Encinares atlánticos	Encinares supramediterráneos	Encinares mesomediterráneos	Encinares termomediterráneos
PLANTAS				
	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Juniperus thurifera</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>	
	<i>Phillyrea latifolia</i>	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Rosa sempervirens</i>	
	<i>Pistacia lentiscus</i>	<i>Lonicera splendida</i>	<i>Rubia longifolia</i>	
	<i>Pistacia terebinthus</i>	<i>Luzula forsteri</i>	<i>Rubia peregrina</i>	
	<i>Prunus mahaleb</i>	<i>Paeonia broteroi</i>	<i>Ruscus aculeatus</i>	
	<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Prunus ramburii</i>	<i>Smilax aspera</i>	
	<i>Rosa sempervirens</i>	<i>Rhamnus infectoria</i>	<i>Teucrium pinnatifidum</i>	
	<i>Rubia peregrina</i>	<i>Rhamnus saxatilis</i>	<i>Thalictrum tuberosum</i>	
	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Ruscus aculeatus</i>	<i>Viburnum tinus</i>	
	<i>Ruscus aculeatus</i>	<i>Spiraea hypericifolia</i> subsp. <i>obovata</i>	<i>Viola alba</i> subsp. <i>dehnhardtii</i>	
	<i>Teucrium scorodonia</i>			

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies típicas aportado por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Aves

- **Águila imperial ibérica** (*Aquila adalberti*). La relación de esta especie con los encinares se ha discutido en apartados anteriores. Categoría mundial de amenaza UICN: vulnerable (VU)². Estado de conservación de sus poblaciones en los encinares españoles: desfavorable.
- **Buitre negro** (*Aegypius monachus*). El ave de mayor envergadura presente en España. Se reproduce en el cuadrante suroccidental de la Península y en la parte norte de la isla de Mallorca. Su hábitat de nidificación se distribuye exclusivamente en bosques de sistemas montañosos. Las principales colonias se asientan en bosques densos de encina y alcornoque, pino silvestre, pino resinero y pino negro y menos frecuentemente, en pino carrasco. Las áreas de alimentación se sitúan mayoritariamente en ambientes no forestales con abundancia de conejo o de ganado: monte bajo, pastizales o dehesas más o menos abiertas (Del Moral & De la Puente, 2005). Categoría mundial de amenaza UICN: casi amenazado (NT). Categoría de amenaza UICN en España: vulnerable (VU).
- **Cigüeña negra** (*Ciconia nigra*). Ocupa masas forestales, preferentemente extensas y maduras, y riscos en sierras y roquedos fluviales. Precisa de masas de agua próximas más o menos permanentes para alimentarse (Cano, 2004). Categoría mundial de amenaza UICN: preocupación menor (LC). Categoría de amenaza UICN en España: vulnerable (VU).
- **Rabilargo** (*Cyanopica cyanus*). Córvido de distribución disyunta en China y la Península Ibérica. Alcanza sus máximas densidades en dehesas de quercíneas pero vive también en encinares no adeshados. Categoría mundial de amenaza UICN: preocupación menor (LC).

² En 2005 se rebajó la categoría de amenaza desde en peligro a vulnerable (BirdLife International 2005. *Aquila adalberti*. En: IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. (www.iucnredlist.org).

Mamíferos

- **Gineta** (*Genetta genetta*). Carnívoro propio de ambientes forestales y matorrales altos. Es la única especie de vivérrido de Europa. Ampliamente distribuida en África y en el suroeste de Europa (Península Ibérica, Islas Baleares y Francia) donde, casi con seguridad, fue introducida en tiempos antiguos. Muy abundante en encinares, pero también en dehesas, olivares, robledales, vegetación de ribera, matorral mediterráneo, etc. Parcialmente antropófila o antropotolerante. De amplio espectro trófico, es a menudo uno de los principales depredadores del ratón de campo. Es motivo de reflexión que el mamífero carnívoro más asociado con los encinares sea una especie introducida. Categoría de amenaza UICN: preocupación menor (LC). Estado de conservación de sus poblaciones en los encinares españoles: favorable.
- **Garduña** (*Martes foina*). Carnívoro presente en una amplia variedad de hábitat, entre ellos los encinares. Tolerante a lugares habitados por el hombre. Categoría mundial de amenaza UICN: preocupación menor (LC).
- **Lobo** (*Canis lupus*). Carnívoro ecléctico en su elección de hábitat. Puede utilizar encinares como zona de refugio, y como zona de caza si cuentan con suficientes ungulados domésticos o silvestres. Categoría mundial de amenaza UICN: no amenazada (LC). Estado de conservación de sus poblaciones en los encinares españoles: desfavorable.
- **Lince ibérico** (*Lynx pardinus*). Carnívoro altamente amenazado. Puede utilizar encinares si cuentan con sotobosque arbustivo para refugiarse y si contienen claros que mantengan poblaciones de conejo. Categoría mundial de amenaza UICN: en peligro crítico (CR). Estado de conservación de sus poblaciones en los encinares españoles: desfavorable.
- **Lirón careto** (*Eliomys quercinus*). Roedor bien dotado para preparar pero no excesivamente arborícola. Es una especie generalista en cuanto al hábitat; se encuentra en bosques de muy variado tipo, incluyendo encinares, y en matorrales que no sean excesivamente húmedos, preferiblemente de tipo Mediterráneo (Moreno, 2002). Los últimos datos parecen indicar una disminución grave de su abundancia. Categoría mundial de amenaza UICN: vulnerable (VU; UICN 2006).

3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

3.3.1. Factores, variables y/o índices

Factor 1. Madera muerta

En bosques no gestionados, la muerte de ramas gruesas y de troncos genera una acumulación considerable de madera gruesa muerta, que queda *in situ* y se descompone gradualmente (Harmon *et al.*, 1986). La madera gruesa muerta sirve de alimento o de refugio a una gran variedad de organismos, muchos de los cuales están especializados en utilizarla como recurso trófico (organismos saproxílicos; entre ellos, hongos e insectos). Los organismos saproxílicos son depredados por artrópodos, aves y mamíferos, configurando una compleja red trófica basada en la madera muerta. La abundancia de madera gruesa muerta es un buen indicador de la madurez del bosque.

Los encinares, y en particular los españoles, se encuentran en el extremo opuesto a la situación descrita en el párrafo anterior. La continuada explotación forestal ha reducido al mínimo la presencia de madera gruesa muerta. Sólo el 7,8% de las parcelas de las 4753 parcelas de encinar del IFN3 seleccionadas como se ha explicado en el apartado 2.5.5 tenía algún pie mayor muerto en pie. Se estima que en los bosques de los países nórdicos la cantidad de madera muerta ha descendido entre el 90 y el 98% como consecuencia la gestión forestal (Siitonen, 2001). No se han encontrado datos sobre las cantidades de madera gruesa muerta que tendrían los encinares maduros, cantidad que probablemente variaría en función del régimen local de perturbaciones, el tipo de encinar y las características de la estación.

La madera gruesa muerta (aquella con un diámetro $\geq 7,5$ cm en su extremo más delgado) no es un recurso homogéneo. Sus funciones como hábitat, substrato y alimento dependen de:

- Diámetro de la madera muerta.
- Especie de árbol a la que pertenece.
- Grado de descomposición.
- Situación en el bosque (en pie o en el suelo).
- Disponibilidad en el espacio.

Algunos invertebrados saproxílicos tienen una baja capacidad de dispersión. El mantenimiento de sus

poblaciones depende de un suministro suficiente y más o menos continuado de madera gruesa muerta. Conviene por lo tanto que haya en el bosque una oferta de madera gruesa muerta de distintos diámetros y en distintos estados de descomposición, y que no esté concentrada en uno o pocos puntos.

Factor 2. Estructura del bosque

La gestión de los encinares suele generar masas de monte bajo, con una densidad más o menos elevada de pies de rebrote, todos ellos de escaso diámetro. La estructura de los encinares españoles ya se ha caracterizado en el apartado 2.5.5. Aunque el monte bajo tiene sus aspectos positivos (ver Rackham, 1980, respecto al *coppice* o monte bajo británico), su predominio en muchas regiones españolas puede considerarse excesivo y ha perdido su razón primordial de ser al cesar el aprovechamiento de leñas y carbón vegetal. Por ello, es silvícola y ecológicamente deseable favorecer la transformación del monte bajo en monte alto o por lo menos medio (con coexistencia de árboles de semilla y de rebrote). El resalveo, consistente en una tala selectiva de los pies de cada cepa, es un tratamiento que promueve que el estrato arbóreo adquiera tales características, conformando ya sea un fustal sobre cepa (un monte bajo con aspecto de monte alto) o un monte medio si se produce regeneración eficaz del arbolado por semilla. Entre los beneficios ecológicos resultantes, destacan el aumento de la presencia de árboles de mayor diámetro y, eventualmente, con cavidades adecuadas para la fauna, la reducción del riesgo de incendio debido a la menor continuidad vertical del combustible, y el incremento en la resistencia a la sequía de las encinas (Gracia *et al.*, 1999). El resalveo, correctamente ejecutado, se ha demostrado eficaz, aunque su elevado coste limita las superficies que se pueden tratar.

También sería deseable que aumentase la proporción de árboles en el estrato arbóreo que pertenecen a especies otras que la encina. Ya se ha visto en el apartado 2.5.5 que en los encinares españoles definidos como allí se describía (en particular, en parcelas en las que la encina representaba el 70% del área basal), la encina contribuye en promedio con el 94,9% de los pies mayores. Aumentar la proporción de otras especies arbóreas aumentaría automáticamente la diversidad del arbolado, y ofrecería mayor variedad de regímenes de luz para las plantas

del sotobosque, mayor variedad de hongos e invertebrados, y mayores oportunidades de refugio y alimento para los vertebrados. No hay que olvidar que, en muchas zonas, el carácter fuertemente monoespecífico del estrato arbóreo de los encinares españoles es el resultado de un largo proceso de intervención antrópica que, intencionada o inadvertidamente, ha favorecido a la encina respecto a otras especies que se consideraban menos deseables como productoras de carbón o bellotas o que no fueron capaces de resistir a largo plazo el régimen de gestión aplicado a los encinares.

Factor 3. Herbivoría

La carga de ungulados silvestres o domésticos es un elemento importante de cara a configurar la estructura y diversidad de los encinares. La acción de los ungulados puede modificar la abundancia y distribución de las especies de plantas y, a través de este proceso, alterar la abundancia de otros grupos de herbívoros (Rooney, 2001; Rooney & Waller, 2003).

En los encinares españoles actuales se encuentran los dos extremos de presión de herbívoros, extremos ecológicamente indeseables. Por un lado, los encinares con una presión excesiva de ungulados sean domésticos o salvajes. Puede ser el caso, por ejemplo, de algunos carrascales continentales sometidos a pastoreo extensivo, de fincas cinegéticas con presión excesiva de cérvidos, de alsinares baleáricos hozados por cerdos, o de encinares de todo tipo con altas densidades de jabalíes. Una presión elevada de ungulados puede empobrecer el estrato herbáceo y comprometer la regeneración de árboles y arbustos; en particular, puede eliminar por completo las plántulas de encina y de otras especies, y reducir las encinas de pequeño tamaño a formas achaparradas (Cuartas & García-González, 1992). La contribución relativa de los ungulados salvajes y de los domésticos a dichos efectos depende de sus densidades respectivas y de las dietas de ambos grupos. En la Sierra de Cazorla, por ejemplo, en los años 1988-1990, el consumo de encina por parte de los herbívoros domésticos (cabras y ovejas) era unas 20 veces mayor que el de las cabras monteses (Cuartas & García-González, 1992).

En el otro extremo del gradiente de herbivorismo, hay grandes extensiones de encinares en los que la

ganadería extensiva ha desaparecido o casi, y que tienen bajas densidades de ungulados salvajes. En tales casos, si el clima y el suelo lo permiten, el encinar tenderá a alcanzar espesuras elevadas, y se pierden los efectos positivos que comportan los grandes o medianos herbívoros como generadores de heterogeneidad y como sustentadores de cadenas tróficas (coprófagos, necrófagos, depredadores).

Factor 4. Fragmentación

La fragmentación de los tipos de hábitat forestales puede conllevar el aislamiento de poblaciones, haciéndolas más vulnerables a la extinción local (Tellería & Santos, 2001). Algunos de los efectos ecológicos de la fragmentación están bien documentados en encinares españoles, especialmente en pequeños fragmentos (generalmente <500 ha) de carrascal del norte y centro de España, rodeados de una matriz agrícola (Santos & Tellería, 1998; Tellería & Santos, 2001). En estos bosques-isla, el número de especies de plantas leñosas y de aves forestales aumenta con el área del fragmento, un ejemplo de la bien conocida relación especies-área. Así, en las mesetas ibéricas, manchas de encinar de >100 ha retienen el 81% de las especies de aves forestales presentes en la región, mientras que manchas o fragmentos de 2-10 ha retienen sólo el 50% y fragmentos minúsculos (<2 ha) retienen sólo el 12,5%. Puesto que las especies que se encuentran en los fragmentos menores de hábitat son sólo aquellas que pueden resistir una fragmentación extrema, 50 fragmentos de encinar de 2 ha no contendrán todas las especies presentes en un encinar de 100 ha (Tellería & Santos, 2001).

La persistencia de una población en una mancha o fragmento de hábitat depende no sólo del área de éste sino también en gran medida de la calidad del hábitat en dicho fragmento, y de la estructura del paisaje circundante. La calidad del tipo de hábitat puede verse reducida en pequeños fragmentos de bosque, especialmente para especies estrictamente forestales, por los crecientes efectos de borde en manchas pequeñas y/o por una mayor perturbación antrópica de los mismos. El paisaje en el que se encuentra enclavado el fragmento tiene influencia sobre la abundancia y la persistencia de las poblaciones del fragmento a través de los efectos positivos o negativos que tenga la matriz (capacidad de ofrecer alimento o refugio; probabilidad de atravesarla con éxito), y a través de la dispersión desde otros fragmentos de há-

bitat. Por ejemplo, la abundancia de corzos (*Capreolus capreolus*) en encinares de las mesetas ibéricas parece limitada tanto por la calidad del tipo de hábitat como por la distancia a las montañas desde donde llegan los individuos colonizadores (Tellería & Santos, 2001; Tellería & Virgós, 1997; Virgós & Tellería, 1998). Los efectos de borde se deben no sólo a los cambios físicos en el microclima forestal sino también a influencias bióticas procedentes de los tipos de hábitat que rodean al fragmento. En fragmentos de encinar, el porcentaje de nidos artificiales de aves depredados aumenta al disminuir el área del fragmento, y dicho aumento, es muy considerable para fragmentos menores de unas 3 ha (Tellería & Santos, 2001). Esta mayor depredación resulta del incremento relativo de los bordes con la fragmentación y del mayor acceso resultante por parte de depredadores generalistas como la corneja (*Corvus corone*) y la urraca (*Pica pica*), que prosperan en la matriz agrícola circundante. Ya se ha comentado antes el aumento de depredación de bellotas y de otras semillas de plantas leñosas que tiene lugar en manchas pequeñas de encinar debido a la proliferación de ratones de campo y sus posibles consecuencias sobre la regeneración forestal (ver apartado 2.5.5). Concretamente, en encinares ibéricos rodeados de cultivos, la tasa de depredación de bellotas es mucho mayor en fragmentos de ≤2 ha que en los de >100 ha (Tellería *et al.*, 1991; Tellería & Santos, 1992, 2001).

La fragmentación puede también debilitar mutualismos entre las especies, dificultando la persistencia de una o más de las especies implicadas. El importante papel que, en bosques mediterráneos, tienen las aves frugívoras en la dispersión de plantas leñosas con frutos carnosos ya ha sido comentado. En fragmentos pequeños de encinar, algunas de estas aves frugívoras pueden ser escasas o estar ausentes (por ejemplo, zorzales y mirlos, grandes dispersadores de semillas de *Juniperus* spp.), especialmente si la escasa superficie del fragmento concurre con un tipo de hábitat degradado (Tellería & Santos, 2001).

Estimadores de calidad del tipo de hábitat

Es difícil seleccionar parámetros, y aún más definir umbrales, que sean útiles para valorar el estado de conservación de los encinares españoles, dada la inmensa heterogeneidad de éstos y dado que encinares con distintas estructuras forestales o distintas características espaciales pueden ser favorables para

diferentes especies. En particular, y en mayor grado que en otros tipos de bosque, el interés de conservación de un área de encinar viene determinado en muchos casos por el carácter abierto del bosque, especialmente en los carrascales continentales que a menudo tienen una cobertura de copas inferior al 50% del terreno. En otros casos, es la interrelación entre el bosque propiamente dicho de encinas y los otros tipos de hábitat con los que se integra o forma mosaicos la que aumenta la calidad del tipo de hábitat. Por ejemplo, un encinar muy denso sin apenas sotobosque será inútil tanto para el lince ibérico como para el conejo, mientras que un área de encinar abierto con sotobosque arbustivo y con grandes claros de pastizal y matorral podrá albergar a ambas especies. Por lo tanto, hay que ser prudente al aplicar indicadores estándares de la madurez forestal (área basal, madera muerta, etc.) que no tengan en cuenta las complejidades antedichas. La aplicación de indicadores ha de partir siempre del contexto ecológico y de los valores de conservación prioritarios que estén en juego en cada lugar.

De forma tentativa, se exponen los siguientes indicadores de calidad ecológica de los encinares, teniendo en cuenta tanto su interés como la viabilidad de su aplicación de forma generalizada. En la mayor parte de los casos se ha renunciado a especificar valores umbrales para los indicadores, puesto que habrá que establecerlos en función de la experiencia adquirida y deberán considerar el inmenso rango de variación estructural, climática, etc., de los encinares españoles, y los objetivos de gestión.

Estructura de la masa forestal

- a) Tipo: estructural.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica:
 1. Composición diamétrica: número de pies mayores por hectárea de las diferentes clases diamétricas de 5 cm de ancho, a partir de un diámetro normal de 7,5 cm; separando las distintas especies arbóreas presentes.
 2. Densidad de pies/ha, total y de cada especie por separado.
 3. Área basal, expresada en m²/ha, total y de cada especie por separado.

4. Diámetro cuadrático medio, en cm: es el resultado de dividir el área basal por la densidad de pies (= sección del pie medio) y de transformar el resultado al diámetro correspondiente a dicha sección; darlo para la encina y para otras especies arbóreas que sean relevantes.
5. En caso que sea posible determinarlo: porcentaje de pies de encina, dentro de cada clase diamétrica, que se originaron aparentemente de rebrote de cepa o de bellota.

d) Procedimiento de medición: Muestreos puntuales utilizando parcelas circulares de radio fijo 10 m, o de radio variable según la metodología de los Inventarios Forestales Nacionales (IFN3 o posteriores), medir el diámetro normal de cada árbol; anotar para cada pie su especie y su origen (de rebrote o de semilla). Remuestreo de las parcelas cada diez años.

e) Estado de conservación:

1. La presencia de árboles pertenecientes a las clases diametrales mayores (>25 cm y, especialmente, >40 cm)
2. La diversidad de especies arbóreas.
3. Un porcentaje elevado, o creciente en períodos sucesivos, de pies originados de semilla (si ha sido posible determinarlo).
4. Área basal elevada (en conjunción con la densidad y, por lo tanto, con el diámetro cuadrático medio; áreas basales elevadas que resultan de una gran densidad de pies pequeños se valorarán menos que si resultan de densidades bajas o medias de pies grandes)

Cantidad de madera muerta³

- a) Tipo: estructural.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: medida en metros cúbicos de madera muerta por hectárea, desglosándola en función de: a) especie; b) disposición de la madera (en pie o caída); c) diámetro del fragmento (clases diamétricas pequeños <5 cm, medianos < 15 cm, <20 cm, grandes < 35 cm, grandes <45 y extragrandes > 45 cm); y d) nivel de descomposición: Estado 1: madera sana, con corteza, leño intacto; Estado 2: madera sana, empezando a perder la corteza; Estado 3: la ma-

³ Basado en las propuestas de José Miguel Olano *et al.* para los hayedos acidófilos (tipo de hábitat 9120).

dera empezándose a pudrir, sin corteza; Estado 4: madera muy podrida, llena de agujeros; Estado 5: madera del todo podrida y que se rompe al tocarla.

- d) Procedimiento de medición: transectos lineales de 1.000 metros de longitud con ancho de banda de 10 metros, repartidos de modo aleatorio dentro del espacio. Remuestreo: cada cinco o diez años.
- e) Estado de conservación: la ausencia de inventarios adecuados de madera muerta y de valoraciones entre la presencia de ésta y la de las especies que de ella dependen hace necesario calibrar los niveles adecuados para el funcionamiento de este índice. La valoración debe incluir tanto la cantidad de madera muerta como la distribución por clases de tamaño y estados de descomposición.

Comunidad de invertebrados saproxílicos³

- a) Tipo: composicional.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: riqueza de la comunidad de insectos saproxílicos.
- d) Procedimiento de medición: muestreo de troncos mediante inspección visual y trampas. Remuestreo: cada 5-10 años.
- e) Estado de conservación: se considerará el número e identidad de especies específicas de madera gruesa muerta, especialmente las incluidas dentro del listado de especies amenazadas o bien en la Directiva de Hábitats.

Comunidad de carnívoros (aves y mamíferos)

- a) Tipo: composicional.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: presencia, abundancia y tendencias poblacionales de especies seleccionadas de aves rapaces y mamíferos carnívoros.
- d) Procedimiento de medición: censos específicos, índices kilométricos de abundancia de rapaces diurnas, estaciones de escucha de rapaces nocturnas; índices relativos de abundancia de mamíferos carnívoros basados en rastros, excrementos, o trampas fotográficas. Especies seleccionadas: las que sean relevantes dentro del cortejo de especies carnívoras propias del encinar considerado. Especies candidatas: gavián, azor, águila culebrera, ratonero, cárabo, búho real, gineta, garduña, te-

jón. Otras especies carnívoras de muy elevado interés de conservación, como el águila imperial, el águila perdicera, el lobo y el lince ibérico, se consideran en una variable aparte (especies emblemáticas). Remuestreo: cada cinco años.

- e) Estado de conservación: se valorará positivamente la abundancia y el número de especies carnívoras seleccionadas, así como que presenten tendencias estables (en caso de efectivos poblacionales próximos a lo que se considere capacidad de carga del tipo de hábitat) o crecientes (en caso de efectivos inferiores a dicha capacidad).

Presencia de especies emblemáticas

- a) Tipo: composicional.
- b) Aplicabilidad: obligatorio en aquellos encinares donde se sepa o sospeche la presencia de alguna de las especies aquí indicadas.
- c) Propuesta de métrica: presencia, abundancia y tendencias poblacionales de: águila imperial ibérica, águila perdicera, lobo y lince ibérico.
- d) Procedimiento de medición: censos específicos. Remuestreo: cada cinco años.
- e) Estado de conservación: se valorará positivamente la abundancia y el número de especies emblemáticas seleccionadas, así como las que presenten tendencias estables (en caso de efectivos poblacionales próximos a lo que se considere capacidad de carga del tipo de hábitat) o crecientes (en caso de efectivos inferiores a dicha capacidad).

Fragmentación forestal

No se propone ninguna variable de fragmentación forestal para indicar la calidad del tipo de hábitat de los encinares porque se considera que, en muchos encinares españoles, la fragmentación no es actualmente un problema destacado y que, en muchos otros, es su naturaleza en mosaico con otros tipos de hábitat lo que les confiere mayor interés ecológico.

En casos donde se considere que la fragmentación del tipo de hábitat forestal sí es un problema relevante (por ejemplo, pequeños bosques-isla de encinar en un matriz agrícola), pueden utilizarse las variables y procedimientos propuestos para otros tipos de bosque (ver, por ejemplo, los hayedos acídofilos: tipo de hábitat 9120).

Regeneración de árboles y arbustos forestales

- a) Tipo: dinámica.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: densidad de plántulas y brinzales de especies forestales de árboles y arbustos propias del encinar considerado.
- d) Procedimiento de medición: muestreos puntuales utilizando parcelas cuadradas de 2 × 2 m o transectos. Contar las plántulas (altura <0,5 m) y, separadamente, los brinzales (altura ≥0,5 m y diámetro normal <2,5 cm) de cada una de las especies seleccionadas, y expresar las densidades en número de plántulas/ha y número de brinzales/ha. Especies seleccionadas: la encina, y otras especies arbóreas o arbustivas que puedan caracterizar localmente las fases maduras del encinar (por ejemplo, robles, arces, mostajos, mirto, madroño, labiérnagos, aladierno, durillo, etc.). Remuestreo cada cinco o diez años.
- e) Estado de conservación: se valorarán positivamente densidades elevadas de plántulas y, especialmente, de brinzales.

Crecimiento diametral de los árboles dominantes y co-dominantes

- a) Tipo: dinámica y funcional.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: crecimiento diametral medio de los pies que forman parte del estrato arbóreo superior (pies dominantes y co-dominantes).
- d) Procedimiento de medición: el mismo que se ha descrito para la estructura de la masa forestal, añadiendo para cada pie su pertenencia o no al estrato arbóreo superior (pies dominantes y co-dominantes). Expresar el resultado en mm/año de crecimiento diametral medio (con corteza) de los pies, para la encina y, separadamente, otras especies. Este procedimiento no puede aplicarse hasta disponer de dos inventarios de las mismas parcelas realizados en años distintos. Un procedimiento alternativo sin este requisito, consiste en muestrear mediante barrena de Pressler testimonios de madera de un número suficiente de árboles, y medir el crecimiento radial de los últimos cinco años. En cualquier caso, especificar

siempre si las cifras ofrecidas son crecimientos radiales o diametrales.

- e) Estado de conservación: se valorarán positivamente crecimientos elevados, en el contexto de las condiciones climáticas regionales, la calidad de estación y la fase de desarrollo del bosque.

Herbivoría³

- a) Tipo: funcional.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: densidad de ungulados domésticos y salvajes; efectos sobre la vegetación.
- d) Procedimiento de medición: establecimiento de parcelas de exclusión (20 × 20 m), junto a parcelas de libre acceso (control) para los ungulados. Estimación de la carga de ganado doméstico y ungulados silvestres por hectárea. La estima de ungulados silvestres puede ser difícil; pueden utilizarse medidas basándose en el esfuerzo de caza.
- e) Estado de conservación: se analizarán las diferencias entre parcelas de exclusión y de libre acceso como medida del efecto de los ungulados, y se relacionarán con las cargas de ungulados. Esto permitirá estimar las cargas ganaderas que producen un impacto admisible sobre la cobertura y diversidad de la vegetación y sobre la regeneración natural.

Nivel de defoliación de los árboles³

- a) Tipo: funcional.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: nivel de defoliación de los árboles.
- d) Procedimiento de medición: estima del nivel de defoliación mediante estima visual. Para ello se utilizará el sistema pan-europeo de seguimiento forestal actualmente existente y su frecuencia de muestreo, añadiéndose localidades si la representación para los encinares fuera escasa.
- e) Estado de conservación: se aplicará la misma escala y se estimará la evolución temporal.
- f) Umbrales: se aplicarán los mismos umbrales que los utilizados por el sistema pan-europeo de seguimiento forestal.

3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función

■ Variables estructurales

1. Estructura de la masa forestal (obligatoria).
2. Cantidad de madera muerta (obligatoria).

■ Variables composicionales

1. Comunidad de invertebrados saproxílicos (recomendada).
2. Comunidad de carnívoros (aves y mamíferos) (recomendada).
3. Especies emblemáticas (obligatoria donde sea relevante).

■ Variables dinámicas

1. Regeneración de árboles y arbustos forestales (recomendada).
2. Crecimiento diametral de los árboles dominantes y co-dominantes (recomendada).

■ Variables funcionales

1. Herbivoría (recomendada).
2. Nivel de defoliación de los árboles (obligatoria).

A cada una de las variables se le asignarán tres valores en función de sus resultados individuales (0 desfavorable-malo, 1 desfavorable-inadecuado, 2 adecuado). Para cada encinar evaluado, se considerará que su estado global es Desfavorable-malo si obtiene menos del 40% de los puntos posibles (en función de las variables evaluadas); Desfavorable-inadecuado si obtiene menos del 75% de los puntos posibles; y Adecuado si obtiene valores superiores al 75%⁴.

La valoración regional o a escalas mayores se hará atendiendo a esta misma regla, ponderando si es factible por la superficie de tipo de hábitat valorada en cada ámbito.

Estrictamente, no es posible por el momento calcular este índice con la información disponible para los encinares españoles. Sin embargo, basándonos en los datos actuales, y en espera que se implementen los protocolos aquí propuestos de evaluación de la calidad del tipo de hábitat, consideramos que la calidad de este tipo de hábitat es Desfavorable-inadecuada en la mayor parte de su areal y Desfavorable-mala en el piso bioclimático termomediterráneo, perteneciente a la región Mediterránea.

VALORACIÓN		
ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN, DINÁMICA Y FUNCIÓN		
ÁMBITO GEOGRÁFICO	España (globalmente)	U1
	Región Atlántica	U1
	Región Alpina	U1
	Región Mediterránea	U1
	Encinares supramediterráneos	U1
	Encinares mesomediterráneos	U1
	Encinares termomediterráneos	U2

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.4

Valoración del estado de conservación global de la estructura y función del tipo de hábitat 9340 en las regiones biogeográficas Atlántica, Alpina y Mediterránea.

⁴ Estos criterios cuantitativos son los propuestos, en el marco de este mismo trabajo, por José Miguel Olano *et al.* para los hayedos acidófilos (tipo de hábitat 9120).

La calificación de Desfavorable-inadecuado en la mayor parte del territorio nacional se justifica por:

1. La deficiente estructura forestal de gran parte de los encinares (estructura de monte bajo; árboles de escaso porte; área basal escasa; dominancia excesiva de la encina en el estrato arbóreo).
2. La ausencia o escasez de madera gruesa muerta, con la desaparición o empobrecimiento de los organismos y redes tróficas dependientes de la misma.
3. El estado crítico de poblaciones de especies emblemáticas que utilizan, entre otros tipos de hábitat, los encinares.

La calificación Desfavorable-malo aplicada a los encinares termomediterráneos, se debe a que, además de los factores anteriores, en ellos concurren:

1. Un área de ocupación extremadamente reducida.
2. Una menor resiliencia a los incendios forestales reiterados.
3. Una menor resistencia y resiliencia a cargas excesivas de herbívoros.
4. Una vulnerabilidad especialmente acentuada, en los sectores más cálidos de la Península, a los cambios climáticos predichos para este siglo, cambios que probablemente ya están en curso.

3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función⁵

Establecimiento del sistema de vigilancia

En cada LIC, se establecerán una serie de unidades permanentes de muestreo (parcelas, transectos, árboles individuales) seleccionadas, dentro de zonas ocupadas por el tipo de hábitat, mediante muestreo estratificado al azar de los centros de las parcelas y de los puntos iniciales y finales de los transectos (o de los puntos iniciales y la dirección de los transectos). Para su elección, se empleará un sistema de información geográfica. Una vez establecidas las coordenadas, se localizarán en el campo los puntos centrales de las parcelas y los puntos de partida y final de los transectos. En estos puntos, así como a cada 200 m del punto de inicio de los transectos, se enterrarán piezas metálicas que permitan reubicar posteriormente estos

mismos puntos. El número de unidades de muestreo por LIC dependerá de la superficie del tipo de hábitat presente y de su grado de heterogeneidad espacial. Sería conveniente plantear un sistema de vigilancia común para todos los tipos de hábitat de bosque, que muchas veces están mezclados o íntimamente relacionados. El sistema de vigilancia podría quizá incorporarse a un Inventario Forestal Nacional que tenga mayor esfuerzo o intensidad de muestreo en zonas de especial interés como son los LIC.

Protocolo del seguimiento

Objetivos 1 y 7. Estructura de la masa forestal. Crecimiento diametral de los árboles dominantes y co-dominantes.

- **Unidades de muestreo:** parcelas permanentes circulares de 10 m de radio, o de radio variable siguiendo la metodología del IFN3.
- **Número de parcelas:** deseable: una cada 20 ha de encinar; Mínima: una cada 50 ha de encinar.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada diez años.

Objetivo 2. Cantidad madera gruesa muerta y sus características.

- **Unidades de muestreo:** transectos lineales de 500 m de distancia con banda de 20 m.
- **Número de transectos:** entre 10 y 20 por LIC.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada cinco o diez años.

Objetivo 3. Comunidad de invertebrados saproxílicos.

- **Unidades de muestreo:** parcelas situadas a los 100, 300 y 500 m de entre tres y cinco de los transectos de madera muerta.
- **Número de parcelas:** tres por transecto. En total, entre 9 y 15 por LIC.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada cinco o diez años.

Objetivo 4. Comunidad de carnívoros (aves y mamíferos).

- **Unidades de muestreo:** transectos no necesariamente lineales de 2-3 km, que discurran por en-

⁵ Basado en parte en José Miguel Olano *et al.*: Hayedos acidófilos (hábitat 9120).

cinares; se utilizarán para los índices de abundancia relativa derivados de avistamientos y contactos auditivos (aves diurnas) o de rastros, excrementos, etc. (mamíferos). Los transectos deberían discurrir en parte por caminos y pistas forestales (donde es más fácil detectar rastros de algunos mamíferos) y en parte campo a través. Para las rapaces nocturnas, se pueden utilizar estaciones de escucha en la época adecuada del año.

- **Número de transectos:** entre 3 y 10 por LIC.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada cinco años.

Objetivo 5. Especies emblemáticas.

Adoptar las metodologías de censos específicos que ya se realizan para estas especies. Si esto no fuese viable, adaptar a las especies implicadas la metodología descrita en el objetivo anterior.

Periodicidad de remuestreo: cada cinco años.

Objetivo 6. Regeneración de árboles y arbustos forestales.

- **Unidades de muestreo:** parcelas de 2 × 2 m situadas en las proximidades de las parcelas de inventario forestal (objetivo 1).
- **Número de parcelas:** una por cada parcela de inventario forestal.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada cinco o diez años.

Objetivo 8. Herbivoría.

- **Unidades de muestreo:** parcelas de exclusión de ungulados y parcelas control (sin exclusión, de libre acceso a los ungulados) de 20 × 20 m situadas en las inmediaciones, pero al menos a 100 m de distancia, de las parcelas de comunidades saxoílicas (objetivo 3).
- **Número de parcelas:** 5-10 pares de parcelas (una de exclusión y una de control, apareadas) por LIC.
- **Periodicidad de remuestreo:** cada tres o cinco años; el buen estado de los sistemas de exclusión debería revisarse como mínimo cada tres meses.

Objetivo 9. Nivel de defoliación de los árboles.

- **Unidades de muestreo:** árboles individuales distribuidos por toda la zona del LIC ocupada por encinares. Si, además de la encina, se incluyen

otras especies arbóreas localmente relevantes, debe hacerse con un número suficiente de ejemplares de estas especies para generar una estimación robusta. Seguir la metodología de la red de seguimiento de daños sobre los bosques, adaptada al caso.

- **Número de árboles:** 50 árboles por especie y LIC.
- **Periodicidad de remuestreo:** anual.

Viabilidad

Seguimientos de la estructura y dinámica de la masa forestal y de la madera muerta (objetivos 1, 2, 6 y 7)

Las metodologías están muy establecidas y no plantean problemas especiales, aunque el esfuerzo de muestreo puede ser apreciable. El muestreo aquí propuesto está pensado, igual que el de los demás objetivos, para evaluar el estado de conservación del tipo de hábitat dentro de cada LIC en el que haya una superficie mínima (a determinar) del tipo de hábitat. Si se adoptasen objetivos menos ambiciosos (por ejemplo, evaluar el estado de conservación en el conjunto de cada región biogeográfica o en una muestra representativa de los LIC de cada región) el esfuerzo total de muestreo, y por tanto el coste, bajarían mucho.

Seguimientos de comunidades y poblaciones (objetivos 3, 4 y 5)

Para los carnívoros (objetivos 4 y 5), en algunos espacios protegidos ya se realizan seguimientos o censos de estas especies. El objetivo sería sistematizarlos y hacerlos con regularidad. Los censos de invertebrados saxoílicos (objetivo 3) son más complejos porque requieren personal técnico capaz de distinguir a estos grupos y esto puede limitar su aplicación a territorios amplios.

Herbivoría: Seguimiento de parcelas de exclusión de ungulados (objetivo 8)

Se trata quizá del parámetro a evaluar más complejo en cuanto requiere instalar y mantener las parcelas de exclusión, además de las mediciones periódicas y las estimaciones de cargas de ungulados. Sin embargo, hay muy poca información sobre el efecto de las cargas ganaderas en los encinares y es necesario el seguimiento propuesto para poder realizar una gestión adaptativa del tipo de hábitat.

Evaluación del nivel de defoliación de los árboles (objetivo 9)

Aunque se trata de la medida con mayor frecuencia temporal, su coste es muy bajo. Hay que seleccionar un número de árboles dentro del tipo de hábitat y observar anualmente su defoliación. La red pan-europea de daños sobre los bosques ya realiza estas observaciones, pero hay que aumentar mucho la densidad espacial de los puntos de muestreo para obtener estimaciones para cada tipo de hábitat (por ejemplo, encinares) dentro de cada LIC. Una vez seleccionados los árboles, sólo supone uno o dos días de trabajo anual por LIC para una persona que haya recibido un breve cursillo sobre la medición visual de defoliación.

3.4. EVALUACIÓN DE LAS PERSPECTIVAS DE FUTURO

el futuro es incierto...
(proverbio tradicional chino)

Incendios forestales

Muchos encinares españoles, como el resto de formaciones arbóreas y arbustivas mediterráneas, están sometidos a incendios de origen antrópico que seguramente son mucho más frecuentes de lo que correspondería a los regímenes naturales de incendios. De todos modos, se desconocen en general cuales serían tales regímenes naturales de fuego y, además, es discutible que esta noción de régimen natural de perturbaciones tenga mucho sentido en un tipo de hábitat tan modificado desde hace milenios por las actividades humanas como son los encinares.

Excepto en plántulas y brinzales pequeños, la supervivencia de la encina al fuego es muy elevada (López-Soria & Castell, 1992). Esta capacidad de las encinas de sobrevivir al fuego, consideradas como individuos genéticos, se debe a que el incendio mata sólo la parte aérea de los árboles, los cuales suelen rebrotar vigorosamente de cepa o de raíz. Similar capacidad rebrotadora tras el fuego exhiben muchas otras especies de los encinares (por ejemplo, labiérnagos, aladierno, lentisco, durillo, mostajos, etc.), mientras que otras pueden germinar abundantemente en las zonas recién quemadas

(pino carrasco, romero, etc.). En general, pues, los encinares son muy resilientes al fuego, en cuanto a su composición específica vegetal. Los incendios favorecen a especies de plantas y de animales que requieren o utilizan ambientes abiertos, pero perjudican a aquéllas que no tienen mecanismos eficaces de regeneración tras el fuego (por ejemplo, *Juniperus thurifera*, *J. phoenicea*, *J. communis*), a las que requieren un microclima nemoral estricto, y a las que necesitan árboles grandes o con cavidades.

La incidencia del fuego en los encinares es muy variable en el territorio español. Es mínima en las regiones biogeográficas Atlántica y Alpina y en los encinares más húmedos de la región Mediterránea, o en encinares muy abiertos. La capacidad de regeneración tras el incendio también varía y, en general disminuye con la aridez del clima y con la presión de herbívoros después del fuego. Los encinares de las zonas más secas y cálidas del piso mesomediterráneo y los termomediterráneos pueden ser especialmente vulnerables al fuego pues al encontrarse en el límite o cerca del límite climático de la encina y de otras especies, mengua su capacidad de respuesta a las perturbaciones.

En algunos casos, los incendios forestales pueden inducir la extensión de los encinares. Es el caso de pinares de diversas especies de pinos que llevan a menudo encinas en el sotobosque o en el estrato arbóreo. Mientras que la regeneración de la encina tras el incendio está prácticamente asegurada, no sucede lo mismo con la de los pinos. El fuego puede así transformar pinares mixtos con encina o pinares con sotobosque de encina en encinares. Evidentemente, tales encinares tienen estructura de monte bajo al proceder de rebrote; lo mismo sucede tras la quema de un encinar.

La recurrencia de los incendios es un parámetro importante a considerar, especialmente en los escenarios previsibles de cambio climático que se tratarán a continuación.

Cambio climático

La mayor parte de los modelos de circulación general de la atmósfera predicen un aumento de la aridez climática en la región Mediterránea durante el siglo XXI (IPCC, 2007a, 2007b). Pese a la incertidumbre que conlleva la predicción regionalizada de

regímenes futuros de precipitación, se considera que la predicción de menores precipitaciones en el sur de Europa es robusta (IPCC, 2007c). La magnitud de tales cambios predichos dependerá de los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. En todo caso, parece prudente tener en cuenta estas predicciones de aridez creciente al considerar el estado de conservación a largo plazo de los tipos de hábitat españoles.

Un incremento de la aridez climática resultante del aumento de las temperaturas combinado con la disminución o mantenimiento de las precipitaciones estivales tendría probablemente efectos considerables sobre los ecosistemas forestales mediterráneos, muchos de los cuales se encuentran ya en condiciones límite en cuanto a su balance hídrico (Piñol *et al.*, 1999; Gracia *et al.*, 2002).

En el caso de los encinares, es predecible que un incremento, incluso moderado de la aridez climática, conllevará la desaparición o reducción de los encinares termomediterráneos (actualmente ya muy confinados a determinados enclaves debido a la presión humana secular y/o a las condiciones climáticas actuales) y de los mesomediterráneos más secos. Estos efectos, y efectos similares sobre la mayor parte de los encinares mediterráneos españoles, podrían tener lugar por superarse umbrales de tolerancia de la encina y otras especies a los extremos climáticos (por ejemplo, a sequías extraordinariamente largas e intensas o a olas de calor), por incremento de la sensibilidad a plagas y patógenos (por ejemplo, la seca de la encina; Brasier, 1996), por disminución de la resistencia a los herbívoros, por disminución de la resiliencia tras el fuego, o por el incremento de la frecuencia de incendios. En todos estos casos, se dificultaría el mantenimiento de bosques espesos de encina y se favorecería su evolución hacia formaciones arboladas abiertas, formaciones achaparradas o diversos tipos de matorral (Fernández-González *et al.*, 2005; Valladares *et al.*, 2005). Las masas densas de encina son más vulnerables a una sequía intensa que las masas que han sido aclaradas o resalveadas (Gracia *et al.*, 1999), debido a la mayor disponibilidad de agua por individuo. Los efectos del cambio

climático podrían por lo tanto mitigarse a través de la gestión forestal.

La composición específica de las plantas leñosas dominantes probablemente cambiaría. Así, un experimento de sequía inducida artificialmente en un encinar denso de monte bajo en las montañas de Prades (Tarragona) ha demostrado que, en el estrato arbóreo, *Quercus ilex* subsp. *ilex* experimenta mayores efectos negativos en su crecimiento y supervivencia que *Phillyrea latifolia* (Ogaya & Peñuelas, 2007). *Quercus ilex* subsp. *ilex* se manifestó también como más sensible que *Phillyrea latifolia* a la sequía extraordinaria de 1994 en la cordillera prelitoral catalana (Lloret & Siscart, 1995).

En las zonas húmedas y frías, el cambio climático probablemente favorecerá a los encinares puesto que al aumentar las temperaturas es previsible que se expandan en detrimento de los bosques caducifolios o de coníferas montanas. Este proceso se daría en las regiones biogeográficas Alpina y Atlántica y, quizá, en el piso supramediterráneo superior. En el macizo del Montseny (Barcelona) los encinares parecen expandirse a costa de los hayedos (Peñuelas & Boada, 2003). Aunque ésta es la tendencia general que cabe esperar, en las zonas supramediterráneas donde los carrascales entran en contacto con los rebollares (bosques caducifolios de *Quercus pyrenaica*) algún estudio pronostica el cambio inverso. Así, en Castilla y León, del Río Penas (2006) consideran que el cambio climático favorecería al rebollo respecto a la carrasca debido a que, durante los últimos treinta y siete años y en el conjunto de esta comunidad autónoma, han aumentado las precipitaciones estivales y disminuido las invernales, mientras que las temperaturas han aumentado en invierno y disminuido en verano. Tal conclusión sobre la reducción de los carrascales es incierta, como todas las de su género, por las complejidades inherentes a la predicción del clima futuro y de las respuestas de las especies; añadiéndose, en este caso, el hecho de partir de una serie pluviométrica relativamente corta y de suponer que las tendencias observadas continuarán en el futuro. No obstante, es un ejemplo de las posibles sorpresas que puede deparar el cambio climático.

VALORACIÓN		
PERSPECTIVAS DE FUTURO		
ÁMBITO GEOGRÁFICO	España (globalmente)	Variable
	Región Atlántica	FV
	Región Alpina	FV
	Región Mediterránea	Variable
	Encinares supremediterráneos	FV
	Encinares mesomediterráneos	Variable
	Encinares termomediterráneos	U2

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.5

Valoración del estado de conservación global de la estructura y función del tipo de hábitat 9340 en las regiones biogeográficas Atlántica, Alpina y Mediterránea.

3.5. EVALUACIÓN DEL CONJUNTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

VALORACIÓN		
EVALUACIÓN DEL CONJUNTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN		
ÁMBITO GEOGRÁFICO	España (globalmente)	U1
	Región Atlántica	U1
	Región Alpina	U1
	Región Mediterránea	U1
	Encinares supremediterráneos	U1
	Encinares mesomediterráneos	U1
	Encinares termomediterráneos	U2

Favorable (FV); Inadecuada (U1); Mala (U2); Desconocida (XX).

Tabla 3.6

Evaluación del conjunto del estado de conservación global de la estructura y función del tipo de hábitat 9340 en las regiones biogeográficas Atlántica, Alpina y Mediterránea.



4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Una gestión de los encinares que busque preservar no sólo su superficie, sino los procesos y grupos biológicos más relevantes debería considerar las siguientes recomendaciones, siempre que sean posibles y deseables en el contexto ecológico local y sean compatibles con los objetivos locales de conservación:

1. Favorecer la evolución de la masa forestal hacia estructuras más maduras, en particular cuando se parte de monte bajo o de monte medio o alto de escaso desarrollo. Tales estructuras se caracterizan por: a) mayor presencia de árboles de diámetros elevados; b) mayor área basal; c) densidades de pies mayores moderadas o bajas; d) en consecuencia, mayores diámetros cuadráticos medios.
2. Aumentar la presencia en el estrato arbóreo de otras especies además de la encina.
3. Favorecer el desarrollo de un sotobosque formado por las especies esclerófilas o lauroides típicas de los encinares.
4. En masas suficientemente extensas, favorecer la heterogeneidad horizontal, manteniendo o generando mosaicos de bosque-matorral-pastizal en los que se encuentren representadas todas las fases dinámicas del bosque.
5. Aumentar la carga de ungulados salvajes o domésticos allí donde sea insuficiente, y disminuirla donde sea excesiva, buscando puntos de equilibrio entre los beneficios ecológicos y económicos que aportan los herbívoros y sus impactos negativos sobre el suelo y la vegetación.
6. En encinares en los que la carga de ungulados impida la regeneración del arbolado, excluirlos de forma rotativa durante el período necesario para que se dé una regeneración eficaz o proteger adecuadamente los brinzales hasta que alcancen un tamaño suficiente para resistir los daños.
7. Aumentar la resistencia de los encinares al incremento de aridez predicho en la región Mediterránea para el siglo XXI. La reducción de densidades excesivas mediante tratamientos selvícolas puede aumentar la disponibilidad hídrica para los pies restantes y mejorar su resistencia a la sequía (Gracia *et al.*, 1999).
8. En encinares gestionados, dejar en el monte una cantidad suficiente de árboles extramaduros, preferentemente árboles gruesos y ramudos, que ofrezcan cavidades para la fauna.
9. Dejar en el monte madera gruesa muerta de distintas dimensiones, estados de descomposición, y situación (en pie, en rama y en suelo) con el fin de favorecer a los organismos saproxílicos y a sus depredadores, y de ofrecer refugios para la fauna.
10. En zonas donde los encinares están muy fragmentados (regiones Alpina y Atlántica, encinares termomediterráneos, bosques-isla en ambas mesetas, etc.) conservar o restaurar la conectividad biológica entre fragmentos y entre los fragmentos y las posibles áreas fuente de organismos colonizadores (bosques extensos, sierras, red fluvial). Evitar: la pérdida de fragmentos; la reducción de su superficie; el aumento del grado de aislamiento; el deterioro de la calidad del tipo de hábitat. Prestar especial atención a los fragmentos grandes y a los estratégicamente situados para realizar una función conectora.
11. Potenciar en el bosque los árboles y arbustos productores de frutos o de semillas que son fuente crucial de alimento para la fauna, especialmente en otoño-invierno.
12. Debe hacerse una labor activa de aumento de las poblaciones de especies con problemas de conservación.
13. Proteger las masas de agua situadas en los encinares o en su entorno, aunque sean de carácter temporal. Son críticas para odonatos y otros invertebrados, para los anfibios, para la alimentación de la cigüeña negra, y como bebederos

para la fauna. Si se utilizan como abrevadero de ganado, deben delimitarse zonas sin acceso al ganado para los anfibios, evitando los márgenes o taludes con fuerte pendiente que impidan la salida de los anfibios. Proteger asimismo la vegetación riparia o litoral asociada a estos ecosistemas acuáticos.

14. Evitar la realización de las labores de gestión forestal en los períodos de nidificación y cría de las especies más sensibles.
15. Estimular la investigación ecológica y forestal con diseños experimentales y demostrativos de como debe manejarse el bosque con criterios de conservación.



5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

5.1. BIENES Y SERVICIOS

- Fijación de carbono.
- Mantenimiento de biodiversidad.
- Regulación del ciclo hídrico.
- Control de la erosión.
- Usos recreativos (incluyendo la caza).
- Paisaje.
- Usos educativos.
- Valor científico.
- Madera.
- Leñas.
- Hongos.
- Plantas medicinales, aromáticas y culinarias.

5.2. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

Las líneas prioritarias de investigación deben buscar comprender la biodiversidad presente en los

encinares, descubrir los mecanismos que determinan el funcionamiento de estas masas y de los grupos biológicos más importantes, conocer los regímenes de perturbación naturales y antrópicos, y desarrollar técnicas de gestión que mitiguen los efectos del cambio climático y de la fragmentación forestal.

- Necesidades de hábitat de grupos saproxílicos. Cartografía y catalogación de la diversidad de hongos, briófitos, líquenes e invertebrados ligados a la madera muerta.
- Métodos de reintroducción de especies raras.
- Dinámica de poblaciones vegetales.
- Efectos de la carga de ungulados domésticos y salvajes sobre la composición, estructura y dinámica del bosque.
- Búsqueda de técnicas forestales que contribuyan a mantener o recuperar el estado de conservación favorable de los encinares.
- Mitigación de los efectos del cambio climático.



6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- ALADOS, C. L. & ESCÓS, J., 2003. Cabra montés – *Capra pyrenaica*. En: Carrascal L. M., Salvador A (eds.) *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. www.vertebradosibericos.org
- BAHILLO, P., LÓPEZ-COLÓN, J. I. & GARCÍA-PARÍS, M., 2003. Una especie nueva de *Tillus* Olivier, 1790 (Coleoptera, Cleridae) de la Península Ibérica. *Graellsia* 59: 57-62.
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P. & SANZ, H., 1997. *Los bosques ibéricos*. Barcelona: Planeta.
- BRASIER, C. M., 1992. Oak tree mortality in Iberia. *Nature* 360: 359.
- BRASIER, C. M., 1996. *Phytophthora cinnamomi* and oak decline in southern Europe. Environmental constraints including climate change. *Annales des Sciences Forestieres* 53: 347-358.
- BROS, V., 2000. Els molluscs gasteròpodes (Mollusca, Gastropoda) del massís de Sant Llorenç del Munt i la serra de l'Obac. En: *IV Trobada d'estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Col·lecció Monografies n.º 29. pp 87-95.
- BROS, V., 2006. Cargols terrestres (Gastropoda, Stylommatophora) del Parc Natural de la Muntanya de Montserrat (Barcelona, NE península Ibérica). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 4:1-41.
- CAHILL, S. & LLIMONA, F., 2004. Demographics of a wild boar *Sus scrofa* Linnaeus, 1758 population in a metropolitan park in Barcelona. *Galemys* 16 (número especial): 37-52.
- CALZADA, J., 2002. Gineta. En: Palomo L. J., Gilbert, J. (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, SECEM-SECEMU. pp 290-293.
- CANO, L. S., 2004. Cigüeña negra, *Ciconia nigra*. En: Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. www.vertebradosibericos.org
- CAMPS, D. & LLIMONA, F., 2004. La gineta en el parque de Collserola. *Quercus* 223: 20-26.
- CARRIÓN, J. S., 2003. Sobresaltos en el bosque mediterráneo: incidencia de las perturbaciones observables en una escala paleoecológica. *Ecosistemas* 12, n.º 3. www.aect.org/ecosistemas/033/revision1.htm
- CASTELL, C., TERRADAS, J. & TENHUNEN, J. D., 1994. Water relations, gas exchange and growth of sprouts and mature plant shoots of *Arbutus unedo* L. and *Quercus ilex* L. *Oecologia* 98: 201-211.
- COMISIÓN EUROPEA, 2003. *Interpretation manual of European Union habitats*. EUR 25. Comisión Europea, Dirección General de Medio Ambiente.
- COSTA, M., BERIS, J. B. & STÜBING, G., 1987. *Hedero helices-Quercetum rotundifoliae*: Una nueva serie de vegetación valenciano-tarraconense. *Lazaroa* 7: 85-91.
- CUARTAS, P. & GARCÍA-GONZÁLEZ, R., 1992. *Quercus ilex* browse utilization by Caprini in Sierra de Cazorla and Segura (Spain). *Vegetatio* 99/100: 317-330.
- DAHLBERG, A. & CRONEBERG, H., 2003. *33 threatened fungi in Europe*. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix I of the Bern Convention. [www.artdata.slu.se/Bern_Fungi/ECCF%2033_TPV%20\(2001\)%2034%20rev_low%20resolution_p%201-14.pdf](http://www.artdata.slu.se/Bern_Fungi/ECCF%2033_TPV%20(2001)%2034%20rev_low%20resolution_p%201-14.pdf)
- DEL MORAL, J. C. & DE LA PUENTE, J., 2005. Buitre negro. En: *Aegypius monachus*. In Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. www.vertebradosibericos.org
- DEL RÍO, S. & PENAS, A., 2006. Potential areas of evergreen forests in Castile and León (Spain) according to future climate change. *Phytocoenologia* 36: 45-66.
- ESPELTA, J. M., RIBA, M. & RETANA, J., 1995. Patterns of seedling recruitment in West-Mediterranean oak forests. *Journal of Ecology* 83: 101-111.

- rranean *Quercus ilex* forests influenced by canopy development. *Journal of Vegetation Science* 6: 465-472.
- ESPELTA, J. M., SABATÉ, S. & RETANA, J., 1999. Resprouting dynamics. En: Rodá, F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 61-73.
- ESPUNY, A., 1992. *Distribució vertical i altres dades autoecològiques dels arànèids d'un alzinar muntanyenc del Montseny*. Tesis doctoral. Bellaterra: Universidad Autónoma de Barcelona.
- FAO, 2001. *Global forest resources assessment 2000*. Main report. FAO Forestry Paper 140. Roma: FAO.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J. & MORENO, J. C. et al., 2005. *Impactos sobre la biodiversidad vegetal*. En: *Evaluación preliminar de los impactos en España del cambio climático (ECCE)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. pp 183-248.
- FERRERAS, C., 1987. Sobre la amplitud y significación bioclimática de los encinares. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 7: 103-111.
- FLORIDO, G., 2004. Uso social y evolución del bosque Atlántico. Pasado y presente en el ámbito del Bajo Deba guipuzcoano. *Papeles de Geografía* 39: 59-80.
- GALICIA, D., HERVÁS, J., MARTÍNEZ, R., DE PABLO, M. J. & SEOANNE, J., 2006. *Identificación y definición de regiones naturales de España relevantes para el desarrollo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad, TRAGSA. Informe inédito.
- GÓMEZ, J. M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26: 573-584.
- GRACIA, C., SABATÉ, S. & SÁNCHEZ, A., 2002. El cambio climático y la reducción de la reserva de agua en el bosque mediterráneo. *Ecosistemas* 2002/2. www.revistaecosistemas.net/pdfs/300.pdf
- HARMON, M. E., J. F. FRANKLIN, F. J. SWANSON, P. SOLLINS, S. V. GREGORY, J. D. LATTIN, N. H. ANDERSON, S. P. CLINE, N. G. AUMEN, J. R. SEDDELL, G. W. LIENKAEMPER, K. CROMACK, JR. & CUMMINS, K. W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.
- HERRERA, C. M., 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: A 12-year study. *Ecological Monographs* 68:511-538.
- IPCC, 2007a. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC.
- IPCC, 2007b. *Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC.
- IPCC, 2007c. *WG 1 Technical summary*. http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/Report/AR4WG1_Pub_TS.pdf
- JORDANO, P., 2000. Fruits and frugivory. En: Fenner, M. (ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in natural plant communities*. 2nd edition. Wallingford, UK: Commonwealth Agricultural Bureau International. pp 125-166.
- JORDANO, P., GARCÍA, C., GODOY, J.A., GARCÍA-CASTAÑO, J. L., 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 3278-3282.
- KELLY, D., 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 465-470.
- LLORET, F. & SISCART, D., 1995. Los efectos demográficos de la sequía en poblaciones de encina. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 2: 77-81.
- LLORET, F., SISCART, D. & DALMASES, C., 2004. Canopy recover after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology* 10: 2092-2099.
- LÓPEZ-SORIA, L. & CASTELL, C., 1992. Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia* 91: 493-499.
- LUMARET, R., MIR, C., MICHAUD, H. & RAYNAL, V., 2002. Phylogeographical variation of chloroplast DNA in holm oak (*Quercus ilex* L.). *Molecular Ecology* 11: 2327-2336.
- MARTÍN VICENTE, A, INFANTE, J. M., GARCÍA, J., MERINO, J. & FERNÁNDEZ-ALÉS, R. Producción de bellotas en montes y dehesas del suroeste español. *Pastos* 28: 237-248.
- MICHAUD, H., TOUMI, L., LUMARET, R., LI, T. X., ROMANE, F. & DIGIUSTO, F., 1995. Effect of geographical discontinuity on genetic variation in *Quercus ilex* L. (holm oak) - Evidence from enzyme polymorphism. *Heredity* 74: 590-606.

- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1998. Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1996. Madrid, España. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. *Galemys* 14 (1), 2002.
- MORENO, S., 2002. Lirón careto, *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766). *Galemys* 14: 1-16.
- NINYEROLA, M., PONS, X. & ROURE, J. M., 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica*. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Bellaterra, Universidad Autónoma de Barcelona. http://opengis.uab.es/wms/iberia/espanol/es_presentacio.htm
- OGAYA, R. & PEÑUELAS, J., 2000. Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought. *Plant Ecology* 189: 291-299.
- PEÑUELAS, J., 2001. Cambios atmosféricos y climáticos y sus consecuencias sobre el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas terrestres mediterráneos. En: Zamora, R. & Pugnaire, F. I. (eds.). *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Granada: Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Asociación Española de Ecología Terrestre. pp 423-455.
- PEÑUELAS, J. & BOADA, M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140.
- PIÑOL, J., AVILA, A. & ESCARRÉ, A., 1999. Water balance in catchments. En: Rodà, F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 273-282.
- PLEGUEZUELOS, J. M., MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (eds.), 2002. *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española.
- PULIDO, F. J. & DÍAZ, M., 2003. Dinámica de regeneración natural del arbolado en encina y alcornoque. En: Pulido, F. J., Campos P., Montero G. (eds.). *La gestión forestal de las dehesas*. Mérida: Junta de Extremadura, Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal. pp 39-62.
- PULIDO, F. J. & DÍAZ, M., 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: A whole-cycle approach. *Ecoscience* 12: 92-102.
- QUÉZEL, P. & MÉDAIL, F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Paris: Elsevier.
- RACKHAM, O., 1980. *Ancient woodland: its history, vegetation and uses in England*. Londres: Arnold.
- RAMOS, M. A., BRAGADO, D. & FERNÁNDEZ, J. (eds.), 2001. *Invertebrados no Insectos de la Directiva de Hábitats en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- RETANA, J., RIBA, M., CASTELL, C. & ESPELTA, J. M., 1992. Regeneration by sprouting of holm oak (*Quercus ilex* L.) stands exploited by selection thinning. *Vegetatio* 99/100:355-364.
- RETANA, J., ESPELTA, J.M., GRÀCIA, M. & RIBA, M., 1999. Seedling recruitment. En: Rodà F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 89-103.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España* (1:400.000). Madrid: Ministerio de Agricultura, ICONA.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÁ, M. & PENAS, Á., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15: 433-922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J., LOUSÁ, M. & PENAS, Á., 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- RODÀ, F., RETANA, J., GRACIA, C. & BELLOT, J. (eds.), 1999. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer.
- ROONEY, T. P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- ROONEY, T. P. & WALLER, D. M., 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- SÁNCHEZ, M. E., CAETANO, P., FERRAZ, J. & TRAPERRO, A., 2002. *Phytophthora* disease of *Quercus ilex* in southwestern Spain. *Forest Pathology* 32: 5-18.
- SÁNCHEZ, M. E., SÁNCHEZ, J. E., NAVARRO, R. M., FERNÁNDEZ, P. & TRAPERRO, A., 2003. Incidencia de la podredumbre radical causada por *Phytophthora cinnamomi* en masas de *Quercus* en Andalucía. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas* 29: 87-108.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L., 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forest. *Biological Conservation* 60:1-5.

- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L., 1997. Vertebrate predation on holm oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *Forest Ecology and Management* 98: 181-187.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (eds.), 1998. *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados en las mesetas ibéricas*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- SANTOS, T., TELLERÍA, J. L. & CARBONELL, R., 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105: 113-125.
- SAVÉ, R., CASTELL, C. & TERRADAS, J., 1999. Gas exchange and water relations. En: Rodà, F., Retana, J., Gracia, C. & Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 135-147.
- SCHIEGG, K., 2000. Are there saproxylic beetle species characteristics for high dead wood connectivity? *Ecography* 23: 579-587.
- SIITONEN, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49: 11-41.
- SISCART, D., DIEGO, V. & LLORET, F., 1999. Acorn ecology. En: Rodà, F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 75-87.
- TELLERÍA, J. L. & PÉREZ-TRIS, J., 2007. Habitat effects on resource tracking ability: do wintering Blackcaps *Sylvia atricapilla* track fruit availability? *Ibis* 149: 18-25.
- TELLERÍA, J. L., RAMÍREZ, A. & PÉREZ-TRIS, J., 2005. Conservation of seed-dispersing migrant birds in Mediterranean habitats: Shedding light on patterns to preserve processes. *Biological Conservation* 124: 493-502.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 1992. Spatio-temporal patterns of egg predation in forest islands: an experimental approach. *Biological Conservation* 62: 29-33.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 1999. Distribution of birds in fragments of Mediterranean forests: the role of ecological densities. *Ecography* 22: 13-19.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 2001. Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. En: Zamora, R. & Pugnaire, F. I. (eds.). *Ecosistemas mediterráneos*. Análisis funcional. CSIC. Asociación Española de Ecología Terrestre. pp 293-317.
- TELLERÍA, J. L., SANTOS, T. & ALCÁNTARA, M., 1991. Abundance and food-searching intensity of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy* 72: 183-187.
- TELLERÍA, J. L. & VIRGÓS, E., 1997. Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented Mediterranean landscape. *Ecography* 20: 247-252.
- UGARTE, U., 2005. *Coleópteros fitófagos (Insecta: Coleoptera) de los encinares cantábricos de la reserva de la biosfera de Urdaibai*. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco.
- IUCN, 2006. 2006 IUCN Red List of threatened species. www.iucnredlist.org
- VALLADARES, F., PEÑUELAS, J., DE LUIS-CALABUIG, E. et al., 2005. Impactos sobre los ecosistemas terrestres. En: *Evaluación preliminar de los impactos en España del cambio climático (ECCE)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. pp 65-112.
- VÍCEDO, M., ALONSO, M. A., DE LA TORRE, A. & COSTA, M., 1998. Aproximación a la caracterización fitosociológica de los carrascales de la Comunidad Valenciana (España). *Itinera Geobotánica* 11.
- VIRGÓS, E. & TELLERÍA, J. L., 1998. Roe deer habitat selection in the southwestern edge of its range (Spain). *Canadian Journal of Zoology* 76: 1-6.
- VIRGÓS, E., TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1063-1079.
- ZAMORA, R., GARCÍA-FAYOS, P. & GÓMEZ-APARICIO, L., 2003. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. pp 371-393.
- ZAPATA, L. & MEAZA, G., 1998. Procesos de antropización y cambios en el paisaje vegetal del País Vasco atlántico en la prehistoria reciente: su incidencia en la expansión de hayedos y encinares. *Munibe (Ciencias Naturales)* 50: 21-35.

ANEXO 1 INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA SOBRE ESPECIES

ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la tabla A1.1 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/

CEE) que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (CBIO; AHE; SECEM; SEBCP), se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

Tabla A1.1

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 9340.

* **Afinidad:** Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
MAMÍFEROS				
<i>Barbastella barbastellus</i>	II, IV	Especialista ⁱ	—	
<i>Eptesicus serotinus</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Miniopterus schreibersii</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis bechsteinii</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis blythii</i>	II, IV	Especialista ⁱ	—	
<i>Myotis emarginatus</i>	II, IV	Especialista ⁱ	—	
<i>Myotis myotis</i>	II, IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis mystacinus</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis nattereri</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Nyctalus leisleri</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Nyctalus noctula</i>	IV	Especialista ⁱ	—	
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Pipistrellus nathusii</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Plecotus auritus</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Plecotus austriacus</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Rhinolophus euryale</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	II	Especialista ⁱ	—	
<i>Tadarida teniotis</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Canis lupus</i>	II, IV, V	No preferencial ⁱ	—	
<i>Felis silvestris</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	

► Continuación Tabla A1.1

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
MAMÍFEROS				
<i>Genetta genetta</i>	V	Preferencial ⁱ	—	
<i>Herpestes ichneumon</i>	V	Preferencial ⁱ	—	
<i>Lynx pardinus</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Martes martes</i>	V	No preferencial ⁱ	—	
<i>Mustela putorius</i>	V	No preferencial ⁱ	—	
<i>Ursus arctos</i>	II, IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Capra pyrenaica</i>	V	No preferencial ⁱ	—	
<i>Felis silvestris</i> ¹	IV	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Genetta genetta</i> ²	V	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Herpestes ichneumon</i> ³	V	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Rhinolophus euryale</i> ⁴	II	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Rhinolophus mehelyi</i> ⁵	II	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Capra pyrenaica</i>	V	No preferencial ⁱⁱ	—	

Datos aportados por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

¹ Datos según informe realizado por la SECEM en el área norte de la Península Ibérica. Este informe comprende exclusivamente las comunidades autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria, Castilla y León, País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña.

ⁱⁱ Datos según informe realizado por la SECEM en el área sur de la Península Ibérica.

Referencias bibliográficas:

¹ García-Perea, 2007.

² Larivière & Calzada, 2007.

³ Blanco, 1998.

⁴ Goiti & Aihartza, 2007.

⁵ Blanco, 1998; Almenar *et al.*, 2007.

ANFIBIOS Y REPTILES

<i>Alytes cisternasii</i>	IV	Preferencial	—	
<i>Chalcides bedriagai</i>	IV	Preferencial	—	
<i>Coluber hippocrepis</i>	IV	No preferencial	—	Nombre correcto: <i>Hemorrhais hippocrepis</i>
<i>Triturus marmoratus</i>	IV	No preferencial	—	Actualmente engloba dos especies: <i>T. marmoratus</i> y <i>T. pygmaeus</i>

Datos aportados por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

INVERTEBRADOS

<i>Cerambyx cerdo</i> (Linnaeus, 1758) ¹	II, IV	No preferencial	—	
<i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758) ¹	II, IV	No preferencial	—	
<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	II	No preferencial	—	

Datos aportados por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante).

Referencias bibliográficas:

¹ Galante & Verdú, 2000.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.1

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
PLANTAS				
<i>Marsilea batardae</i> Launert ¹	II, IV	—	Subtipo 3: Preferencial	Valencia y cuadrante suroccidental peninsular
<i>Spiranthes aestivalis</i> (Poir.) Rich. ²	IV	—	Subtipo 1: No preferencial Subtipo 2: No preferencial Subtipo 3: No preferencial	Dispersa por toda la Península, aunque más frecuente en la mitad N y W.
<i>Salix salviifolia</i> Brot. subsp. <i>australis</i> Franco ³	II, IV	—	Subtipo 3: No preferencial	Mitad occidental peninsular
<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag. ⁴	II, IV	—	Subtipo 1: No preferencial Subtipo 3: No preferencial	Disperso de manera irregular por toda la Península
<i>Holcus setiglumis</i> Boiss. & Reuter subsp. <i>duriensis</i> Pinto da Silva ⁵	II, IV	—	Subtipo 3: Preferencial	Endémica del NW de la Península
<i>Narcissus fernandesii</i> G. Pedro ⁵	II, IV	—	Subtipo 1: No preferencial Subtipo 2: No preferencial	Centro (Toledo) y cuadrante suroccidental (Extremadura y Andalucía)
<i>Narcissus humilis</i> (Cav.) Traub ⁵	II, IV	—	Subtipo 1: No preferencial Subtipo 2: No preferencial	Andalucía occidental
<i>Narcissus viridiflorus</i> Schousboe ⁵	II, IV	—	Subtipo 1: No preferencial Subtipo 2: No preferencial	Provincia de Cádiz

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 1: Bosques mediterráneos del cuadrante SW peninsular. **Subtipo 2:** Bosques termomediterráneos con acebuches. **Subtipo 3:** Bosques esclerófilos perennifolios dispersos por toda España.

Referencias bibliográficas:

¹ Rivas Goday, 1971; Medina *et al.*, 2002.

² Patallo & Aedo, 2006.

³ Rivas-Martínez *et al.*, 1986; Navarro Andrés *et al.*, 1986; Fernández-González & Molina, 1988; Navarro Andrés *et al.*, 1990.

⁴ Rivas Goday, 1971; Molina, 1996.

⁵ Moreno Saiz & Sainz Ollero, 1992.

ESPECIES CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICAS

En la tabla A1.2 se ofrece un listado con las especies que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CBIO; SEO/BirdLife; AHE; SECEN) pueden considerarse como características y/o diagnósticas del tipo

de hábitat de interés comunitario 9340. En ella se encuentran caracterizados los diferentes taxones en función de su presencia y abundancia en este tipo de hábitat (en el caso de los invertebrados, se ofrecen datos de afinidad en lugar de abundancia). Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible, la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Tabla A1.2

Taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CBIO; SEO/BirdLife; AHE y SECEM), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

* **Presencia:** Habitual: taxón característico, en el sentido de que suele encontrarse habitualmente en el tipo de hábitat; Diagnóstico: entendido como diferencial del tipo/subtipo de hábitat frente a otros; Exclusivo: taxón que sólo vive en ese tipo/subtipo de hábitat.

** **Afinidad** (sólo datos relativos a invertebrados): Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de tipo de hábitat considerado.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Quercus rotundifolia</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	1	—	Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Paeonia broteri</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Pyrus bourgeana</i>	1	—	Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 1: Bosques mediterráneos del cuadrante SW peninsular.

Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez, 1975; Peinado & Rivas-Martínez, 1987; Blanco *et al.*, 2005.

<i>Quercus suber</i>	2	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Quercus rotundifolia</i>	2	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Quercus canariensis</i>	2	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Quercus coccifera</i> subsp. <i>rivas-martinezii</i>	2	—	Habitual, Diagnóstica	Escasa	Perenne	
<i>Olea sylvestris</i>	2	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Gennaria diphylla</i>	2	—	Habitual, Diagnóstica	Escasa	Perenne	
<i>Ruscus hypophyllum</i>	2	—	Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Scilla monophyllos</i>	2	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 2: Bosques termomediterráneos con acebuches.

Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez, 1975; Peinado & Rivas-Martínez, 1987; Blanco *et al.*, 2005.

PLANTAS						
<i>Quercus ilex</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Bupleurum rigidum</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Carex olbiensis</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Cyclamen balearicum</i>	3	—	Habitual Diagnóstica Especialista	Escasa	Perenne	
<i>Thalictrum tuberosum</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 3: Bosques esclerófilos perennifolios dispersos por toda España.

Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez, 1975; Peinado & Rivas-Martínez, 1987; Blanco *et al.*, 2005.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
INVERTEBRADOS						
<i>Amorphocephala coronata</i> (Germar, 1817)	—	Centro y sur peninsular	—	No preferencial	Especie mirmecófila, vive en zonas húmeas bajo piedras	
<i>Arion baeticus</i> Garrido, Castillejo e Iglesias, 1994	—	Región occidental de Andalucía	—	No preferencial	Lugares con humedad	
<i>Arion fuliginus</i> Morelet, 1845	—	Norte de Portugal y sur de Galicia	—	No preferencial	Zonas boscosas	
<i>Callicera spinolae</i> Rondani, 1844	—	Atlántica, Continental, Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Ceriana vespiformis</i> (Latreille, 1804)	—	Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Cheilosia scutellata</i> (Fallén, 1817)	—	Alpina, Atlántica, Continental, Mediterránea, Norte Europa	—	Preferencial	Larvas fitófagas	
<i>Chrysotosum parmense</i> Rondani, 1845	—	Mediterránea	—	Preferencial	Larvas depredadoras	
<i>Deroceras tarracense</i> Atena, 1969	—	Tarragona	—	Especialista	Claros en medios forestales	
<i>Ferdinandea aurea</i> Rondani, 1844	—	Atlántica, Continental, Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Furcopenis circularis</i> Castillejo y Wiktor, 1983	—	Noroeste peninsular	—	No preferencial	Monte bajo y claros de bosque	
<i>Geomalacus anguiformis</i> (Morelet, 1845)	—	Suroccidental peninsular	—	Preferencial	Taludes terrosos con musgos	
<i>Iolana iolas</i> (Ochsenheimer, 1816)	—	Noreste, centro y sur	—	Preferencial	Asociada a leguminosas	
<i>Mallota cimbiciformis</i> (Fallén, 1817)	—	Atlántica, Continental, Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Mallota dusmeti</i> Andréu, 1926	—	Centro peninsular	—	No preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Marumba quercus</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	—	Norte peninsular, Sistema Penibético	—	Preferencial	Las larvas se alimentan de <i>Quercus</i>	
<i>Merodon geniculatus</i> Strobl, 1909	—	Mediterránea	—	Preferencial	Larvas fitófagas	
<i>Milesia semiluctifera</i> (Villers, 1789)	—	Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	
<i>Plebejus hespericus</i> (Rambur, 1840)	—	Centro y Sur peninsular	—	Preferencial	Claros de bosque de <i>Quercus</i>	
<i>Spilomyia saltuum</i> (Fabricius, 1794)	—	Atlántica, Continental, Mediterránea	—	Preferencial	Larvas saproxílicas	

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
INVERTEBRADOS						
<i>Suboestophora altimirai</i> (Ortiz de Zárate, 1962)	—	Castellón	—	No preferencial	Bajo piedras y mantillo	
<i>Suboestophora tarraconensis</i> (Aguilar-Amat, 1935)	—	Litoral Mediterraneo	—	No preferencial	Bajo piedras y mantillo	
<i>Thorectes valencianus</i> (Baraud, 1966)	—	Alicante y Valencia	—	Preferencial	Especie coprófaga	
<i>Volucella elegans</i> Loew, 1862	—	Mediterránea	—	Preferencial	Larvas depredadoras	
<i>Xerocrassa claudinae</i> (Gasull, 1963)	—	Mallorca	—	No preferencial	Medios abiertos	

Datos aportados por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante).

ANFIBIOS Y REPTILES						
<i>Triturus pygmaeus</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Triturus marmoratus</i>	—	—	Habitual	Rara	—	
<i>Alytes cisternasii</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Chalcides bedriagai</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Lacerta lepida</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Psammodromus algirus</i>	—	—	Habitual	Muy abundante	—	
<i>Blanus cinereus</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Hemorrhoids hippocrepis</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Coronella girondica</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Malpolon monspessulanus</i>	—	—	Habitual	Moderada	—	
<i>Macroprotodon brevis</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	
<i>Vipera latastei</i>	—	—	Habitual	Escasa	—	

Datos aportados por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

AVES						
<i>Columba palumbus</i> ¹	No se aplica	—	Habitual	Moderada-Muy Abundante	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Sylvia cantillans</i> ²	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral	
<i>Regulus ignicapilla</i> ³	No se aplica	—	Habitual	Moderada-Muy Abundante	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Coccothraustes coccothraustes</i> ⁴	No se aplica	—	Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	

Datos aportados por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

Otros comentarios: La Sociedad Española de Ornitología (SEO) considera que para este tipo de hábitat no cabe listar separadamente a las especies de aves de los subtipos distinguidos. Por lo tanto, según aportación de la SEO, las especies vinculadas a 'Alcornocales de Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*' *sensu lato*.

Referencias bibliográficas:

¹ Díaz *et al.*, 1996; Molina, 2002a; Carrascal *et al.*, 2003; Fernández & Bea, 2003; Larruy & Burgas, 2004; Gainzarain, 2006.

² Tellería *et al.*, 1999; Carrascal & Lobo, 2003; Altamirano & Muñoz, 2003; Gargallo, 2004.

³ Tellería *et al.*, 1999; Ramírez, 2002; Carrascal *et al.*, 2003; López, 2003; Requena, 2004; Gainzarain, 2006.

⁴ Tellería *et al.*, 1999; Molina, 2002b; Carrascal & Lobo, 2003; Carrascal *et al.*, 2003; Senar & Borrás, 2003; Trabalón & Aymí, 2004; Gainzarain, 2006.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
MAMÍFEROS						
<i>Sorex granarius</i> ¹	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: No	
<i>Felis silvestris</i> ²	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: No	
<i>Genetta genetta</i> ³	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: No	
<i>Herpestes ichneumon</i> ⁴	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: No	
<i>Rhinolophus euryale</i> ⁵	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: Sí	
<i>Rhinolophus mehelyi</i> ⁶	—	—	Habitual	Escasa	Estacionalidad: Sí	
<i>Capra pyrenaica</i>	—	—	Habitual	Muy abundante	Estacionalidad: No	
<i>Eliomys quercinus</i> ⁷	—	—	Habitual	Moderada	Estacionalidad: No	
<i>Sciurus vulgaris</i> ⁸	—	—	Habitual	Escasa	Estacionalidad: No	

Datos aportados por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Referencias bibliográficas:

¹ López-Fuster, 2007.

² García-Perea, 2007.

³ Larivière & Calzada, 2007.

⁴ Blanco, 1998.

⁵ Goiti y Aihartza, 2007.

⁶ Blanco, 1998; Almenar *et al.*, 2007.

⁷ Moreno, 2007.

⁸ Purroy, 2007.

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

En la tabla A1.3 se ofrece un listado con las especies que, según la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP y AHE), pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat de interés comunitario 9340. Se consideran especies típicas a

aquellos taxones relevantes para mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable, ya sea por su dominancia-frecuencia (valor estructural) y/o por la influencia clave de su actividad en el funcionamiento ecológico (valor de función). Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Especie	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación						Comentarios
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN		CNEA***	
					España	Mundial		
PLANTAS								
<i>Quercus ilex</i> L. ¹	Tipo de hábitat 9340 (1, 4, 5, 6)	Norte peninsular, más rara en Levante y Andalucía oriental	Desconocida	Desconocida	—	—	—	
<i>Quercus rotundifolia</i> Lamk. ¹	Tipo de hábitat 9340 (1, 4, 5, 6)	Repartida en toda la Península	Desconocida	Desconocida	—	—	—	
ANFIBIOS Y REPTILES								
<i>Alytes cisternasii</i> ²	Tipo de hábitat 9340 (2, 3, 4, 5)	Ocupa de forma casi homogénea y con áreas de gran abundancia las cuencas de los ríos Guadiana y Tajo, y se extiende hacia el norte hasta la provincia de Zamora. La distribución hacia oriente tiene sus límites en Castilla-La Mancha, en las provincias de Guadalajara, Toledo y Ciudad Real. Hacia el sur alcanza la zona costera de Huelva (la prolongación de su distribución del Algarve portugués) y hacia el sudeste se extiende hasta Jaén, sin superar el río Guadalquivir	—	Parece distribuirse en pequeñas colonias que no sobrepasan 1 km de extensión, y separadas entre ellas no más de dos o tres kilómetros	Casi amenazada (NT)	—	—	

Otros comentarios: El sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*) es una especie íntimamente ligada a zonas de vegetación mediterránea con inviernos de temperatura suave y veranos cálidos y secos. Su distribución está muy estrechamente asociada a bosques esclerófilos y dehesas de encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*). Generalmente está presente en suelos blandos, granítico-arenosos, lo cual puede estar relacionado con las costumbres marcadamente excavadoras de los adultos (los otros *Alytes* continentales son generalmente más lapidícolas). En estos medios se reproduce preferentemente en cursos de agua temporales al principio de la formación de los mismos.

* **Nivel de referencia:** indica si la información se refiere al tipo de hábitat en su conjunto, a alguno de sus subtipos y/o a determinados LIC.

** **Opciones de referencia:** 1: especie en la que se funda la identificación del tipo de hábitat; 2: especie inseparable del tipo de hábitat; 3: especie presente regularmente pero no restringida a ese tipo de hábitat; 4: especie característica de ese tipo de hábitat; 5: especie que constituye parte integral de la estructura del tipo de hábitat; 6: especie clave con influencia significativa en la estructura y función del tipo de hábitat.

*** **CNEA** = *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*.

NOTA: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

¹ Rivas-Martínez, 1975; Amaral Franco, 1990.

² García París, 1985; González de la Vega, 1988; Crespo, 1997; Reques Rodríguez, 2000; Márquez & Crespo, 2002.

Tabla A1.3

Identificación y evaluación de las especies que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP y AHE), pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat de interés comunitario 9340.

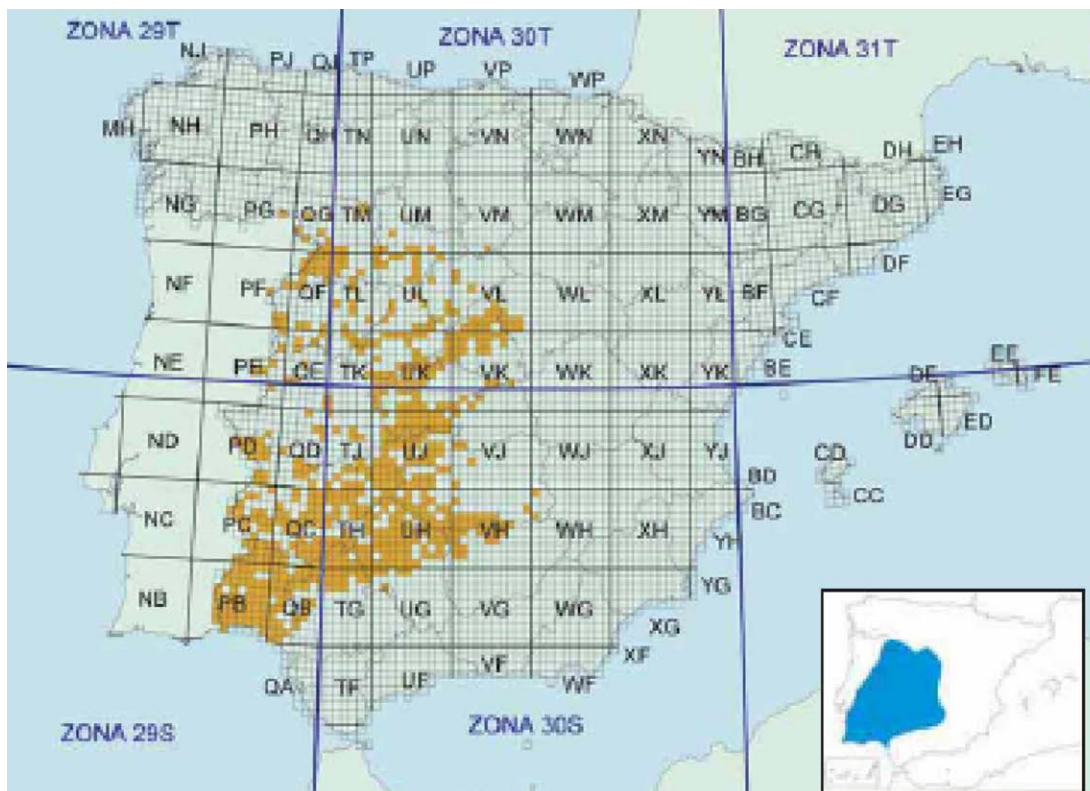


Figura A1.1

Mapa de distribución de *Alytes cisternasii* aportado por la AHE.

RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Aportación de la AHE: Proteger las masas de agua situadas en los encinares o en su entorno, aunque sean de carácter temporal. Son críticas para anfibios, y en especial para la existencia de *Alytes cisternasii*. Si se utilizan como abrevadero de ganado, deben delimitarse zonas sin acceso al ganado para los anfibios, evitando los márgenes o taludes con fuerte pendiente que impidan la salida de los anfibios.

Aportación de la SEBCP: Prevenir el cambio a otros usos de los territorios que ocupan estos bosques, tales como dehesas, explotaciones cinegéticas intensivas, urbanizaciones, etc. Promover la regeneración natural de los bosques.

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

Aportación de la SEBCP: Estudios comparados (bioclimáticos, biogeográficos, moleculares) entre los distintos bosques de la Península y Baleares.

BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- ALMENAR, D., ALCOCER, A. & MONSALVE, M. A., 2007. *Rhinolophus mehelyi* (Matschie, 1901). Ficha Libro Rojo. pp 148-150. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- ALTAMIRANO, M. & MUÑOZ, A. R., 2003. Curruca carrasqueña, *Sylvia cantillans*. En: Martí, R. & Del

- Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 474-475.
- AMARAL, J., 1983. *Quercus*. En: Castroviejo, S., Laínz, M., López, G., Montserrat, P., Muñoz, F., Paiva, J., Villar, L. (eds.). *Flora Iberica II*: 15-20. CSIC.
- AMARAL, J., 1990. *Quercus* L. En: Castroviejo, S. et al. (eds.). *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, 2: 15-36. Real Jardín Botánico. CSIC.
- BLANCO, J. C., 1998. *Mamíferos de España*. Geopláneta.
- BLANCO, E., COSTA, M. & ESCRIBANO, R., 2005. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- BLANCO, J. E., MORALES, M. J. & SIMÓN, J. C., 1990. Asientos para un Atlas Corológico de la Flora Occidental. Mapa 455. *Fontqueria* 30: 183.
- CARRASCAL, L. M. & LOBO, J., 2003. Apéndice I. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 718-721.
- CARRASCAL, L. M., SEOANE, J., ALONSO, C. L. & PALOMINO, D., 2003. Estatus regional y preferencias ambientales de la avifauna madrileña durante el invierno. *Anuario Ornitológico de Madrid* 2002. pp 22-43.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, J. L., 1996. *Aves ibéricas. I. No paseriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.
- DOMÍNGUEZ, F., GALICIA, D., MORENO, L., MORENO, J. C. & SAINZ, H., 1994. Asientos para un Atlas Corológico de la Flora Occidental. Mapa 663. *Fontqueria* 40: 200-201.
- FERNÁNDEZ, J. M. & BEA, A., 2003. Paloma Torcaz *Columba palumbus*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 298-299.
- GAINZARAIN, J. A., 2006. *Atlas de las aves invernantes en Álava (2002-2005)*. Vitoria: Diputación Foral de Álava.
- GAMARRA, R. & MORALES, R., 2002. Asientos para un atlas corológico de la flora occidental, 25. Mapa 0821. *Cavanillesia altera* 2: 350-351.
- GALANTE, E. & VERDÚ, J. R., 2000. *Los Artrópodos de la "Directiva de Hábitats" en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. OAPN. Colección Técnica.
- GARCÍA-PEREA, R., 2007. *Felis silvestris* (Schreber, 1777). Ficha Libro Rojo. pp 333-335. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- GARGALLO, G., 2004. Tallarol de garriga, *Sylvia cantillans*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.). *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO, Lynx Edicions. pp 432-433.
- GARRIDO, B., PÉREZ, C., APARICIO, A., FERNÁNDEZ, L. & ANDREA, M., 2002. Flora de interés en bosques isla de Andalucía Occidental. *Acta Bot. Malacitana* 27: 295-308.
- GIL, J. M., ARROYO, J. & DEVESA, J. A., 1985. Contribución al conocimiento florístico de las sierras de Algeciras (Cádiz, España). *Acta Bot. Malacitana* 10: 97-122.
- GOITI, U. & AIHARTZA, J. R., 2007. *Rhinolophus euryale* (Blasius, 1853). En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- GÓMEZ-BUSTILLO, M. R. & FERNÁNDEZ-RUBIO, F., 1974. *Mariposas de la Península Ibérica. Ropalóceros II*. Madrid: Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. 258 p.
- GRACIA, C., SABATÉ, S., MARTÍNEZ, J. M. & ALBEZA, E., 1999. Functional responses to thinning. In Rodà, F., Retana, J., Gracia, C., Bellot, J. (eds.) *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Berlín: Springer. pp 329-338.
- LARRUY, X. & BURGAS, D., 2004. Tudó *Columba palumbus*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando S. (eds.). *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 264-265.
- LARIVIÈRE, S. & CALZADA, J., 2002. *Genetta genetta*. *Mammalian species*, núm. 680. pp 1-3.
- LÓPEZ, D., 2003. Reyezuelo Listado *Regulus ignicapilla*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 498-499.

- LÓPEZ DE HEREDIA, U., JIMÉNEZ, P., DÍAZ-FERNÁNDEZ, P. & GIL, L., 2005. The Balearic Islands: a reservoir of cpDNA genetic variation for evergreen oaks. *Journal of Biogeography* 32: 939-949.
- LÓPEZ-FUSTER, M. J., 2007. *Sorex granarius* (Miller, 1910). Ficha Libro Rojo. pp 108-110. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- MEDINA, L., GARCÍA RÍO, R. & DRAPER, D., 2002. Notas sobre la flora acuática de Ciudad Real. *Bot. Complut.* 26: 53-58.
- MOLINA ABRIL, J. A., 1996. De Hydrophytis Hispaniae Centralis Notulae Praecipue Chorologicae, II. *Stud. Bot. Univ. Salamanca* 15: 5-24.
- MOLINA, B., 2002a. Paloma Torcaz *Columba palumbus*. En: Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. & Pérez-Tris, J. *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid, 1999-2001*. Madrid: SEO-Montícola. pp 168-169.
- MOLINA, P., 2002b. Picogordo *Coccothraustes coccothraustes*. En: Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. & Pérez-Tris, J. *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid, 1999-2001*. Madrid: SEO-Montícola. pp 320-321.
- MORENO, J. C., 1989. Cartografía Corológica Ibérica. Aportaciones 7-9. *Bot. Complut.* 15: 267-270.
- MORENO, J. C. & SAINZ, H., 1992. *Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. MAPA. ICONA. Colección Técnica.
- MORENO, S., 2007. *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766). Ficha Libro Rojo. pp 392-394. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- NAVA, H. & GARILLETI, E., 1987. Asientos para un Atlas Corológico de la Flora Occidental. Mapa 52. *Fontqueria* 15: 25-26.
- PATALLO & AEDO, 2006. *Spiranthes* Rich. En: Castroviejo, S. et al. (eds.). *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares* 21: 69-72. Real Jardín Botánico. CSIC.
- PEINADO LORCA, M. & RIVAS-MARTÍNEZ, S. (eds.), 1987. *La vegetación de España*. Universidad de Alcalá de Henares.
- PÉREZ LARA, J. M., 1887. *Florula gaditana*. Pars secunda. *Anales Soc. Esp. Hist. Nat.* 16(2): 273-372.
- PURROY, F. J., 2007. *Sciurus vulgaris* (Linnaeus, 1758). Ficha Libro Rojo. pp 378-380. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Madrid: Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- RAMÍREZ, Á., 2002. Reyezuelo Listado *Regulus ignicapilla*. En: Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. & Pérez-Tris, J. *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid, 1999-2001*. Madrid: SEO-Montícola. pp 254-255.
- REQUENA, D., 2004. Bruel *Regulus ignicapilla*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.). *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona, ICO-Lynx Edicions. pp 442-443.
- RICO, E., 1985. Aportaciones y comentarios sobre la flora del centro-oeste español, *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 41(2): 407-423.
- RICO, E., SÁNCHEZ, J. & AMICH, F., 1982. *Thymelaea broteriana* Coutinho en el sudoeste salmantino. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 39(1): 208.
- RIVAS, S., 1971. Revisión de las comunidades hispanas de la clase *Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl. & Tx. 1943. *Anales del Instituto Botánico de Cavanilles* 27: 225-276.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1975. La vegetación de la clase *Quercetea ilicis* en España y Portugal, *Anales del Instituto Botánico de Cavanilles* 31(2): 205-259.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., COSTA, M., CASTROVIEJO, S. & VALDES, E., 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-189.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FUENTE, V. & SÁNCHEZ-MATA, D., 1986. Alisedas mediterráneo-iberoatlánticas en la Península Ibérica. *Stud. Bot. Univ. Salamanca* 5: 9-38.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. & MONTORI, A. (ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA), 1998. *Inventario de las Areas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica. 237 p.
- SENAR, J. C. & BORRÁS, A., 2003. Picogordo *Coccothraustes coccothraustes*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 594-595.

- SPEIGHT, M. C. D. & CASTELLA, E., 2006. StN Database: content and glossary of terms, Ferrara, 2006. En: Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J. P. & Monteil, C. (eds.). *Syrph the Net, the database of European Syrphidae*, volumen 52. Syrph the Net. 77 p.
- SPEIGHT, M. C. D., MONTEIL, C., CASTELLA, E. & SARTHOU, J. P., 2008. En: Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J. P. & Monteil, C. (eds.). *Syrph the Net on CD, Issue 6. The database of European Syrphidae*. Syrph the Net Publication. ISSN 1649-1917.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, M. & DÍAZ, T. E., 1999. *Aves ibéricas. II. Paseriformes*. Madrid: J. M. Reyero editor.
- TRABALON, F. & AYMÍ, R., 2004. Durbec, *Coccothraustes coccothraustes*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.). *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO, Lynx Edicions. pp 536-537.
- VERDÚ, J. R. & GALANTE, E. (eds.), 2006. *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad. Colección Técnica.

ANEXO 2

INFORMACIÓN EDAFOLÓGICA COMPLEMENTARIA

1. CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

1.1. Introducción

Debido a la ocupación humana de los suelos profundos de las zonas llanas, gran parte de los encinares actuales se encuentran preferentemente en áreas de pendiente moderada o fuerte. No obstante, también se encuentran encinares, sobre todo en las dos mesetas, en zonas relativamente llanas o de relieve poco acusado.

Los encinares se encuentran sobre una amplia variedad de suelos (apartado 1.2), si bien resulta difícil recopilar información acerca de las características de éstos. Estas dificultades derivan de la incertidumbre existente acerca del término encinar, pudiéndose constatar en algún caso, en trabajos publicados, que se trata en realidad de encinares adherados y por tanto pertenecientes al tipo de hábitat 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp. Las zonas de elevada pendiente y con abundancia de afloramientos rocosos, poco aptas para otros usos, son enclaves donde la encina se desarrolla bien, gracias a la posibilidad de extender su sistema radicular hasta profundidades considerables, aprovechando fracturas en las rocas subyacentes. De este modo, la ocupación actual del tipo de hábitat queda prácticamente restringida a zonas cuyos suelos son desfavorables para otros usos agrícolas o pascícolas.

Los encinares españoles se asientan en variedad de tipos de suelos, a excepción de los suelos salinos y siendo escasos en suelos con yeso y en Vertisoles. Clásicamente, se les ha excluido de suelos hidromorfos, si bien este carácter debe ser concretado. Existen situaciones en las que la encina vive en suelos con horizontes en estado reducido (por ejemplo, Campo Arañuelo, Extremadura) con presencia de freático a escasa profundidad, y cuyo origen puede ser debido al cambio en el balance hídrico provocado por la tala del arbolado. Por tanto, no parece que este tipo de hábitat se presente actualmente en suelos con caracteres de hidromorfía tan extremos. Sin embargo, no es raro encontrar encinares en suelos con caracteres

redoxomórficos, siendo esta situación más común en suelos desarrollados a partir de calizas.

1.2. Descripción de los suelos: propiedades y componentes

Los encinares aparecen en suelos de características físicas y químicas variadas, desde suelos básicos a suelos ácidos, y desde suelos de texturas finas y moderadamente finas (SSS, 1951) cuando se desarrollan a partir de calizas de medias a moderadamente gruesas en el caso de los suelos desarrollados a partir de sedimentos detríticos gruesos. La profundidad también es muy variable, no pareciendo un limitante para el establecimiento de la encina aunque sí para su mayor o menor desarrollo.

Los materiales a partir de los que se desarrollan estos suelos varían entre rocas pelíticas (fundamentalmente pizarras), arenitas, rocas carbonáticas, sedimentos detríticos gruesos y de manera minoritaria sobre granitoides.

En algunas zonas de la Hoya de Huesca, estos encinares aparecen en suelos superficiales o poco profundos debido a la presencia de horizonte petrocálcico a menos de 40 cm de profundidad. Se trata de unidades desarrolladas en glaciares, cuya área fuente son los crestones calizos prepirenaicos, y constituidos por gravas, fundamentalmente de naturaleza calcárea, con pasadas de material más fino. El lavado de los carbonatos de los horizontes superiores y su redistribución en el perfil provoca la aparición de horizontes petrocálcicos y cálcicos. En algunos casos, por encima de estos horizontes, aparecen horizontes descarbonatados que generalmente constituyen horizontes argílicos. La escasa profundidad útil de estos suelos, así como su elevada pedregosidad superficial y abundancia de elementos gruesos ha motivado su dedicación tradicional a cultivos arbóreos, fundamentalmente de almendro, quedando el encinar relegado a unos pocos enclaves.

En el caso del encinar cantábrico su distribución parece estar muy ligada a la presencia de suelos que

se han desarrollado fundamentalmente a partir de calizas. Estos suelos presentan un límite inferior irregular de profundidad variable a escala decimétrica, de modo que aparecen bolsadas con suelos profundos junto a afloramientos rocosos. El proceso edafogénico principal es la disolución de la fracción carbonatada de la roca, quedando el residuo insoluble como matriz del suelo. En algunos casos, este proceso queda limitado a pequeñas fracturas en la roca, sobre todo cuando la pendiente es elevada. Las texturas finas que presentan estos suelos pueden explicar la presencia de rasgos redoxomórficos, con abundancia de nódulos y manchas de Fe-Mn, que atestiguan que, al menos durante algún periodo de la evolución de estos suelos, las fases de anoxia y movilización de Fe-Mn han sido importantes.

Algunos autores consideran que el encinar cantábrico busca condiciones xéricas, más propias del ámbito mediterráneo, de modo que se localiza en áreas con suelos que presentan baja capacidad de retención de agua (Loidi *et al.*, 2006). Sin embargo esta hipótesis parece contrastar con la existencia de suelos de texturas finas, con conductividad hidráulica baja y capacidad de retención de agua disponible elevada de zonas relativamente llanas.

En el suroeste de la Península, los encinares se asientan sobre suelos desarrollados a partir de pizarras y de manera minoritaria cuarcitas y granitoides, en áreas de elevada pendiente. Sin embargo su ex-

tensión es reducida, fundamentalmente debido al adhesionamiento de estas formaciones.

Los horizontes de diagnóstico (SSS, 1999) más típicos de los suelos de los encinares son argílico, cámbico, cálcico y petrocálcico; y siguiendo los criterios de WRB (IUSS Working Group WRB, 2006) cámbico, árgico, cálcico y petrocálcico. Siguiendo los criterios de ambos sistemas de clasificación el epipedión más frecuente es el ócrico y móllico y de manera minoritaria úmbrico.

De manera general, los suelos de este tipo de hábitat se clasifican como Phaeozems, Cambisols, Calcisols, Leptosols, Luvisols y Regosols, siguiendo los criterios del WRB (IUSS Working Group WRB, 2006) y los grupos Rhodoxeralfs, Haploxeralfs, Palexerolls, Hapludolls, Haploxerepts, Calcixerepts, Endoaquets, Xerorthents y Ustorthents, siguiendo a Soil Taxonomy (SSS, 1999).

En el apartado de Descripción de perfiles se presentan a modo de ilustración la descripción y los datos analíticos de cuatro pedones desarrollados a partir de materiales de naturaleza calcárea, y la descripción sintética de uno desarrollado sobre esquistos si bien no se trata de perfiles tipo.

1.3. Riesgos de degradación

Este tipo de hábitat ha quedado relegado a posiciones poco aptas para otro tipo de uso que no sea el

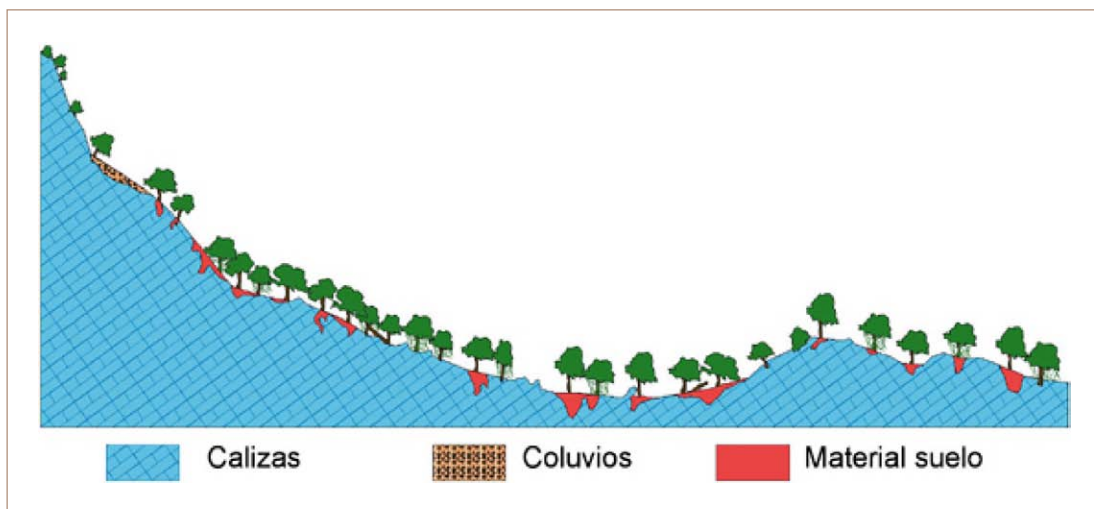


Figura A2.1

Esquema idealizado de la distribución de bolsadas de suelo alternando con afloramientos rocosos.

forestal, de ahí que las actuaciones antrópicas sean poco significativas y por tanto, no parece existir riesgo de degradación de sus suelos.

2. ESTADO Y EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

La escasez de información edáfica, a nivel cartográfico, impide conocer de manera detallada todas las particularidades que los suelos de este tipo de hábitat presentan.

2.1. Evaluación de la salud del suelo

El suelo provee un medio de crecimiento para las plantas y un hábitat para numerosos animales y microorganismos (Larson Pierce, 1994). Se trata de un medio de vida en el que se producen numerosas funciones necesarias para la vida terrestre, descomposición de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes, fijación de nitrógeno, mantenimiento de la estructura del suelo, regulación de la calidad del agua y del aire, entre otras. Sin embargo, a menudo, estas funciones se ignoran y se contempla el suelo como un ente inanimado, compuesto por minerales y sustancias químicas. La relación existente entre el ambiente físico-químico del suelo, la biota que sustenta, su salud, y la de las plantas, animales y seres humanos, raramente es tenida en consideración.

En 1996, la Sociedad Americana de Ciencias del Suelo (SSSA) definía la salud del suelo como «la capacidad continua de una clase específica de suelo de forma que funcione como un sistema vivo, dentro de los límites de los ecosistemas tanto naturales como gestionados por el hombre, en el que se mantenga la productividad animal y vegetal, se preserve o mejore la calidad del medio ambiente acuático y terrestre, y, finalmente, se cuide la salud de las plantas, animales, y las personas» (Doran Parkin, 1996; Pankhurst *et al.*, 1997).

En este contexto, es clara la importancia de la obtención de unos indicadores de la salud/calidad del suelo, para poder cuantificar su estado y así poder tomar las decisiones y medidas necesarias que aseguren su preservación.

En los últimos años, se ha llegado a la conclusión de que los procesos biológicos, no sólo están íntimamente unidos al mantenimiento de la estructura y fertili-

dad del suelo, sino que además, son potencialmente más sensibles a los cambios en el mismo. De esta forma, los indicadores biológicos pueden proporcionar una especie de señal de alarma de un posible colapso del sistema. Sin embargo, estas señales no resultarán del todo eficientes si no se es capaz de interpretar cuáles son los parámetros fisicoquímicos que condicionan dicho estado de salud. Serán las interacciones entre componentes minerales del suelo, fase líquida y atmósfera edáfica, las que condicionarán el hábitat adecuado a la biota, permitiendo su conocimiento reaccionar, a través de un manejo o uso de tecnología adecuada, con la antelación requerida para evitar cambios y perturbaciones irreversibles.

En este contexto, parece claro que el conocimiento del funcionamiento del suelo bajo diferentes enfoques se posiciona como la herramienta útil para establecer criterios de salud.

2.2. Protocolo para la determinación del grado de conservación del suelo

Cualquier evaluación de un recurso natural pasa de manera obligada por su inventario. En este sentido, el recurso suelo es uno de los compartimentos ambientales cuya distribución espacial es menos conocida. Por tanto se hace necesario disponer de cartografía suficientemente precisa de dicho recurso, como paso previo. A partir de dicho inventario, podrían seleccionarse áreas prioritarias en base a criterios multidisciplinares (estado de conservación del hábitat, extensión, geoforma, tipo de suelo, composición de la comunidad vegetal, manejo, etc.).

En dichas áreas, se generarían un conjunto de datos que debería comprender descripción de suelo y del territorio (geomorfología, clima) y medidas de diversos parámetros químicos, físicos y biológicos del suelo. La descripción de suelos debería hacerse acorde con guías específicas (por ejemplo, SINEDARES (CBDSA, 1983); FAO, 2006), que permitan normalizar dichas descripciones.

Los parámetros físico-químicos podrían medirse con diferente periodicidad atendiendo a la posibilidad teórica de cambios. De este modo, con la existencia de medidas temporales, se podrían evaluar los cambios en la salud del suelo y su relación con el conjunto de factores bióticos.

Entre los datos que deberían medirse estarían, al menos:

pH	Cationes de cambio	Textura
Carbono orgánico	Respiración	Conductividad hidráulica e infiltración
Contenido en carbonatos	Actividades enzimáticas	Grado de compactación
Mineralogía de arcillas	Densidad aparente	Porcentaje de suelo desnudo
Fósforo, potasio y nitrógeno	Estabilidad estructural	
Capacidad de intercambio catiónico	Retención de agua	

Información similar debería incluirse en parcelas de monitoreo de diferentes redes nacionales (por ejemplo, Red europea de seguimiento intensivo y continuo de los ecosistemas forestales), parcelas del Inventario Forestal, etc.

3. RECOMENDACIONES DE INVESTIGACIÓN

La información acerca de los suelos de este tipo de hábitat es reducida. La recopilación de información resulta difícil, en gran parte debido a la propia defi-

nición del tipo de hábitat y su dificultad, en algunos casos, de diferenciarlo de manera precisa de sistemas adeshados. Esta escasez de información justificaría acciones encaminadas a una mejor caracterización edáfica del tipo de hábitat, a lo cual contribuiría el establecimiento de áreas piloto, antes comentadas.

4. FOTOGRAFÍAS



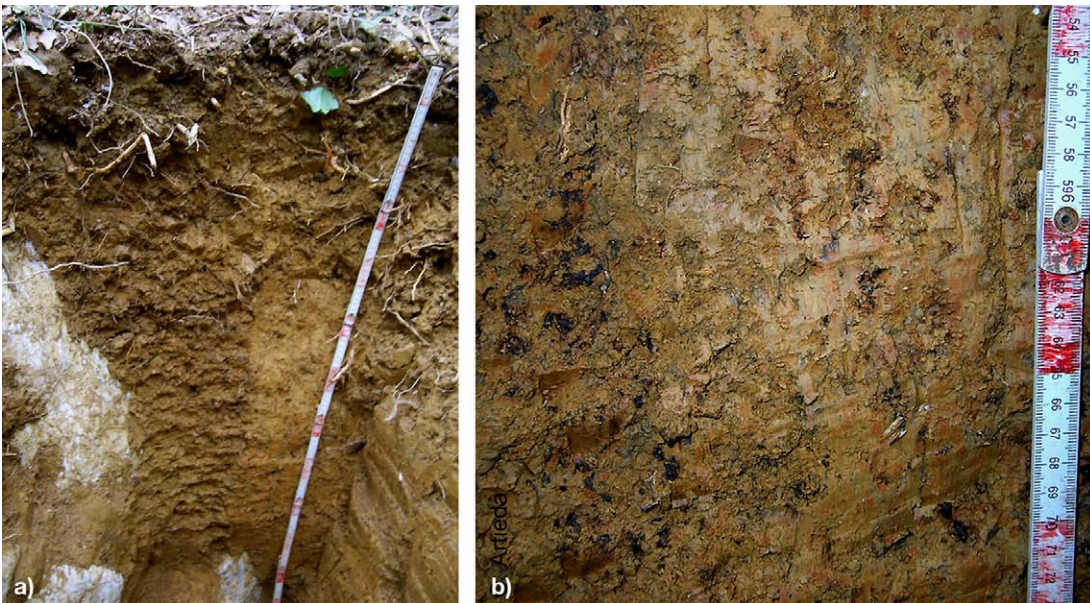
Fotografía A2.1

Sistema radicular de la encina introduciéndose a través de discontinuidades de la roca, en este caso pizarras.



Fotografía A2.2

Perfil Kortezubi-1 en Urdaibai. Se trata de un Lithic Hapludoll (SSS, 1999) con la roca a una profundidad inferior a los 50 cm.



Fotografía A2.3

a) Perfil Ereño-1 en Urdaibai en el que se aprecia el carácter rúptico, con presencia de roca caliza a diferentes profundidades. b) Imagen del horizonte Bwg de dicho perfil en la que se aprecian las manchas y nódulos ferro-mangánicos, rasgos redoxomórficos que indican condiciones alternantes de oxidación-reducción.



Fotografía A2.4

Perfil Ale-2 desarrollado en un glacis constituido por clastos de naturaleza caliza. Se aprecia el horizonte Bkm, limitante para el desarrollo radicular.

5. DESCRIPCIÓN DE PERFILES

La clasificación de los suelos de este apartado es responsabilidad de los autores del anexo ficha y no siempre coincide con la propuesta por los autores de los diferentes perfiles ya que se ha adaptado a los sistemas WRB (IUSS Working Group WRB, 2006) y Soil Taxonomy (SSS, 1999).

En algunos perfiles la notación original de los horizontes genéticos ha sido modificada por los autores de la ficha para dar homogeneidad a las descripciones.

Información general acerca del sitio

■ PERFIL: Kortezubi-1

- **Autor:** O. Artieda.
- **Fecha:** 23/05/2006.
- **Localización:** Kortezubi (Vizcaya).
- **Altitud:** 115 m.
- **Vegetación o uso de la tierra:** encinar de *Quercus ilex* subsp. *ilex*.
- **Forma:** vertiente Convexa (Planta)-Rectilínea (Perfil). Tercio Inferior.
- **Pendiente:** 50%.
- **Orientación:** suroeste.
- **Material original:** calizas.
- **Drenaje:** bien drenado.
- **Nivel freático:** no accesible.
- **Evidencias de erosión:** no observables.
- **Sistema radicular:** limitado a 30/40 cm por contacto lítico.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Údico.
- **R. Temperatura (SSS, 1999):** Mésico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Epi-Lep-tic Phaeozem.
- **Soil Taxonomy (1999):** Lithic Hapludoll.

DESCRIPCIÓN DEL PERFIL (criterios SINEDARES)

Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
Oi	-5--1 cm	Horizonte orgánico
Oe	-1-0 cm	Horizonte orgánico
A	0-12/20 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 7,5 YR 30/20 en húmedo y 7,5 YR 50/20 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura (al tacto) franco-arcillosa. Pocos elementos gruesos, grava gruesa, subredondeado-planos, de calizas. Estructura fuerte, en bloques subangulares finos. Abundantes raíces finas y muy finas y pocas raíces medianas, sin orientación definida y distribuidas regularmente. Muy abundantes hifas de hongos. Poco compacto. Actividad de la fauna: frecuentes galerías y galerías rellenas. Reacción nula al HCl (11%). Límite inferior neto (2 a 5 cm) y plano

► Continuación

Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
Bw	12/20-30/40 cm	Seco. Color de la matriz 5YR 40/60 en húmedo y 7,5 YR 50/45 en seco. Textura (al tacto) arcillosa. Pocos elementos gruesos, grava gruesa y cantos, subredondeado-tabulares, de calizas. Estructura fuerte, en bloques subangulares medianos y estructura secundaria fuerte, en bloques subangulares finos. Pocas raíces medianas, sin orientación definida y distribuidas regularmente. Poco compacto. Actividad de la fauna: abundantes galerías y galerías rellenas. Reacción nula al HCl (11%). Pocas pátinas finas de carbonatos en la zona de contacto matriz/elementos gruesos. Límite inferior abrupto (0,5 a 2 cm), contacto lítico irregular
R	30/40-45 cm	Calizas

RESULTADOS ANALÍTICOS

Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Clase
		(%)			
A	0-15	37,7	32,5	29,7	F-Ac
Bw	15-35	31,6	35,5	32,9	F-Ac

Hor.	pH agua (1:2,5)	Bases de cambio				M.O.	N	C/N	P (ppm)
		Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺				
		cmol _(c) · kg ⁻¹							
A	6,7	0,25	1,18	26,69	1,42	15,2	0,43	20,6	9,68
Bw	7,1	0,22	0,33	19,89	0,78	4,4	0,18	14,2	4,03

■ PERFIL: Ereño-1

- **Autor:** O. Artieda.
- **Fecha:** 26/05/2006.
- **Localización:** Ereño (Vizcaya).
- **Forma:** vertiente suave de un cerro.
- **Vegetación o uso de la tierra:** encinar de *Quercus ilex* subsp. *ilex*.
- **Pendiente:** 3%.
- **Orientación:** suroeste.
- **Material original:** calizas.
- **Drenaje:** bien drenado.
- **Nivel freático:** no accesible.
- **Evidencias de erosión:** no observables.
- **Pedregosidad/rocosidad (FAO, 1990):** afloramientos rocosos (60%).
- **Sistema radicular:** limitado a 40 cm por hidromorfía.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Údico.
- **R. Temperatura (SSS, 1999):** Mésico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Haplic Cambisol (Manganiferric, Humic)-Leptosol.
- **Soil Taxonomy (1999):** Aeric Endoaquepts-Lithic Endoaquepts.

DESCRIPCION DEL PERFIL (criterios SINEDARES)

Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
Oi	-3--1 cm	Horizonte orgánico
Oe	-1-0 cm	Horizonte orgánico

Sigue ►

► Continuación

Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
A1	0-2 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 2,5 Y 40/20 en húmedo. Reducido. Textura (al tacto) franco-arcillo-limosa. Sin elementos gruesos. Sin estructura. Pocas raíces, finas y muy finas, vivas, sin orientación definida, y distribuidas regularmente. No coherente. Actividad de la fauna: pocas galerías. Reacción nula al HCl (11%). Reacción positiva al "α-α dypiridil". Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) y plano
A2	2-37 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 10 YR 50/60 en húmedo. Oxidado-reducido. Textura (al tacto) franco-arcillo-limosa. Muy pocos elementos gruesos, grava fina, redondeado esferoidales, de calizas. Estructura fuerte en bloques subangulares, medianos y estructura secundaria en bloques angulares finos. Frecuentes raíces, de finas a gruesas, vivas, con orientación horizontal, y distribuidas regularmente. Poco compacto. Actividad de la fauna: pocas galerías. Reacción nula al HCl (11%). Sin acumulaciones. Límite inferior neto (2 a 5 cm) y plano
Bwg	37-37/125 cm	Ligeramente húmedo. Color de la matriz 10 YR 50/60 y color de las caras de los agregados 2,5 Y 50/20, ambos en húmedo. Oxidado-reducido. Textura (al tacto) franco-arcillosa. Sin elementos gruesos. Estructura fuerte en bloques angulares, medianos y estructura secundaria en bloques angulares finos. Muy pocas raíces, de medianas a gruesas, vivas, con orientación horizontal, y localizadas en la mitad superior del horizonte. Poco compacto. Actividad de la fauna: no aparente. Abundantes nódulos, de finos a gruesos, de naturaleza ferro-mangánica, de blandos a muy duros, y distribuidos por todo el horizonte. Reacción nula al HCl (11%). Reacción muy alta al H ₂ O ₂ en los nódulos. Contacto lítico, anguloso
R	37/125-130 cm	Calizas.

RESULTADOS ANALÍTICOS

Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Clase
		(%)			
A1	0-2	29,6	28,8	41,5	Ac
A2	2-37	29,7	24,9	45,4	Ac
Bwg11	37-75	21,3	18,6	60,2	Ac
Bwg12	75-120	19,6	18,1	62,3	Ac

Hor.	pH agua (1:2,5)	Bases de cambio				M.O.	N	C/N	P (ppm)
		Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺				
		cmol _(c) · kg ⁻¹				%			
A1	6,2	0,27	0,40	17,17	1,27	10,0	0,3	19,4	8,21
A2	6,2	0,32	0,12	14,88	1,11	3,4	0,1	20,0	2,95
Bwg11	6,3	0,47	0,13	19,53	1,07	1,0	0,1	8,6	1,86
Bwg12	7,4	0,54	0,14	23,81	1,07	0,6	0,1	7,2	1,84

■ **PERFIL: Ale-2**

- **Autor:** J. Betrán y J. M.^a Salamero.
- **Fecha:** 1984.
- **Localización:** Alerre (Huesca).
- **Paraje:** Corona de Picalvo.
- **Altitud:** 561 m.
- **Forma:** glacis.
- **Pendiente:** < 5%.
- **Vegetación o uso de la tierra:** encinar de *Quercus ilex* subsp. *ballota*.
- **Material original:** sedimentos detríticos gruesos.
- **Nivel freático:** inaccesible.
- **Drenaje:** bueno.
- **Evidencias de erosión:** no observables.
- **Pedregosidad/rocosidad (FAO, 1990):** muy pedregoso/sin afloramientos rocosos.
- **Sistema radicular:** limitado por horizonte cementado a 15/35 cm.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Xérico.
- **R. Temperatura (SSS, 1999):** Mésico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Calcic Petrocalcic Phaeozem (Calcaric, Skeletic).
- **Soil Taxonomy (1999):** Petrocalcic Palexeroll.

DESCRIPCION DEL PERFIL (criterios SINEDARES)		
Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
A	0-15/35 cm	Seco. Color en seco 10 YR 40/30 y en húmedo 10 YR 20/30. Sin manchas. Oxidado. Abundantes elementos gruesos tamaño de gravilla a grava gruesa y con forma subredondeada tabulares, sin orientación definida y con distribución regular y de litología caliza, con fragmentos de costra caliza con formas de disolución en las calizas muy marcadas. Estructura fuerte en bloques subangulares finos. Poco compacto. Duro. No cementado. Abundante materia orgánica no directamente observable, existiendo en la superficie una capa de hojarasca y musgos. Actividad biológica de la fauna: pocas galerías rellenas, observándose también abundantes hormigas vivas. Sistema radicular limitado por el horizonte cementado, con frecuentes raíces de muy finas a gruesas, orientadas horizontalmente, estando vivas y regularmente distribuidas. Porosidad moderada. Sin acumulaciones. Límite neto, plano
Bkm	15/35-53 cm	Seco. Color en seco 4,5YR 70/40 y en húmedo 7,5 YR 50/40. Sin manchas. Oxidado. Muy abundantes elementos gruesos de tamaño gravilla a grava gruesa, redondeados tabulares, con orientación horizontal y regularmente distribuidos, de calizas y areniscas de cemento calcáreo, estando poco alteradas las areniscas. Sin estructura. Muy cementado disminuyendo la cementación con la profundidad. Discontinuo. Estructura de la cementación en películas acintadas. Pocas raíces, de finas a gruesas, orientadas horizontalmente, y vivas y pocas raíces mayores de 10 mm de diámetro, vivas. Porosidad moderada. Acumulaciones generalizadas en forma de capa acintada en la parte superior y en la inferior gravas cementadas por CaCO ₃ muy duras, siendo la cinta discontinua y las gravas cementadas continuas. Límite inferior difuso plano
Bk	53-120 cm	Ligeramente húmedo, sin manchas. Oxidado. Color en seco 7.5 YR 70/40 y en húmedo 7.5 YR 5/4. Muy abundantes elementos gruesos, con tamaño de gravilla a bloques, de forma redondeada tabular, de caliza y areniscas de cemento calcáreo estando estas últimas poco alteradas, con orientación horizontal, con lentejones de material fino. Sin estructura. Fuertemente cementado, disminuyendo la cementación con la profundidad. Pocas raíces mayores de 10 mm de diámetro, vivas y orientadas horizontalmente. Acumulación generalizada de carbonatos. En bolsadas de material más fino aparecen nódulos de CaCO ₃

RESULTADOS ANALÍTICOS					
Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Clase
		(%)			
A	0-15/35	43,30	33,99	22,71	F
Bkm	35-53	63,50	24,73	11,47	F. Ar.
Bk11	53-100	63,28	25,42	11,30	F. Ar.
Bk12	100-120	68,10	19,22	12,68	F. Ar.

Horizonte	pH Agua (1:2,5)	C.E. dS/m (25 °C)	M.O.	CaCO ₃ equivalente
			%	
A	8,1	0,22	6,16	18,14
Bkm	8,3	0,17	0,73	55,78
Bk11	8,2	0,29	0,44	53,30
Bk12	8,3	0,28	0,49	89,30

■ **PERFIL:** N.º 20 (Aguilar *et al.*, 1987)

- **Localización:** Parque Natural Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas.
- **Altitud:** 1.050 m.
- **Vegetación o uso de la tierra:** encinar.
- **Forma:** vertiente cóncava.
- **Material original:** margocalizas.
- **Drenaje:** moderadamente bien drenado.
- **Pedregosidad/rocosidad:** muy pedregoso/Muy rocoso.
- **R. Humedad (SSS, 1999):** Xérico.
- **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Endoleptic Cutanic Luvisol (Humic, Hypereutric).
- **Soil Taxonomy (1999):** Inceptic Rhodoxeralf.

DESCRIPCION DEL PERFIL (criterios FAO, 1977 y Hodgson, 1978)

Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
A	0-10 cm	Color 2,5 YR 30/40 en seco y 2,5 YR 25/40 en húmedo. Comunes elementos gruesos, de piedra a grava, de roca carbonática. Textura arcillosa. Estructura débil, migajosa, fina. Abundantes raíces finas y muy finas, algunas gruesas. Intensa actividad biológica. Abundantes poros de todos los tamaños. Reacción nula al HCl. Límite brusco y ondulado
Bt	10-30 cm	Color 2,5 YR 40/60 en seco y 2,5 YR 30/60 en húmedo. Comunes elementos gruesos. Textura arcillosa. Estructura en bloques subangulares medianos. Pocos poros finos y medios. Reacción nula al HCl. Cutanes recubriendo caras de agregados. Límite neto y ondulado
BC	30-70 cm	Color 5 YR 50/60 en seco y rojo 5 YR 40/60 en húmedo. Frecuentes elementos gruesos. Textura arcillosa. Estructura en bloques subangulares finos. Límite difuso y ondulado
C	70 -> cm	Margocaliza con numerosos cantos calizos

RESULTADOS ANALÍTICOS

Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	Clase textural	Retención de agua		
						33 kPa %	1.500 kPa %	Agua útil %
A	0-10	28,7	14,0	57,4	Ac	42,1	38,3	3,8
Bt	10-30	16,9	12,9	70,2	Ac	51,2	40,9	10,3
BC	30-70	24,8	23,6	51,6	Ac	48,3	39,7	8,6

Horizonte	pH Agua 1/1	CaCO ₃ equivalente	M.O.	N	C/N	P ₂ O ₅ mg/kg
		% en peso				
A	7,1	0,0	22,5	0,59	22	550
Bt	7,3	1,0	2,6	0,25	7	580
BC	8,1	50,2	1,8	0,19	6	860

Hor.	CIC	Bases de cambio				V %
		Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	
		cmol _(c) /kg				
A	53,2	0,0	1,3	59,6	6,8	100
Bt	41,3	0,0	0,8	60,3	6,3	100
BC	36,5	0,1	0,2	59,1	3,9	100

- **PERFIL: 18-Qi** (Ministerio de Medioambiente, y Medio Rural y Marino, 2007)
 - **Localización:** Parque Natural del Montseny. Parcela 18 Qi de la Red Europea de Seguimiento Intensivo y Continuo de los Ecosistemas Forestales.
 - **Altitud:** 820 m.
 - **Pendiente:** 25%.
 - **Orientación:** oeste.
 - **Vegetación o uso de la tierra:** encinar de *Quercus ilex* subsp. *ilex*.
 - **Forma:** vertiente.
 - **Material original:** esquistos.
 - **Nivel freático:** inaccesible.
 - **R. Humedad (SSS, 1999):** Ústico.
 - **Clasificación del suelo: WRB (2006):** Haplic Leptosol.
 - **Soil Taxonomy (1999):** Lithic Ustorthents.

DESCRIPCION DEL PERFIL (criterios FAO, 1977 y Hodgson, 1978)		
Horizonte	Profundidad	Descripción morfológica
O	-8/-2-0 cm	Horizonte orgánico constituido por hojarasca de encina
A	0-20 cm	Color 10 YR 40/60. Textura franca; 10% de elementos gruesos, tamaño gravilla, de esquistos. Estructura moderada grumosa muy fina. Muy friable. Abundantes raíces, finas. Muy poroso. Moderada actividad de la fauna. Límite brusco e irregular

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILAR, J., DELGADO, G., DELGADO, R., DELGADO, M., FERNÁNDEZ, J., NOGALES, R., ORTEGA, E., PÁRRAGA, J., SAURA, I., SIERRA, C. & SIMÓN, M., 1987. *Mapa de Suelos de la Provincia de Jaén a escala 1:200.000*. Granada: Servicio de Publicaciones. Universidad de Granada.
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P. & SANZ H., 1997. *Los bosques ibéricos*. Barcelona: Planeta.
- CBDSA (COMISIÓN DEL BANCO DE DATOS DE SUELOS Y AGUAS), 1983. SINEDARES, *Manual para la descripción codificada de suelos en el campo*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 137 p.
- DORAN, J. W. & PARKIN, T. B., 1996. Defining and assessing soil quality. En: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezidicek, D. F. & Steward, B. A. (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*.

- Soil Science Society of America Special Publication, n.º 35. Madison, WI: 1944. pp 3-21.
- FAO, 1977. *Guía para la descripción de perfiles de suelos*. Roma.
- FAO, 1990. *Soil map of the world. Revised Legend*. Rome.
- FAO, 2006. *Guidelines for soil description*. 4th edition. Rome: FAO.
- FERRERAS, C., 1987. Sobre la amplitud y significación bioclimática de los encinares. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 7:103-111.
- HOGSON, J. M., 1978. *Soil sampling and soil description*. Oxford University Press.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication*. 2.ª edición. World Soil Resources Reports n.º 103. Roma: FAO.
- LARSON, W. E. & PIERCE, F. J., 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. En: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F. & Stewart, B. A. (eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Sci. Soc. Am., Inc. Special Publication, n.º 35. Madison, Wisconsin, USA. pp 37-52.
- LOIDI, J., HERRERA, M., SALCEDO, I., GALARZA, A. & ITURRONDOBEITIA, J. C., 2006. *Los bosques de Bizkaia*. Diputación Foral de Bizkaia. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia. 383 p.
- MINISTERIO DE MEDIOAMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO, 2007. *De la Red Europea de Seguimiento Intensivo y Continuo de los Ecosistemas Forestales*. Red de Nivel-II. Ficha de la Parcela 18 Qi.
- PANKHURST, C. E., DOUBE, B. M. & GUPTA, V. V. S. R., 1997. Biological indicators of soil health: synthesis. En: Pankhurst, C. E., Doube, B. M., y Gupta, V. V. S. R. (eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International. pp 419-435.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España (1:400.000)*. Madrid: Ministerio de Agricultura. ICONA.
- SSS (SOIL SURVEY STAFF), 1951. *Soil Survey Manual*. USDA-Soil Conservation Service, Agricultural Handbook n.º 18. Washington DC: US Gov. Print. Office. 503 p.
- SSS (SOIL SURVEY STAFF), 1999. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys* (second edition). USDA. Natural Resources Conservation Service. Handb. 436. US Gov. Print Off. 869 p.