

9120

**HAYEDOS ACIDÓFILOS ATLÁNTICOS
CON SOTOBOSQUE DE *ILEX*
Y A VECES DE *TAXUS* (*QUERCION*
ROBORI-PETRAEAE O *ILICI-FAGENION*)**

AUTORES

José Miguel Olano y Javier Peralta de Andrés

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: José Miguel Olano y Javier Peralta de Andrés.

Colaboradores: Jordi Camprodon², Jorge González³ e Isabel Martínez⁴.

¹Univ. de Valladolid, ²Centre Tecnològic forestal de Catalunya, ³DESMA Estudios Ambientales S.L., ⁴Univ. Rey Juan Carlos.

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, Enrique Ayllón López y Albert Montori Faura.

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), Francisco Amich García (coordinador regional) y Luis María Medrano (colaborador-autor).

Colaboración específica relacionada con suelos:

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). Felipe Macías Vázquez, Marta Camps Arbestain y Roberto Calvelo Pereira.

Fotografía de portada: Tomás E. Díaz González.

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:

OLANO, J.M. & PERALTA DE ANDRÉS, J., 2009. 9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* o *Ilici-Fagenion*). 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. 71 p.

Primera edición, 2009.

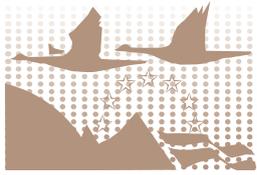
Edita: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica.
Centro de Publicaciones.

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. Descripción	7
1.3. Problemas de interpretación	8
1.4. Esquema sintaxonómico	8
1.5. Distribución geográfica	9
2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	13
2.1. Regiones naturales	13
2.2. Factores biofísicos de control	14
2.3. Subtipos	15
2.4. Especies de los anexos II, IV y V	17
2.5. Exigencias ecológicas	18
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	23
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	23
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas	24
3.3. Evaluación de la estructura y función	29
3.3.1. Factores, variables y/o índices	29
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	36
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	37
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	38
3.5. Evaluación del conjunto del estado de conservación	40
4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	41
5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	43
5.1. Bienes y servicios	43
5.2. Líneas prioritarias de investigación	43
6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA	45
Anexo 1: Información complementaria sobre especies	50
Anexo 2: Información edafológica complementaria	62



1. PRESENTACIÓN GENERAL

1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* o *Ilici-Fagenion*).

1.2. DESCRIPCIÓN

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

Los hayedos oligótrofos atlánticos abundan al oeste y al este del macizo central de los Pirineos, así como en la Cordillera Cantábrica. Asimismo descienden, empobrecidos y fragmentados, hasta el Sistema Central a través de las sierras del Sistema Ibérico septentrional.

Viven en suelos con acidez y pobreza acentuadas por el lavado permanente provocado por las abundantes precipitaciones. Altitudinalmente, ocupan una banda entre 500 y 1.600 m, contactando hacia los pisos inferiores con carballedas (*Quercus robur*) o melojares (*Q. pyrenaica*), y hacia los superiores con abetales (*Abies alba*), pinares negros (*Pinus uncinata*) o albares (*P. sylvestris*) en los Pirineos, y con abedulares (*Betula alba*) y enebrales subalpinos en la Cordillera Cantábrica. Cuando la precipitación disminuye, alternan con robledales albares (*Quercus petraea*), melojares o, en algunas zonas, con pinares albares. En el Pirineo forman localmente hayedo-abetales en la banda altitudinal superior.

Los hayedos son formaciones umbrosas con sotobosque reducido. Entre las especies leñosas cabe citar *Ilex aquifolium*, *Taxus baccata*, *Daphne laureola* o *Vaccinium myrtillus*, y entre las herbáceas, *Blechnum spicant*, *Teucrium scorodonia*, *Deschampsia flexuosa*,

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

9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* o *Ilici-Fagenion*).

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

Hayedos con *Ilex* creciendo sobre suelos ácidos del piso colino al montano en condiciones climáticas Atlánticas. El sustrato ácido corresponde a alteraciones de rocas ácidas, o a limos con pedernal más o menos degradado, o a antiguos depósitos aluviales. Los suelos son tierras pardas ácidas, con procesos de lixiviado o con una evolución hacia podsoles. El humus es de los tipos moder a dismoder. Estos hayedos acidófilos se presentan con diferentes variantes:

- hayedos con robles subatlánticos del piso colino y montano inferior con *Ilex aquifolium*.
- Hayedos con robles hiperatlánticos del piso colino y montano inferior con *Ilex* y *Taxus*, rico en epífitos.
- Hayedos puros o hayedos con *Picea abies* del piso montano con *Ilex* en el sotobosque.

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Habitat Classification 200410
G1.6 English name: beech woodland;
Scientific name: Fagus woodland
Palaeartic Habitat Classification 1996
41.12 Atlantic acidophilus beech forest

Pteridium aquilinum, *Prenanthes purpurea*, *Luzula nivea* (estas dos últimas en los sectores nororientales), *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii* (en los noroccidentales), etc. En los claros pueden aparecer *Crataegus monogyna*, *Sorbus aucuparia*, *Erica arborea*, *E. vagans*, *E. australis*, *Ulex gallii*, *Genista pilosa*, *Cytisus scoparius*, *Calluna vulgaris*, etc.

La fauna del hayedo, como la de otros bosques caducifolios, es rica en aves forestales, entre las que destaca el pico dorsiblanco (*Dendrocopus leucotos*) y el pito negro (*Dryocopus martius*). Entre los mamí-

feros figuran la marta (*Martes martes*) y el topillo rojo (*Clethrionomys glareorus*), especie muy vinculada al hayedo.

1.3. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

En este tipo de hábitat se ha tomado un criterio amplio, incluyendo todos los hayedos acidófilos presentes en la Península, al margen de que posean *Ilex* o *Taxus* en el sotobosque.

1.4. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

Código del tipo de hábitat de interés comunitario	Hábitat del Atlas y Manual de los Hábitat de España	
	Código	Nombre
9120-9150	811010/815010	<i>Fagion sylvaticae</i> Luquet 1926
9120	811012	<i>Lysimachio nemorum-Fagetum sylvaticae</i> Gruber 1973 em. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
9110	811020	<i>Luzulo-Fagion Lohmeyer & Tüxen in Tüxen 1954</i>
9120	811011	<i>Luzulo niveae-Fagetum sylvaticae</i> (Susplugas 1942) Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952
9120-9380	812010/838010	<i>Illici-Fagion</i> Br.-Bl. 1967
9120-9380	812011-838011	<i>Blechno spicanti-Fagetum sylvaticae</i> (Tüxen & Oberdorfer 1958) Rivas-Martínez 1963
9120-9380	812012-838012	<i>Galio rotundifolii-Fagetum sylvaticae</i> Rivas-Martínez 1963
9120	812013	<i>Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae</i> (Izco, Amigo & J. Guitián 1986) Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
9120	812014	<i>Saxifrago hirsutae-Fagetum sylvaticae</i> Br.-Bl. 1967 em. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

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 9120, presentan alguna asociación que sí lo está.

Tabla 1.1

Clasificación del tipo de hábitat 9120 según el Atlas y Manual de los Hábitat de España (inédito).

1.5. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

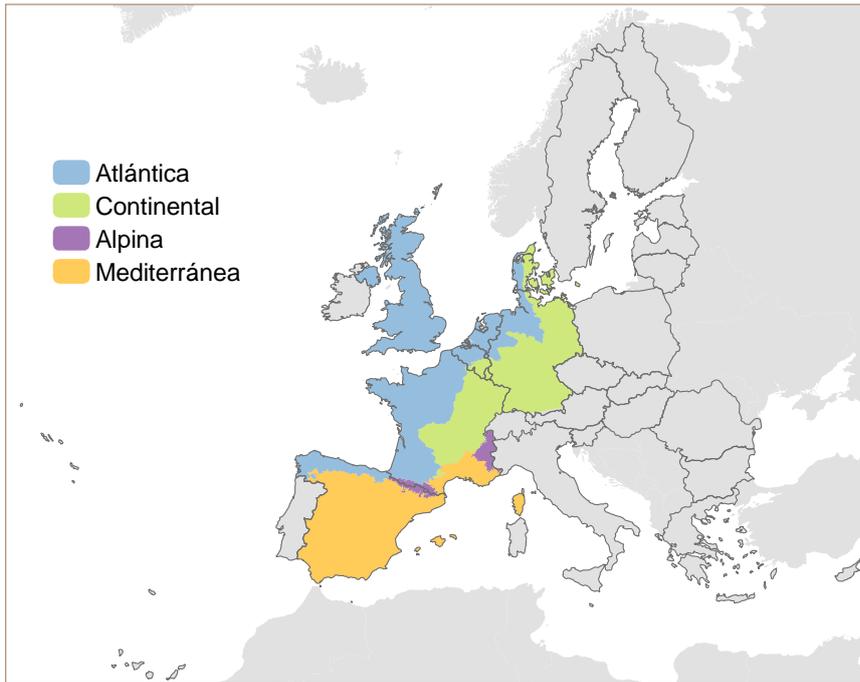


Figura 1.1

Mapa de distribución del tipo de hábitat 9120 por regiones biogeográficas en la Unión Europea.

Datos de las listas de referencia de la Agencia Europea de Medio Ambiente.

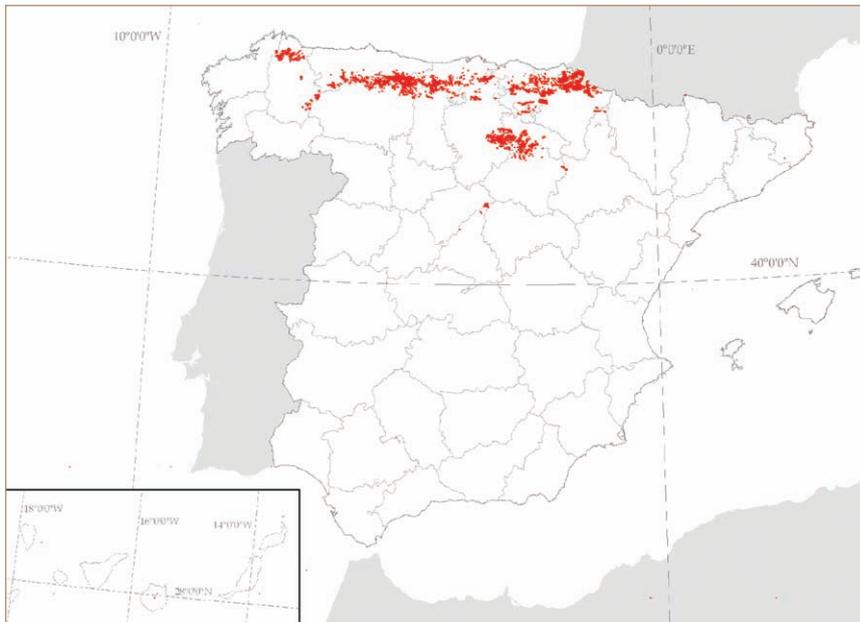


Figura 1.2

Mapa de distribución estimada del tipo de hábitat 9120.

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	9.801,91	4.545,40	46,37
Atlántica	129.682,42	92.925,14	71,66
Macaronésica	—	—	—
Mediterránea	38.651,80	32.200,67	83,31
TOTAL	178.136,13	129.671,21	72,79

Tabla 1.2

Superficie ocupada por el tipo de hábitat 9120 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.

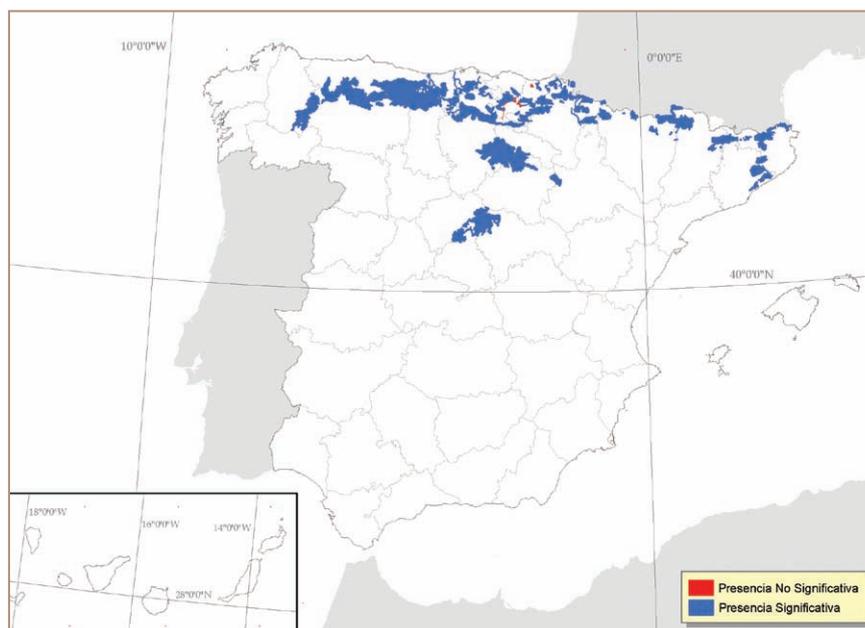


Figura 1.3

Lugares de Interés Comunitario en que está presente el tipo de hábitat 9120.
 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	4	3	4	—	5.497,66
Atlántica	21	27	4	1	88.783,47
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	13	12	1	—	37.018,65
TOTAL	38	42	9	1	131.299,78

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 9120.

Tabla 1.3

Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 9120, y evaluación global de los mismos respecto al tipo de hábitat. La evaluación global tiene en cuenta los criterios de representatividad, superficie relativa y grado de conservación.

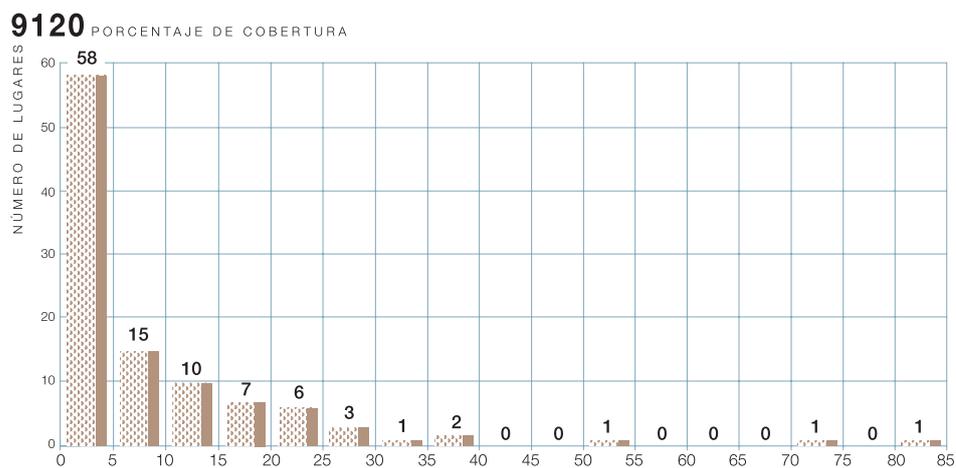


Figura 1.4

Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 9120 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
Aragón	Sup.			1,81%	
	LIC	36,36%		11,53%	
Asturias	Sup.		22,64%		
	LIC		26,92%		
Cantabria	Sup.		13,65%		
	LIC		17,30%		
Castilla- La Mancha	Sup.			1,22%	
	LIC			38,4%	
Castilla y León	Sup.		20,24%	31,55%	
	LIC		13,46%	26,92%	
Cataluña	Sup.	0,24%		<0,01%	
	LIC	45,45%		23,07%	
Comunidad de Madrid	Sup.			0,14%	
	LIC			3,84%	
Galicia	Sup.		2,58%	<0,01%	
	LIC				
La Rioja	Sup.			54,85%	
	LIC			7,69%	
Navarra	Sup.	99,75%	26,47%	9,89%	
	LIC	18,18%	13,46%	15,38%	
País Vasco	Sup.		14,38%	0,51%	
	LIC		28,84%	7,69%	

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 9120 en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.

2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

2.1. REGIONES NATURALES

Región biogeográfica	Superficie (ha)	(%)	Región Natural	Superficie (ha)	(%)
Alpina	12175,62	6,6	ALP1	522	0,29
			ALP2	348	0,19
			ALP3	10.778	5,89
			ALP4	529	0,29
Atlántica	129513,76	70,8	ATL1	52.979	28,95
			ATL2	6.679	3,65
			ATL4	11.210	6,13
			ATL5	622	0,34
			ATL6	31.198	17,05
			ATL7	7.417	4,05
			ATL8	5.188	2,84
			ATL9	14.220	7,77
			Mediterránea	41321,63	22,6
MED2	12.662	6,92			
MED5	286	0,16			
MED6	17	0,01			
MED10	7.485	4,09			
MED11	1.082	0,59			
MED16	95	0,05			
MED21	555	0,30			
MED24	0	0,00			
MED25	12.314	6,73			
MED39	12	0,01			
MED44	1.855	1,01			
MED45	0	0,00			
MED46	126	0,07			
MED51	2.191	1,20			

Tabla 2.1

Distribución de la superficie del tipo de hábitat 9120 por regiones naturales

La mayor parte de su superficie (71%) se encuentra en la región Atlántica, con dos núcleos principales en el Cantábrico occidental (Asturias, León, Cantabria) y en el oriental (País Vasco, Navarra); están ligados al clima oceánico con elevadas precipitaciones y a los sustratos silíceos, aunque también se encuentran sobre materiales calcáreos si el suelo está lavado. El núcleo oriental tiene continuidad en la región Alpina, con un 7% de superficie, que en su porción pire-

naica occidental, abierta a la influencia del Atlántico, alberga la mayor parte de los hayedos que en ella se encuentran. En la región Mediterránea se localiza el 22% de la superficie de los hayedos acidófilos ibéricos, una cifra apreciable teniendo en cuenta que se trata de áreas disyuntas, las más extensas correspondientes a los hayedos de las montañas silíceas del Sistema Ibérico en La Rioja y Burgos, que interceptan los frentes cantábricos.

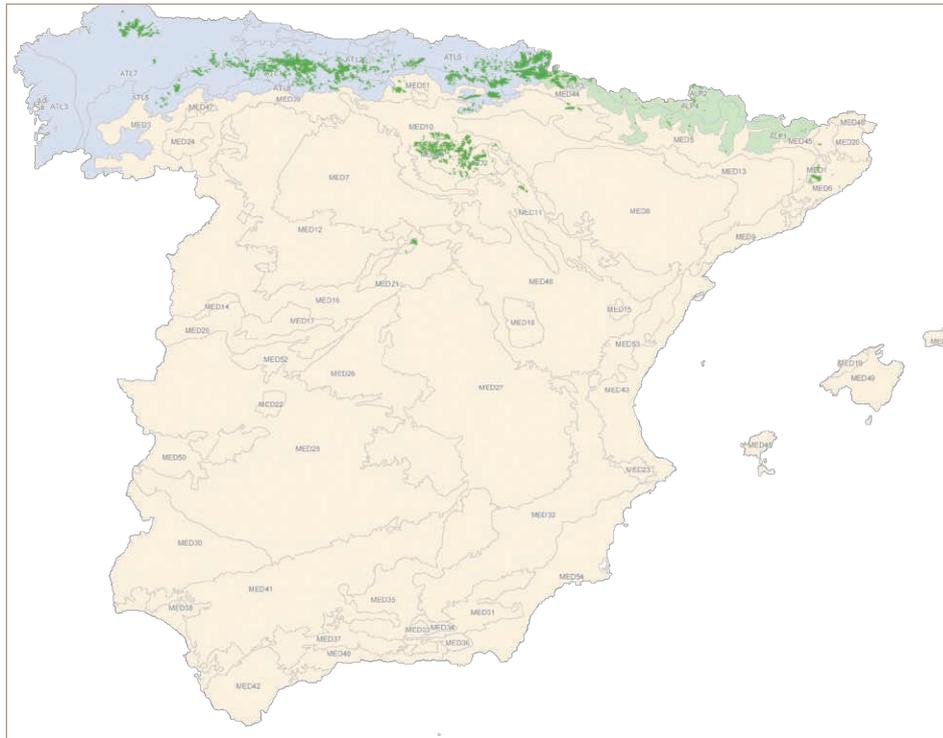


Figura 2.1

Mapa de distribución del tipo de hábitat 9120 por regiones naturales.

2.2. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

Una característica común a casi todos los hayedos europeos es el predominio, generalmente exclusivo, del haya en el estrato arbóreo; proyecta una sombra muy densa que no deja pasar más del 5% de la radiación por lo que el sotobosque suele ser escaso, en ocasiones nulo, y formado por especies con gran tolerancia a la sombra (Blanco *et al.*, 1997; Peters, 1997). La estructura del hayedo (clases de edades, densidad de pies, cubida cubierta) está muy influida

por la gestión forestal, habitual en estos bosques por su interés maderero y especialmente la disminución de cubida cubierta favorece la entrada de especies heliófilas de los matorrales de sustitución (Remón & Schwendtner, 2001).

El haya destaca por su gran capacidad competitiva cuando las condiciones ecológicas son apropiadas, desplazando a otras especies de árboles; puede ser por su amplitud climática y edáfica, su tolerancia a la sombra, la sombra densa que proyecta, su longevidad o por su dilatada capacidad de crecimiento (Jahn, 1991).

Los hayedos son muy exigentes en humedad y si la precipitación estival es irregular o insuficiente debe compensarse con nieblas o con una mayor disponibilidad de agua en el suelo. Sin embargo, no se encuentra en suelos con pseudogley ni con condiciones reductoras en los 20 cm bajo la superficie (Peters, 1997). Los factores que más le limitan son las bajas temperaturas al subir en altitud, ya que es muy sensible a las heladas tardías, y el déficit hídrico al aproximarse a territorios con clima mediterráneo (Jahn, 1991). En el caso de los hayedos acidófilos que se tratan en la presente ficha son los suelos con pH generalmente ácido y baja saturación en bases los que condicionan la presencia de la flora acidófila que los caracteriza.

2.3. SUBTIPOS

Al establecer los subtipos de los hayedos acidófilos se emplea el criterio biogeográfico implícito en las siete asociaciones que la literatura fitosociológica reconoce en la Cordillera Cantábrica, Pirineos y Sistemas Ibérico y Central (Rivas-Martínez *et al.*, 1991; Rodríguez Guitián, 2006). Por otro lado, existen particularidades edáficas, climáticas, geomorfológicas que se manifiestan en la variabilidad interna de las comunidades reconocidas y también deben tenerse en cuenta los efectos de la gestión forestal.

De acuerdo con el criterio biogeográfico utilizado se distinguen tres grandes grupos que se corresponden con los territorios geográficos que ocupan. Hay que tener en cuenta que el fondo florístico de todos estos hayedos es muy similar, con unas pocas especies acidófilas que casi todos ellos comparten (*Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Blechnum spicant*), flora de hayedos en general (*Euphorbia dulcis*, *Ranunculus tuberosus*, etc.) o de bosques caducifolios (*Ilex aquifolium*, *Euphorbia amygdaloides*, *Oxalis acetosella* etc.), como se observa en las tablas sintéticas de Rivas-Martínez *et al.* (1991) y Rodríguez Guitián (2006).

I. Hayedos acidófilos cantábricos

Se distribuyen desde el oeste de Galicia hasta el Pirineo occidental en Navarra (Rivas-Martínez *et al.*, 1991; Rodríguez Guitián *et al.*, 2003). Frente a los pirenaicos (subtipo 2) se diferencian por la presencia de

Luzula sylvatica subsp. *henriquesii* y *Betula celtiberica* (Rivas-Martínez *et al.*, 1991). En este subtipo se incluyen cuatro asociaciones, tres de distribución cantábrica occidental y central (1.1, 1.2, 1.3), desde Galicia a Cantabria, caracterizadas por la presencia de *Omphalodes nitida*, *Saxifraga spathularis* y *Saxifraga x polita*, plantas ausentes en los hayedos cantábricos orientales (1.4) (Rivas-Martínez *et al.*, 1984).

- *Blechno spicantis-Fagetum sylvaticae*: hayedos de la parte occidental y central de la Cordillera Cantábrica, desde Asturias a Cantabria, que se diferencian de los siguientes por su carácter más acidófilo (Fernández Prieto & Vázquez, 1987; Rivas-Martínez *et al.*, 1991).
- *Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*: hayedos de algunas sierras orientales de Galicia (Sierras de Ancares, Cebreiro, Caurel) que viven en sustratos tanto calcáreos como silíceos (calizas, esquistos, pizarras); con frecuencia los suelos tienen cierta riqueza en bases favoreciendo la presencia de plantas de suelos eútrofos como *Daphne laureola*, *Galium odoratum*, *Melica uniflora* y *Mercurialis perennis* (Izco *et al.*, 1986; Rivas-Martínez *et al.*, 1991; Rodríguez Guitián *et al.*, 2000).
- *Saxifrago spathularidis-Fagetum sylvaticae*: hayedos de baja altitud (colino-montanos) desde el este de Galicia al oeste de Cantabria, con especies con óptimo en el piso colino como *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus* o *Ruscus aculeatus* y estrato lianoide variado y abundante, sobre todo en las cotas inferiores (Rodríguez Guitián *et al.*, 2003; Rodríguez Guitián, 2006).
- *Saxifrago hirsutae-Fagetum sylvaticae*: caracterizados por la presencia de *Saxifraga hirsuta*; se distribuyen desde el centro-este de Cantabria hasta el Pirineo occidental en Navarra (Herrera, 1995; Loidi, *et al.*, 1997; Rivas-Martínez *et al.*, 1991).

II. Hayedos acidófilos pirenaicos

Se encuentran en el Pirineo, en Navarra, Aragón y Cataluña. En estos hayedos abetos (*Abies alba*) y abedules (*Betula pendula*) suelen compartir el estrato arbóreo con el haya. Se han descrito dos asociaciones:

- *Lysimachio nemorum-Fagetum sylvaticae*: en la Península sólo se conocen del Pirineo occidental, en Navarra. Se distinguen de los hayedos pirenaicos más orientales (2.2) por la presencia de *Erica vagans*, *Saxifraga hirsuta* y *Luzula nutans* (Loidi *et al.*, 1997; Rivas-Martínez *et al.*, 1991).
- *Luzulo niveae-Fagetum sylvaticae*: hayedos del Pirineo central y oriental, en Aragón y Cataluña; en Cataluña llegan a La Garrotxa y El Montseny. La presencia de *Luzula nivea* los distingue de los anteriores (2.1) (Benito, 2006; Folch, 1986; Vigo *et al.*, 2005).

III. Hayedos acidófilos ibéricos

Se distribuyen por el Sistema Ibérico, desde la Sierra de la Demanda hasta El Moncayo, puntos aislados en el Sistema Central (Sierra de Ayllón) y Prepirineo (Sierras de Leyre, Illón, Orba); comprenden una sola asociación.

- *Galio rotundifolii-Fagetum sylvaticae*: caracterizada por la frecuencia de *Galium rotundifolium* (Izco, 1984; Peralta *et al.* 1990; Rivas-Martínez 1962).

Como se ha indicado, en los subtipos comentados se reconoce cierta variabilidad interna, relacionada con características del medio que se manifiestan en cambios de la estructura y flora del bosque, alejándola de la considerada normal o más habitual. Esta variabilidad es paralela en varias de las asociaciones descritas, lo que permite reconocer algunos grupos que se extienden por buena parte del área de distribución de estos hayedos. En los hayedos de Francia también se aprecia un patrón de variación similar, superpuesto a la clasificación fitosociológica (Ben-settiti, 2001). Se han reconocido cuatro grupos en los que a pesar de la variabilidad que se explica, el fondo florístico es muy semejante.

■ Hayedos de suelos ricos en bases

Aunque parece una contradicción reconocer un grupo de hayedos acidófilos en suelos ricos en bases, numerosos autores constatan la presencia de especies exigentes en cuanto a la trofia del suelo, en ocasiones humícolas, en los hayedos cantábricos e ibéricos. Esta presencia se relaciona generalmente con posiciones topográficas donde se acumula hojarasca y el suelo es más profundo, como fondos de vaguada

y piedemontes, aunque también con litologías particulares más ricas en bases. Este grupo de hayedos se ha reconocido en los hayedos cantábricos (1.1, 1.3, 1.4) (Báscos 1978; Catalán, 1987; Loidi, 1983; Rivas-Martínez *et al.*, 1984; Rivas-Martínez *et al.*, 1991) y en los ibéricos (3.1) (Navarro, 1986). Una de las especies que más profusamente se señala como indicadora de esta situación es la liliácea *Scilla lilio-hyacinthus*; otras especies son *Galium odoratum*, *Saxifraga hirsuta* o *Daphne laureola*. Los hayedos cantábricos del este de Galicia (1.2) presentan en su conjunto cierto carácter éutrofo debido a las características de los suelos que ocupan, que se manifiesta en las especies que les caracterizan (*Daphne laureola*, *Galium odoratum*, *Melica uniflora*, *Mercurialis perennis*).

■ Hayedos acidófilos de tendencia orófila

En el límite superior del rango altitudinal de algunos hayedos cantábricos (1.3, 1.4) se observa la presencia del serbal (*Sorbus aucuparia*) a veces acompañado de abedules (*Betula pubescens*) (Catalán, 1987; Onaindia, 1986; Rodríguez Guitián, 2006). En ocasiones se trata de zonas de cresta donde el bosque presenta una estructura más abierta.

■ Hayedos acidófilos colinos

El óptimo de los hayedos acidófilos se encuentra en el piso montano, sin embargo, una de las asociaciones de los hayedos cantábricos occidentales (1.2) se distribuye principalmente por el piso colino incorporando especies como *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus* o *Ruscus aculeatus* (Rodríguez Guitián *et al.*, 2003; Rodríguez Guitián, 2006). Una situación similar se produce en los hayedos del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica (1.4), en el País Vasco y Navarra, donde los hayedos descienden mucho en altitud e incorporan también *Quercus robur*, *Castanea sativa* y *Fraxinus excelsior* (Catalán, 1987).

■ Hayedos acidófilos con suelos húmedos

Aunque los hayedos no soportan el encharcamiento, en vaguadas o depresiones húmedas del interior de los hayedos se observan plantas exigentes en humedad como *Carex remota*, *Fraxinus excelsior*, *Frangula alnus*, *Salix atrocinerea* o diversos helechos. Esta situación se observa en los hayedos ibéricos (3.1) (Navarro, 1986; Rivas-Martínez 1962) y cantábricos (1.4) (Catalán, 1987; Olano, 1995); Olano (1995) constata además un incremento del pH en

esas zonas húmedas y la aparición de especies como *Lamiastrum galeobdolon*, lo que los aproximaría al grupo de suelos ricos en bases. En el interior del hayedo puede haber fuentes y pequeños arroyos donde se localizan comunidades de *Chrysosplenium oppositifolium* (Navarro, 1986) o de *Soldanella villosa* (obs. pers.), las primeras tanto en los hayedos cantábricos como en los ibéricos y la segunda en los cantábricos (1.4).

Por último queda comentar la influencia que puede tener la gestión forestal en la flora del bosque. Ésta modifica la estructura de edades del hayedo, disminuye la cantidad de madera muerta y supone en ocasiones la eliminación de especies arbustivas. Además, los claros facilitan la introducción de especies heliófilas como brezos (*Erica vagans*, *E. cinerea*, *Calluna vulgaris*), arándanos (*Vaccinium myrtillus*), piornos (*Genista florida*) o el helecho *Pteridium aquilinum* (Catalán, 1987; Remón & Schwendtner, 2001; Rodríguez Guitián *et al.*, 2003). Izco *et al.*, 1986, relacionan el aprovechamiento de leña con la aparición de rodales de *Ilex aquifolium* bastante densos en hayedos de Galicia.

2.4. ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la tabla 2.2 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) que, según la información disponible, se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9120.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y aportado por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante), la Asociación Herpetológica Española (AHE), la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Tabla 2.2

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 9120.

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

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* Hábitat	Afinidad* Subtipo	Comentarios
MAMIFEROS				
<i>Ursus arctos</i>	II, IV	D		Especie prioritaria
INVERTEBRADOS				
<i>Cerambyx cerdo</i>	II, IV	D		
<i>Lucanus cervus</i>	II	D		
<i>Rosalia Alpina</i>	II, IV	D		
<i>Elona quimperiana</i>	II, IV	D		
<i>Osmoderma eremita</i>	II, IV	D		
<i>Limoniscus violaceus</i>	II	D		

► Continuación Tabla 2.2

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* Hábitat	Afinidad* Subtipo	Comentarios
PLANTAS				
<i>Narcissus asturiensis</i>	II	D		
<i>Soldanella villosa</i>	II	D		
<i>Ruscus aculeatus</i>	V	D		

2.5. EXIGENCIAS ECOLÓGICAS

Para la caracterización ecológica se ha contado con la información que aportan diversos estudios regionales, la proporcionada por trabajos sobre los hayedos en general (Blanco *et al.*, 1997; Jahn, 1991; Peters, 1997) y el estudio sobre las estaciones ecológicas de los hayedos españoles de Gandullo *et al.* (2004). Este último aporta datos climáticos y edáficos de 235 parcelas de casi todo el ámbito de distribución de los hayedos ibéricos, si bien no incluye los hayedos de Galicia; su inconveniente es que las parcelas estudiadas no han sido caracterizadas de modo que puedan

atribuirse a un tipo de hayedo concreto; para poder emplear estos datos en la caracterización de los hayedos, se ha asignado uno de los tres tipos de hábitat considerados en la Directiva de Hábitats (tipos de hábitat 9120, 9130 y 9150) mediante el cruce de la posición de las parcelas con diversas capas con cartografía de vegetación (MMA, 1997 para el conjunto de los hayedos; Loidi & Báscones, 2006; Peralta, 1996, 2006; Peralta & Olano, 2000 para Navarra; Villar *et al.*, 1999 para Aragón y GENCAT 2007 para Cataluña). De este modo se han clasificado 200 de las 235 parcelas, de las que 111 corresponden al tipo de hábitat 9120 de hayedos acidófilos.

	Mínima	Media	DT	Máx
Altitud m	365	1.044	290,5	1.700
Pendiente %	0,0	41,5	16,4	92,0
P verano mm	105	204	66,9	457,0
P anual mm	557	1.376	405,8	2.314,0
T anual °C	5,6	8,8	1,5	12,7
T mes más frío °C	-0,8	2,3	1,5	6,6
Oscilación térmica °C	10,9	13,9	1,8	17,2
ETP mm ⁽¹⁾	0,0	0,2	0,4	1,7
Días de sequía	1,2	4,0	2,0	12,3
Materia orgánica ⁽²⁾	6,8	13,0	3,3	23,0
pH agua ⁽²⁾	4,0	4,9	0,7	7,6
pH KCl ⁽²⁾	3,1	3,9	0,6	6,8
Carbonatos inactivos % ⁽²⁾	0,0	2,6	12,2	67,1
Carbonatos activos % ⁽²⁾	0,0	0,0	0,0	0,0

DT: desviación típica; (1) Thornthwaite (1948); (2) media ponderada de los horizontes de acuerdo con Russell & Moore (1968).

Tabla 2.3

Datos climáticos y edáficos de 111 parcelas de hayedos acidófilos (Gandullo *et al.*, 2004).

Clima

El haya es un árbol exigente en disponibilidad hídrica, con poca capacidad para regular la transpiración, que en la Península Ibérica generalmente se encuentra en territorios con precipitación superior a 900 mm/año, de los cuales más de 150 mm deben ser en verano (Blanco *et al.*, 1997). La falta de precipitaciones en combinación con altas temperaturas es un factor muy limitante, a no ser que se compense con humedad del suelo alta y constante o con nieblas frecuentes (Jahn, 1991). En los hayedos más meridionales, en el Sistema Ibérico y Central, los hayedos tienden por ello a ocupar laderas orientadas a sur y suroeste al estar más favorecidas por las nieblas (Izco, 1984; Navarro, 1986); estos hayedos son además los que presentan cotas más elevadas para compensar la sequía estival. Los días de sequía son casi inexistentes en los hayedos acidófilos (ver tabla 2.3).

En cuanto a la temperatura, el haya es sensible a las heladas tardías, aunque muy resistente cuando se encuentra en reposo vegetativo; la oscilación térmica es menor de 15°C y requiere unos 5 meses de período vegetativo con temperatura media > 6°C (Blanco *et al.*, 1997). El óptimo de los hayedos se encuentra en el piso montano, aunque los hayedos acidófilos pirenaicos alcanzan la base del piso subalpino (Font, 2007) y algunos hayedos cantábricos descienden al colino en Navarra, País Vasco y Asturias (Catalán, 1987; Rodríguez Guitián, 2006).

Factores topográficos, geomorfología

En la Península Ibérica los hayedos son bosques de montaña, por lo que en general la pendiente es elevada con una media del 40% y el rango altitudinal de 300-1.700 m. Como ya se ha señalado, en el límite sur de su área de distribución el hayedo asciende en altitud para evitar la creciente mediterraneidad; las cotas inferiores superan los 900 m y las superiores llegan a 1.780 m en la Sierra de Ayllón y 1.950 m en La Demanda (Blanco *et al.*, 1997; Navarro, 1986 y 1989; Rivas-Martínez, 1962). También alcanzan gran altitud, en ocasiones por encima de 1.500 m, los hayedos pirenaicos, que contactan con pinares de *Pinus uncinata* en el límite con el piso subalpino (Benito, 2006;

Font 2007; Loidi *et al.*, 1997; Rivas-Martínez *et al.*, 1991). En Asturias, País Vasco y Navarra, los hayedos cantábricos (subtipos (1.3) y (1.4); ver apartado 2.3) viven también en el piso colino, hasta 55 m de altitud (Catalán, 1987; Rodríguez Guitián, 2006). La orientación en laderas N es muy frecuente, en búsqueda de posiciones con menor exposición a la insolación, aunque como ya se ha comentado pueden preferir otras orientaciones, incluso S y SW dependiendo de los vientos locales y la formación de nieblas. En fondos de vaguada y piedemontes, por acumulación de hojarasca y desarrollo de suelos profundos más ricos en nutrientes se reconoce un grupo de hayedos acidófilos con especies más exigentes en bases (ver apartado 2.3).

Suelo y litología

Los hayedos acidófilos, como su nombre indica, viven en suelos ácidos y poco saturados (Blanco *et al.* 1997, Jahn 1991), lo que se manifiesta en el cortejo florístico de especies acidófilas que los caracteriza frente a otros tipos de hayedo. En la tabla 2.3 se observa cómo el pH medio es ácido (en el 80% de las parcelas pH < 5,5 medido en agua). La litología sobre la que se desarrollan los suelos en los que viven es generalmente silíceas: areniscas, conglomerados silíceos, cuarcitas, esquistos, gneiss, granitos, grawackas, pizarras, etc., aunque también se pueden encontrar sobre materiales calcáreos (calizas, dolomías), especialmente en áreas donde la pluviosidad es elevada y se produce la decarbonatación y desaturación del suelo. En suelos con pH neutro se encuentran al menos parte de los hayedos cantábrico occidentales colinos (grupo (1.2) del subtipo 1; ver apartado 2.3) (Rodríguez Guitián *et al.*, 2001); en suelos profundos con acumulación de materia orgánica, en fondos de vaguada el suelo también presenta un pH menos ácido y mayor saturación en bases (ver apartado 2.3). Los carbonatos inactivos en forma de gravilla generalmente están ausentes, lo que es lógico teniendo en cuenta la naturaleza silíceas habitual del sustrato, y no hay carbonato activo en ninguna de las parcelas (tabla 1), por lo que se trata de suelos decarbonatados. Los hayedos no soportan el encharcamiento (Peters, 1997), aunque como se señala en el apartado 2.3 se puede reconocer un subtipo con suelos más húmedos en depresiones.

Especies características y diagnósticas

La especie dominante es por supuesto el haya (*Fagus sylvatica*), que domina el estrato arbóreo. Las especies que permiten distinguirlos de los demás tipos de hayedo son plantas acidófilas, las más frecuentes *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa* y *Blechnum spicant*; otras menos extendidas o características de alguno de los subtipos reconocidos en el apartado 2.3 son *Galium rotundifolium*, *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*, *L. nivea*, *L. forsteri*, *L. multiflora*, *Holcus mollis*, *Hypericum pulchrum* y *Teucrium scorodonia*. En los hayedos aclarados se introducen especies de los matorrales y pastos herbáceos de sustitución, algunas de las cuales también pueden servir para identificarlos por su carácter acidófilo: *Calluna vulgaris*, *Erica cinerea*, *Anthoxanthum odoratum*, *Erythronium dens-canis*, *Carex pilulifera* (Olano, 1995; Rodríguez Guitián, 2006; Rivas-Martínez et al., 1991).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies características y diagnósticas aportado por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante), la Asociación Herpetológica Española (AHE), la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM) y la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Dinámica de poblaciones, dinámica del sistema

La práctica totalidad de los hayedos acidófilos han sido sometidos a aprovechamientos forestales y estos aprovechamientos afectan a la evolución natural del bosque. Suelen faltar las fases iniciales de la sucesión y son rarísimos los bosques maduros con diversidad de clases de edades y distintas clases de madera muerta (EEA, 2006). En este apartado describiremos las comunidades vegetales que reemplazan a los hayedos cuando son eliminados en su ámbito territorial. Un fenómeno habitual a escala europea es su transformación en brezales por explotación (Jahn, 1991).

Los hayedos acidófilos suelen presentar una orla consistente en un matorral alto, con frecuencia un piornal (*Genista florida*, *Cytisus scoparius*) o brezal alto (*Erica arborea*) y son reemplazados por brezales bajos de *Calluna vulgaris* y *Erica* sp.pl. con arándanos (*Vaccinium myrtillus*). Estos brezales suelen formar mosaico con pastos herbáceos de mesófilos a acidófilos, y el conjunto es aprovechado por el ganado (ovino, caballar, vacuno, etc.); la extensión de los brezales se controla en ocasiones mediante quemas o desbroces.

Teniendo en cuenta los subtipos de hayedos acidófilos establecidos al aplicar un criterio geográfico en el apartado 2.3, se precisan las principales etapas de sustitución de estos bosques:

Dinámica de los hayedos acidófilos cantábricos:

- *Blechno spicantis-Fagetum sylvaticae*: piornales de *Cytisus cantabricus*, *C. scoparius* y *Genista florida* subsp. *polygaliphyllae*, brezales con *Daboecia cantabrica* y *Ulex gallii*, brezales con *Halimium alyssoides*, brezales con *Daboecia cantabrica* y *Erica australis* subsp. *aragonensis*, pastos herbáceos mesófilos, prados acidófilos con *Danthonia decumbens* y en ocasiones cervunales de *Nardus stricta* (Díaz González & Fernández Prieto, 1994).
- *Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*: piornales con *Cytisus scoparius* y *Genista florida* subsp. *polygaliphyllae*, brezales con *Daboecia cantabrica* y *Erica australis* subsp. *aragonensis*, pastos herbáceos mesófilos (Izco et al., 1986).
- *Saxifrago spathularidis-Fagetum sylvaticae*: brezales altos de *Erica arborea*, brezales con *Daboecia cantabrica*, *Erica mackaiana* y *Ulex gallii*, prados acidófilos (Rodríguez Guitián, 2006).
- *Saxifrago hirsutae-Fagetum sylvaticae*: prebosques de *Betula pubescens*, matorrales altos de *Salix atrocinnerea*, espinares y zarzales, matorrales altos de *Cytisus scoparius*, brezales altos de *Erica arborea* con *Pteridium aquilinum*, brezales con *Ulex gallii*, *Daboecia cantabrica*, *Erica vagans* y *Vaccinium myrtillus* (con *Genista anglica* en Urbasa), pastos herbáceos acidófilos cantábricos con *Danthonia decumbens* (Loidi et al., 1997).

Dinámica de los hayedos acidófilos pirenaicos:

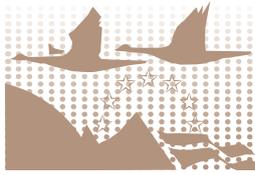
- *Lysimachio nemorum-Fagetum sylvaticae*: espinares y zarzales, brezales con *Calluna vulgaris* y *Erica vagans*, pastos herbáceos acidófilos con *Danthonia decumbens*, cervunales de *Nardus stricta* (Peralta, 2006).
- 2.2. *Luzulo niveae-Fagetum sylvaticae*: espinares y zarzales, piornales de *Cytisus scoparius*, brezales con *Calluna vulgaris* y *Genista pilosa*, pastos herbáceos mesófilos (Folch, 1986).

Dinámica de los hayedos acidófilos ibéricos:

- *Galio rotundifolii-Fagetum sylvaticae*: piornales de *Genista florida* (subsp. *florida* o subsp. *polygaliphylla*) y *Cytisus scoparius*, brezales con *Erica australis* subsp. *aragonensis*, brezales con *Erica vagans* y *Calluna vulgaris* (con *Genista hispanica* subsp. *occidentalis* en Moncayo; con *Genista anglica* en el Prepirineo); pastos herbáceos acidófilos y localmente cervunales, (Peralta *et al.*, 1990; Rivas-Martínez, 1987).

Variación estacional

En todos los bosques caducifolios de climas templados el período de actividad vegetal, marcado por la emergencia y caída de las hojas, condiciona los ritmos de procesos ecológicos y ciclos vitales de las especies ligadas a estos ecosistemas forestales. En el caso de los hayedos, su densa sombra hace que algunas especies de los estratos inferiores se desarrollen y florezcan en primavera temprana, antes de que el follaje se despliegue completamente (Blanco *et al.*, 1997). El período vegetativo de los hayedos es de unos 5 meses; como se ha comentado, el haya es sensible a las heladas tardías.



3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

La discriminación de los hayedos con las diferentes técnicas de análisis de imágenes resulta sencilla; sin embargo, la evaluación de cada una de las diferentes unidades suele ser imposible sin datos de campo. Para solventar este problema se utilizarán los mapas de series de vegetación de Rivas-Martínez (1987) y otros existentes para regiones más concretas (Navarra, CAPV, etc.) que ayuden a discriminar en qué tipo de hábitat se encuentra el hayedo concreto.

La medición de la superficie ocupada por este tipo de hábitat 9120 se estimará a partir de teledetección, tomándose como nivel cero la cobertura presente en el año 2000. Para comprender la evolución del estado de dicha superficie forestal se considerarán los procesos de fragmentación mediante el protocolo fijado para ello en el apartado 3.3.

Obviamente, como toda formación forestal, una parte importante de su área se encuentra ocupada por formaciones sucesionales que incluyen brezales y piornales (tipos de hábitat 4030 y 4090) y pastos de *Violion caninae* y *Nardion* (tipo de hábitat 6230). Sin embargo, dado que los hayedos se suelen localizar en zonas de montaña, menos propicias para la ganadería y los asentamientos humanos, su área ha sido menos transformada que otras formaciones forestales de zonas de llanura como es el caso de los robledales del *Carpinion*. El aprovechamiento ganadero de estos bosques y en algunos casos su transformación en formaciones de coníferas, que en algunos casos como en el Sistema Ibérico corresponde a un proceso de facilitación del pino silvestre frente al haya, mientras que en otros casos, como el País Vasco y Navarra, corresponde a la plantación de coníferas alóctonas (*Picea abies*, *Larix kaempferi*, *Pseudotsuga menziesii*) son los impactos más importantes que han sufridos los hayedos.

Carecemos de criterios para saber cuál es la superficie mínima de referencia (SFR) para los hayedos. Este criterio depende del grupo que queremos conservar y del horizonte temporal. Esta indefinición no es una cuestión exclusiva de los hayedos, ya que para la práctica totalidad de los tipos de hábitat no se dispone de información suficiente sobre áreas mínimas, máxime en un escenario de gran incertidumbre, como el que genera el cambio global.

Sabemos que el mantenimiento de poblaciones mínimas de 50 parejas para especies de aves con valor bioindicador y de territorios amplios como algunos píceidos más exigentes puede estar por encima de 10.000 ha. Sin embargo, el mantenimiento de una población no permitiría asegurar el mantenimiento de la especie a largo plazo, por lo que las unidades de conservación para estos bosques deberían considerar estas superficies en un contexto metapoblacional.

En los hayedos es crucial considerar la calidad del tipo de hábitat, pues estas cifras están estimadas para tipo de hábitat de buena calidad. Por otra parte las áreas seleccionadas deben mostrar elevados niveles de conectividad que permitan el flujo de las especies forestales entre las diferentes unidades.

Los criterios para seleccionar las unidades de conservación tienen que tener en consideración el cumplimiento no sólo de unas superficies mínimas, sino tratarse de zonas que cumplan los criterios de conservación que se especifican en el apartado 3.3.

Considerando exclusivamente consideraciones relativas a su área se puede admitir que los hayedos acidófilos atlánticos (tipo de hábitat 9120) tienen una calificación de favorable para el Área de distribución y para el Área ocupada dentro del área de distribución al nivel del Estado Español. Otro aspecto diferente es la calidad de los tipos de hábitat, ya que éstos deben ser evaluados en función de criterios basados en información local sobre el estado de los bosques.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Área de distribución	FV
Superficie ocupada dentro del área de distribución	FV
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Área de distribución	FV
Superficie ocupada dentro del área de distribución	FV
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA MEDITERRÁNEA	
Área de distribución	U2
Superficie ocupada dentro del área de distribución	U2

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

Tabla 3.1

Valoración de las superficies de distribución y ocupación del tipo de hábitat 9120 en las regiones biogeográficas Alpina, Atlántica y Mediterránea.

3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

Los hayedos acidófilos albergan un importante número de especies, la mayor parte de las cuales son compartidas con otros tipos de hayedos, o incluso con bosques de frondosas de climas lluviosos. La selección de especies típicas no se ha dirigido a las más comunes, que en el caso de estos bosques es, evidentemente, el haya, ni tampoco a las especies que permiten distinguirlos de otras formaciones, que ya se han descrito en apartados anteriores, sino a aquellas especies cuyo valor bioindicador como reflejo de la calidad de estos tipos de hábitat sea el más adecuado. De este modo su presencia y/o abundancia puede servirnos para evaluar la calidad de las masas.

Plantas

- Tejo (*Taxus baccata*): es una especie de distribución muy amplia, el areal de ambas especies de hayas europeas (*Fagus orientalis* y *F. sylvatica*), que tiene un hábitat que se extiende más allá de los hayedos

y que incluso puede dar lugar a bosquetes más o menos densos (tipo de hábitat 9580). La presencia en el hayedo es debida a su gran tolerancia a los ambientes umbrosos, pudiendo vivir bajo el dosel del haya. Combina una buena capacidad de colonización debido a su dispersión endozoócara, con una gran longevidad. A pesar de su extensa área de distribución sus poblaciones son muy escasas y en general muestra una escasa regeneración. Sin duda, la presión de los herbívoros, tanto domésticos, como salvajes es un aspecto determinante en este bajo reclutamiento, y es común observar tejos de baja talla y edades considerables, así como el reclutamiento en tipos de hábitat marginales como roquedos y paredones, donde pueden escapar de los herbívoros. Su situación es desfavorable-mala en todo el área de distribución de los hayedos.

- Acebo (*Ilex aquifolium*): el acebo es una especie con gran tolerancia a la sombra que le permite vivir en los hayedos bajo el dosel del haya. Su presencia es muy común en los hayedos de la Cordillera Cantábrica y del Sistema Ibérico, siendo más escaso aunque presente en los Pirineos centrales y orientales.

Su utilización como ramón para ganado ha conducido en muchos casos a la formación de acebedas puras (Tipo de hábitat 9380). Sus frutos son un recurso importante durante el invierno para muchas aves. Su dispersión por endozoocoria, así como su crecimiento relativamente rápido, hacen pensar que probablemente jugase un papel importante en la dinámica natural de los hayedos.

- *Lobaria (Lobaria pulmonaria)*: es un líquen foliáceo de gran tamaño, típico representante de las formaciones de haya bien estructuradas. Presenta una amplia distribución en el Hemisferio Norte. En Europa muestra su óptimo en el norte y centro de Europa, disminuyendo su abundancia a medida que descendemos en latitud. En España podemos encontrar buenas poblaciones en la mitad septentrional, aunque a medida que descendemos hacia el centro y sur del país, el tamaño de las poblaciones es mucho menor (Burgaz & Martínez, 2003). Esta especie es preferentemente epífita en bosques de fagáceas, creciendo sobre árboles gruesos, aunque también se puede encontrar sobre rocas musgosas y en ambos casos, en formaciones boscosas cerradas y poco alteradas. *Lobaria pulmonaria* muestra querencias por ambientes higrófilos, ombrófilos y anitrófilos. En Europa, especialmente en el norte y en el centro, se encuentra en franca regresión por efecto de la contaminación ambiental (Nimis, 1993; Purvis *et al.*, 1992). Además, esta especie está incluida en diversas Listas Rojas de diferentes países de Europa (Randlane, 1998; Thor & Arvidsson, 1999; Nimis, 2003). En España, está catalogada como “Especie de Interés Especial” en Castilla-La Mancha (Decreto 75/2005, de 21-06-2005), siendo las principales amenazas en nuestro país la escasez de manchas boscosas densas que propicien un ambiente nemoral necesario para la supervivencia de esta especie (Martínez *et al.*, 2003).

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

Anfibios

- *Salamandra (Salamandra salamandra)*: especie de amplia distribución, que en la Península está presente en las zonas húmedas de la Región Euro-

siberiana y en la mayor parte de las áreas de montaña de la Mediterránea (Buckley & Alcobendas, 2004). Los bosques caducifolios y en especial los hayedos son tipos de hábitat donde muestran una especial abundancia, si bien ésta está ligada a la complejidad estructural del bosque y en especial a la abundancia de árboles muertos (Villate & González-Esteban, 2002), por lo que su densidad puede ser un buen indicador del estado funcional de estos bosques. Las poblaciones más frecuentes en los hayedos son vivíparas o de estrategia mixta (vivíparas, ovovivíparas) (Buckley & Alcobendas, 2004), por lo que puede que no sean buenos indicadores de la disponibilidad de puntos de reproducción para otros anfibios forestales, como el grupo de las ranas pardas.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye la aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

Mamíferos

- *Marta (Martes martes)*: carnívoro propio de ambientes forestales. A lo largo de su área de distribución europea se muestra como un animal extremadamente adaptable y oportunista en cuanto a requerimientos de hábitat se refiere, estando su presencia condicionada por la disponibilidad de refugio (Proulx *et al.*, 2004). Alcanza sus máximas densidades en bosques maduros o viejos, en los que la complejidad estructural y la oferta de cavidades son altas. Sin embargo, está presente también en masas forestales jóvenes en las que otras estructuras (rocas, por ejemplo) puedan proporcionarle refugio (Proulx *et al.*, 2004). Considerada como preocupación menor por la UICN, su persistencia está ligada a un adecuado manejo forestal (López-Martín, 2002).
- *Lirón gris (Glis glis)*: es uno de los mamíferos más característicos de los hayedos, aunque su distribución se extiende a otros bosques caducifolios. Se trata de una especie que prefiere zonas de arbolado maduro con una cierta extensión (Capizzi *et al.*, 2003) con presencia de especies acompañantes productoras de frutos nutritivos (avellano, serbal, zarzamora, castaño, acebo...) (Castián, 2002) y abundancia de oquedades (Maldonado *et al.*, 2003), por lo que

es una buena indicadora de bosques con buenos requerimientos estructurales. En principio parece más abundante en hayedos con especies acompañantes arboladas o subarbóreas productoras de frutos. La simplificación de los hayedos debido al manejo forestal es posible que haya contribuido a la reducción de sus poblaciones (Castián & Gosálbez, 2001). La productividad anual está asociada a la producción vecera de hayucos, por lo que su abundancia muestra variaciones muy elevadas de unos años a otros (al menos en un factor de 10) y sus necesidades de refugio pueden ser satisfechas en masas simplificadas por sustrato rocoso, cuevas o habitaciones humanas (Castián, 2002).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies típicas y su evaluación aportado por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Aves

■ Pico dorsiblanco (*Dendrocopus leucotus*): se trata de una especie ligada con exclusividad a los hayedos, con un área de distribución restringida. Los picos dorsiblanco de la Península constituyen una subespecie diferenciada (*lilfordi*). Su distribución se centra principalmente en el noreste de Navarra con una pareja en zonas aledañas de Huesca. Su alimentación se centra fundamentalmente en insectos xilófagos por lo que necesita de la presencia de madera muerta, tanto en el suelo como en pie y con troncos que tengan dimensiones importantes. También necesitan la presencia de árboles de las clases diamétricas mayores con el fin de disponer de lugares para poder establecer el lugar de nidificación (41 cm de diámetro normal y 22 m de altura en hayedos navarros (Camprodon *et al.*, 2007). Su presencia es muy dependiente de la disponibilidad de estos dos elementos (madera muerta y árboles maduros), por lo que es muy sensible a la gestión forestal. Se han citado poblaciones que se han reducido debido a actuaciones forestales muy agresivas. Parece que la población muestra un declive (Campián & Senosiain, 2003). La necesidad de territorio por pareja varía entre 50 y 400 ha (Aulén, 1988).

■ Pito negro (*Dryocopus martius*): su distribución está muy asociada a los bosques de hayas, si bien puede aparecer en algunas formaciones de coníferas. Al igual que otros pícidos su presencia está muy relacionada a la disponibilidad de árboles grandes, vivos o muertos en pie para nidificar (de buen fuste y 35-40 cm de diámetro normal medio) y a cantidades adecuadas de madera muerta en pie en el suelo (Camprodon *et al.*, 2007). Parece observarse un aumento en las poblaciones de pito negro con un incremento de su área de distribución como consecuencia de la mejora de la calidad del hábitat en los hayedos (Simal & Herrero, 2003), si bien algunos autores indican que es posible que este aumento de área coincida con un disminución de la densidad en las zonas más óptimas relacionadas con una intensificación de la gestión forestal (Fernández, 1997). La necesidad de territorio por pareja varía entre 150-400 ha en los hayedos cantábricos y pirenaicos, muy variable según la calidad del hábitat (Camprodon *et al.*, 2007).

Otras dos aves que podrían considerarse como indicadoras de hayedos maduros y bien estructurados son el trepador azul y el agateador norteño, que seleccionan árboles grandes y madera muerta con alta densidad de cavidades. Sus territorios son menores que en los pícidos y sus abundancias relativas mayores, por lo que pueden ser muy útiles como indicadores.

Invertebrados

Existe un gran número de invertebrados ligados en mayor o menor medida a los bosques de hayas y una enumeración exhaustiva va mucho más allá del objetivo de este trabajo. Aquí vamos a mencionar aquellos más conspicuos e indicadores de zonas de hayedo bien conservadas, aunque no son necesariamente las más raras, ni las más amenazadas.

■ *Elona quimperiana*: se trata de un gasterópodo incluido en los Anexos II y IV de la Directiva de Hábitats. Es característico de bosques de frondosas, y suele aparecer asociado a madera muerta (Martínez de Murgia *et al.*, 2001, 2003). Como él, existe un importante número de especies de gasterópodos terrestres que parecen asociados a la presencia de madera muerta (Muller *et al.*, 2005).

- *Rosalia alpina*: coleóptero longicornio presente en los hayedos húmedos europeos, que muestra poblaciones fragmentadas en el norte de la Península (Galante & Verdú 2000). Sus principales amenazas están relacionadas con la calidad del tipo de hábitat forestal, siendo precisa para su supervivencia la existencia de ejemplares viejos, moribundos y muertos de haya, en cuyos troncos se alimentan las larvas que requieren tres años para desarrollarse (Valladares *et al.*), con lo cual necesitan una estabilidad en el tiempo de la estructura del bosque. Los adultos se alimentan de polen y savia exudada por troncos.
- *Osmoderma eremita*: coleóptero cetónido incluido en los anexos II y IV de la Directiva de Hábitats, incluida como especie prioritaria. La presencia en la Península Ibérica es muy reducida, conociéndose de Navarra, Aragón y Cataluña, si bien estos grupos faunísticos están muy poco prospectados. Su ciclo vital está asociado a madera en descomposición, fundamentalmente de haya y sauce, por lo que su persistencia está ligada a la abundancia de este recurso.
- *Limoniscus violaceus*: coleóptero elatérico incluido en el anexo II de la Directiva de Hábitats. Las pocas poblaciones conocidas de la Península Ibérica incluyen Navarra, Cantabria (Blas, 2003), pero también Guipúzcoa (Martínez de Murgía *et al.*, 2003) y probablemente más localidades debido a

lo incompleto del conocimiento de estos grupos. Su ciclo se desarrolla en oquedades de hayas en descomposición que se encuentran en pie, por lo que es previsible que sus efectivos poblacionales hayan sufrido un declive por la intensificación del manejo forestal.

La lista de especies de invertebrados ligados a los hayedos, incluidos en listados o con problemas de conservación es mucho mayor, destacando especies relativamente comunes en la Península, pero incluidas en la Directiva de Hábitats como *Cerambyx cerdo* (Anexos II y IV), *Lucanus cervus* (Anexo II o incluidas dentro del Libro Rojo de los invertebrados como el coleóptero cetónido *Gnorimus variabilis* (vulnerable en España), el díptero sírfido *Caliprobola speciosa* (en peligro en España). Los invertebrados tienen una reducida capacidad de dispersión, por lo que es necesario que dispongan de microhábitat (madera muerta en distintos grados de descomposición o calidad) bien repartida por el bosque o en agrupaciones no demasiado lejanas, para así conectar poblaciones.

La información disponible para el estado de estas especies es la presente en los Atlas y Libros Rojos correspondientes. Dicha información no está desagregada a nivel de tipo de hábitat, ya que en la mayor parte de los casos estas especies ocupan diferentes tipos de hábitat y no se dispone de información con ese nivel de detalle.

Tabla 3.2

Identificación y evaluación de los taxones típicos presentes en el tipo de hábitat 9120.

Taxón	Ámbito geográfico	Estado de conservación
<i>Taxus baccata</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
<i>Ilex aquifolium</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	Favorable

► Continuación Tabla 3.2

Taxón	Ámbito geográfico	Estado de conservación
<i>Lobaria pulmonaria</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	Favorable
<i>Salamandra salamandra</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
<i>Martes martes</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Glis glis</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Dryocopus martius</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	Extinta
<i>Dendrocopus leucotos</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Elona quimperiana</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Datos insuficientes
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Datos insuficientes
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Datos insuficientes
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Rosalia alpina</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente

Sigue ►

► Continuación Tabla 3.2

Taxón	Ámbito geográfico	Estado de conservación
<i>Osmoderma eremita</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Limoniscus violaceus</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Cerambyx cerdo</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Favorable
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	Favorable
<i>Gnorimus variabilis</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-inadecuado
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente
<i>Caliprobola speciosa</i>	España (tipo de hábitat 9120)	Desfavorable-malo
	Región Atlántica (tipo de hábitat 9120)	Datos insuficientes
	Región Alpina (tipo de hábitat 9120)	Datos insuficientes
	Región Mediterránea (tipo de hábitat 9120)	No presente

3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

3.3.1. Factores, variables y/o índices

En este apartado se va a comparar la estructura actual de los hayedos con la que correspondería a sistemas maduros. El objetivo es contrastar el estado de conservación de los bosques analizados con lo que correspondería a un bosque no intervenido. El objetivo del manejo silvícola sería compatibilizar la extracción de recursos forestales con el mantenimiento del máximo de los procesos naturales (Emborg *et al.*, 2000), tratando de emular los procesos naturales. Las diferencias van a permitirnos detectar cuál es la dirección hacia donde debe encaminarse la gestión para paliar

las pérdidas en biodiversidad. Estos aspectos son sumamente importantes por cuanto la mera descripción de la cobertura de hayedos no nos indica adecuadamente cuál es la calidad del tipo de hábitat para muchos de los grupos que se desarrollan en su interior. Posteriormente vamos a describir las variables necesarias para estimar estos parámetros.

■ Procesos

Factor 1: Madera muerta

En ausencia de intervención humana los árboles que mueren se descomponen en el propio bosque. Muchos de ellos comienzan este proceso en pie (*snags* o estacas, árboles secos en pie y sin o con pocas ramas), mientras que cuando la muerte conlleva

la caída del árbol este proceso se produce en el suelo (*logs*). En los hayedos, donde la frecuencia de los incendios es muy baja, prácticamente toda la madera se descompondría en el propio bosque. Esto implica la existencia de toda una red trófica que ha evolucionado en condiciones de extrema abundancia de este recurso.

En bosques de frondosas no intervenidos la cantidad de madera muerta es muy elevada, con valores que oscilan en un orden de magnitud, de entre 40 y 350 m³/ha (Nilsson *et al.*, 2002; Christensen & Hahn, 2003; Ódor *et al.*, 2006). En hayedos pirenaicos se ha observado una correlación positiva entre el gremio de pícidos y una cantidad de madera muerta de entre 60 y 100m³/ha (Camprodon, 2003). Las variaciones en estos valores parecen relacionadas con la historia de perturbaciones y con la productividad de los bosques (Nilsson *et al.*, 2002), por lo que es de suponer que los valores teóricos para nuestros hayedos sean superiores a los de las localidades más septentrionales y se sitúen en la parte alta de este rango. De hecho, las estimas disponibles para las pocas masas de haya de la Península Ibérica que no han sido manejadas desde hace más de 100 años, parecen confirmar estos valores: 118 m³/ha para Bertiz en Navarra (Villate & González-Esteban, 2002), 127 m³/ha para el hayedo-abetal de Aztaparreta en Navarra (Olano *et al.*, 2005).

En la mayor parte de los bosques sujetos a un manejo forestal, la cantidad de madera muerta presente es mucho menor. Se calcula que como consecuencia del manejo forestal la cantidad de madera muerta ha descendido entre el 90 y el 98% en los bosques de los países nórdicos (Siitonen, 2001) y que la situación de los hayedos europeos no debe ser muy diferente (Christensen *et al.*, 2005). Las estimas para Alemania y Suiza indican volúmenes inferiores a 5 m³/ha (Albrecht, 1991), mientras que los escasos datos para los hayedos peninsulares parecen corroborar la baja disponibilidad de este recurso en los bosques manejados: Añarbe (14 m³/ha), Aralar (entre 3 y 11 m³/ha), Belate (4 m³/ha), Gorbeia (entre 6 y 15 m³/ha), Oianleku (12 m³/ha) (Olano *et al.*, 1996; González-Esteban & Villate, 2003; González-Esteban & Villate, 2004a; González-Esteban & Villate, 2004b). Este descenso en la madera muerta en los bosques se debe fundamentalmente a la extracción de la madera durante las cortas. Sin embargo, más allá de este lógico hecho, la cantidad de

madera se ve aún más reducida por las políticas de “sanidad forestal” que persiguen la eliminación de la madera muerta de los bosques por la creencia de que ésta supone un riesgo para la salud de las masas. Por otra parte también son eliminados para “hacer espacio” pies suprimidos de escaso valor comercial, pero con gran valor de conservación.

La importancia de la madera muerta en el contexto forestal reside en que provee de hábitat para un gran número de grupos de organismos, entre los que se incluyen hongos, briófitos, líquenes, invertebrados, anfibios, aves y mamíferos (Aude & Poulssen 2000; Muller *et al.*, 2005, Ódor *et al.*, 2005). El significado de la madera muerta para estos grupos es diverso: desde ser un lugar de refugio ocasional, a ser su fuente de alimentación o incluso sustrato sobre el cual desarrolla todo su ciclo vital. Asimismo su dependencia es muy variable, ya que mientras algunas especies pueden ocupar otro tipo de sustratos, muchas de ellas dependen exclusivamente de su presencia en abundancia. Indudablemente, la fuerte reducción de la presencia de madera muerta en los hayedos europeos ha conducido a drásticas reducciones en las poblaciones de muchos de estos organismos o incluso a extinciones locales y regionales (Rose, 1992; Siitonen, 2001). Los trabajos sobre comunidades de briófitos indican un declive en las especies epixílicas obligadas que llegan a desaparecer casi totalmente de los hayedos como grupo funcional, como resultado de la ausencia de madera muerta y la fragmentación de los lugares óptimos ha llevado a la extinción de las especies con pobre capacidad de dispersión (Söderström & Jonsson, 1992; Rose, 1992).

El declive debe afectar incluso a grupos relativamente comunes. Así en uno de los pocos trabajos cuantitativos realizados a este respecto en los hayedos ibéricos (González-Esteban & Villate, 2003) establecieron una alta correlación ($r=0,80$) entre la densidad de salamandras y el volumen de madera muerta en pie, debido al uso de estos hábitat como lugar de alimentación y refugio. En hayedos pirenaicos se ha establecido una buena correlación entre aves trepadoras (pícidos, trepador azul y agateadores común y norteño), y la disponibilidad de madera muerta en pie o en suelo y la densidad de cavidades en tronco (Camprodon, 2003).

La madera muerta dista de ser un sustrato homogéneo, ya que sus características modifican la compo-

sición de la comunidad que lo habita. Así la composición de las comunidades fúngicas depende de la especie, tamaño del fragmento, la disposición (en pie o en el suelo), el grado de descomposición, el nivel de humedad (Ódor *et al.*, 2006); esta consideración también se extiende a otros grupos como briófitos o invertebrados (Martínez de Murgía *et al.*, 2003). Por ello, al contabilizarse la madera muerta debe tenerse en cuenta no sólo el volumen de madera presente, sino también la distribución por especies, la clase diamétrica, su disposición (caída o en pie) y su grado de descomposición. El mantenimiento de las poblaciones de los diferentes grupos, especialmente para grupos que disponen de baja capacidad de colonización como muchos insectos xilófagos (Speight, 1989), dependerá por tanto de la presencia continua de madera muerta en las diferentes situaciones y estados de descomposición.

La estima de madera muerta presente en los hayedos debe considerar no sólo los volúmenes de madera muerta, sino también sus características (distribución diametral, disposición, especies y grado de descomposición). Estos parámetros pueden medirse muestreando superficies o bien mediante transectos lineales de anchura constante.

Una distribución homogénea va a permitir mayor disponibilidad del recurso en el espacio y por consiguiente, una mayor capacidad de dispersión, reducción de la competencia y riesgo de depredación. De todos modos, en la naturaleza, la madera muerta suele presentarse a golpes por un proceso de perturbaciones a pequeña escala y correlacionada con presencia de arbolado maduro. Por lo tanto, el gestor puede adaptar la disponibilidad del recurso a los condicionantes de la estación ecológica y objetivos de la gestión.

Factor 2: Estructura del bosque

La gestión de los hayedos suele generar masas con una distribución de tamaños y edades muy homogénea. Suelen ser escasos los individuos pertenecientes a las clases diamétricas mayores, por cuanto los ciclos de corta, que generalmente están por debajo de los 150 años, llegando en algunos a bajar hasta los 80 años (Camprodon com. pers.), son mucho menores que la longevidad natural del haya, limitando la presencia de árboles extramaduros y decrépitos. Esto contrasta con la situación de los hayedos no

manejados, donde predominan los árboles de grandes diámetros y los patrones de mortalidad son a pequeña escala, lo que genera un mosaico de edades y tamaños. En general, en los hayedos gestionados para madera del área oriental de distribución ibérica (llevados como monte alto irregular), escasean los pies de más de 35-40 cm de diámetro normal, siendo los árboles de diámetros superiores a los 45 cm muy escasos, al tratarse del diámetro objetivo de la gestión. Apenas se reservan árboles de la corta ni madera muerta en pie o en suelo, por el miedo a plagas o cuestiones estéticas. En los hayedos navarros se está empezando a aplicar medidas de conservación que recoge la legislación foral. Por ejemplo, deben mantenerse a evolución natural el 5% de la superficie de cada monte catalogado (Gobierno de Navarra, 1990). Así mismo, los planes de ordenación de los hayedos, hoy por hoy incluyen que al menos 8-10 árboles/ha y 20-40 m³/ha de madera muerta queden en pie tras la corta final.

Otras diferencias estructurales entre bosques manejados y no manejados incluyen la ya citada presencia de madera muerta y la disponibilidad de cavidades en los árboles (Camprodon & Salvanyà, 2005). Por otra parte, los bosques manejados suelen tener un dosel arbóreo dominado en exclusividad por el haya, mientras que en los bosques no manejados suelen aparecer, si bien con carácter de acompañantes otras especies arbóreas, como robles, arces o cecezos, y arbustivas.

Estos factores son de gran importancia en la comunidad forestal. Quizá los vertebrados y en especial la comunidad ornítica sean los grupos en que mejor se conoce el efecto de la estructura del bosque sobre su composición. La estructura forestal de los hayedos se ha relacionado con la abundancia de salamandras, azor, pícidos, colirrojo real, agateador, trepador azul, lirón gris, murciélagos, marta, etc.

Por ejemplo, la presencia de pícidos en los hayedos está relacionada con la presencia de abundante madera muerta, tanto en el suelo, como en el pie, así como con la presencia de bosque maduro con pies de clases diamétricas grandes donde nidificar (Fernández & Azkona, 1996; Garmendia *et al.*, 2006). Si estos elementos no están presentes en superficies de una extensión y agregación adecuadas los pícidos sufren fuertes declives poblacionales y pueden llegar a desaparecer de un monte o área concreta. Este aspecto

puede ser grave en el caso del pico dorsiblanco, cuya subespecie pirenaica es muy escasa y localizada, asociada a los hayedos maduros con abundante madera muerta (Camprodon *et al.*, 2007).

Los pícidos son un grupo clave en los sistemas forestales por cuanto contribuyen a incrementar la cantidad de cavidades disponibles para otras especies. En muchos hayedos la abundancia de cavidades es baja (Maldonado *et al.*, 2003; Camprodon & Salvanyà, 2005), y es posible que la escasez de cavidades de buena calidad limite las densidades y el éxito reproductor de la comunidad ornítica (Camprodon & Salvanyà, 2005). Esto se relaciona con la presencia de árboles de clases diamétricas superiores a 35 cm, pero también con el tipo de manejo forestal, que puede inducir una mayor o menor formación de cavidades naturales por desgaje de ramas (Maldonado *et al.*, 2003). En este sentido (Camprodon, 2003) encuentra mayor abundancia de aves trogloditas en hayedos con cavidades abundantes que en hayedos con cavidades escasas, subrayando la limitación de este recurso. Estas conclusiones podrían aplicarse a otros grupos faunísticos como quirópteros forestales, micromamíferos o insectos, aunque faltan estudios experimentales en el contexto ibérico.

La presencia de otras especies entre el estrato arbóreo y arbustivo, así como la presencia de un estrato herbáceo diversificado, también influyen sobre la riqueza de la comunidad que se asienta sobre los bosques. Si bien el haya tiene una gran capacidad competitiva que tiende a relegar a otras especies arbóreas y arbustivas de sus masas, también es cierto que la presencia de otras especies que pudieran emerger en el interior del hayedo se ha visto tradicionalmente reducida durante las labores de limpieas, claras y clareos que se producen como consecuencia de la gestión forestal. No está suficientemente evaluado hasta qué punto el mantenimiento de este tipo de gestión ha contribuido a reducir la diversidad del hayedo en términos de especies arbóreas y arbustivas. A este hecho, se le añade que la actual gestión de los hayedos pone muy difícil el establecimiento de especies pioneras por cuanto los procesos de competencia y sombreado que se producen desde momentos muy tempranos de la sucesión, limitan el establecimiento de otras especies, que por otro lado probablemente estén también limitadas

por la disponibilidad de propágulos. Los seguimientos de algunas parcelas de hayedo donde la colonización ha ocurrido por procesos cercanos a los naturales, indica que probablemente en los estadios iniciales de la formación de hayedos la diversidad del estrato arbóreo sea mayor (Herrera *et al.*, 2001).

La gestión forestal puede orientarse hacia una mayor variedad o mezcla arbolada frente al temperamento invasor del haya en condiciones donde es altamente competitiva.

Factor 3: Herbivoría

La carga de herbívoros, bien sean ungulados silvestres o ganado doméstico es un elemento importante de cara a configurar la estructura y diversidad de los bosques caducifolios. La interacción de los herbívoros puede modificar la abundancia y distribución de las especies de plantas y a través de este proceso alterar la abundancia de otros grupos animales que basan su cadena alimenticia en las plantas (Rooney, 2001; Rooney & Waller, 2003).

La mayor parte de los trabajos que estudian la herbivoría se centran en su efecto sobre la regeneración de los árboles, así como los posibles efectos diferenciales entre diferentes especies de árboles. En el contexto de los hayedos ibéricos es posible que en algunos casos la presión del ganado esté limitando la regeneración de los bosques, si bien el tipo de manejo mayoritario en hayedos de estructura regular favorece la instalación de vallados de exclusión durante la fase de regenerado, lo que permite una rápida instalación del haya. De nuevo, esta circunstancia afectaría más a especies cuyo regenerado no se ajuste a este patrón temporal, como puede ser el caso de acebos (*Ilex aquifolium*) y tejos (*Taxus baccata*), de hecho en el caso de los tejos es muy probable que tanto la ganadería como los ungulados silvestres sean uno de los cuellos de botella en el reclutamiento de esta especie en los hayedos.

En el caso de las especies que ocupan el sotobosque, el efecto de la herbivoría es aún más dramático, por cuanto estas especies nunca alcanzan el tamaño suficiente para escapar de la presión de los herbívoros. Aunque faltan suficientes estudios sobre este proceso para los hayedos de la Península Ibérica, los

resultados de estudios realizados en ecosistemas semejantes indican que la herbivoría reduce la diversidad y cobertura de la comunidad herbácea del sotobosque (Gill, 1992; Fuller & Gill, 2001; Rooney & Waller 2003), esto afectaría de modo especial a las especies más sensibles al pastoreo (Rooney, 1997; Kirby, 2001). La pobreza en la flora nemoral de muchos hayedos ibéricos, con una mayor frecuencia de las especies tóxicas o muy poco palatables (*Helleborus viridis*, *Pteridium aquilinum*) podría ser consecuencia de que la intensidad de la ganadería está afectando a la estructura del estrato herbáceo de nuestros hayedos. Sin duda son necesarios diseños experimentales adecuados para comprobar estos procesos.

Globalmente la herbivoría tiende a reducir la cobertura del dosel herbáceo. Algunos trabajos han relacionado este hecho con afecciones en otros niveles de la cadena trófica. Así, Allombert *et al.*, (2005) relacionan la presión del herbivorismo con una reducción de las especies forestales que más dependen del sotobosque para su alimentación y cría. Resultados semejantes han sido observados por Perrins & Overall (2001).

Factor 4: Fragmentación

La fragmentación es un elemento de importancia crucial para el funcionamiento de las comunidades forestales (Tellería & Santos, 2001). En el caso de los hayedos las condiciones nemorales de poca luminosidad y elevada humedad relativa que son básicas para el desarrollo de la flora y fauna más típicamente nemoral se ven muy afectadas por el efecto de borde. Si bien, en general, en la mayor parte de su distribución ibérica los hayedos son formaciones relativamente poco fragmentadas, caracterizadas por manchas de gran tamaño, en los bordes de su área de distribución pueden aparecer en masas de menor tamaño y más aisladas.

Sin embargo, es posible que para algunos grupos de poca capacidad de colonización o con requerimientos de hábitat muy estrictos, como es el caso de algunos grupos de invertebrados saproxílicos (Schiegg, 2000) o incluso a otra escala para las especies de pícidos, la distribución de las áreas con hábitat de calidad adecuadas se dispongan de un modo parcheado, muy separados (para la escala de cada organismo) unos de otros, por lo que sí pueden

sufrir de los efectos de la fragmentación y el aislamiento poblacional.

La fragmentación estructural puede conllevar el aislamiento de poblaciones. Por ejemplo, el urogallo en la vertiente norte de los Pirineos muestra poblaciones aisladas por falta de buena estructura del sotobosque productor de frutos (falta de arándano y gayuba). La gestión forestal puede mejorar esta situación abriendo pequeños claros para permitir la entrada de luz que estimule el crecimiento del estrato arbustivo.

■ Estimadores de calidad del tipo de hábitat

Los parámetros a medir con el fin de conocer el estado de conservación de las masas incluyen diferentes escalas y procesos, desde la evaluación del estado de defoliación de los árboles a la evolución de la superficie y nivel de fragmentación de las masas. Además se evaluarán diferentes variables estructurales relacionadas con la calidad del tipo de hábitat (madera muerta, estructura de la masa y densidad de cavidades), la presencia y riqueza de algunos grupos con valor bioindicador (pícidos, conjunto de la comunidad de aves y xilófagos) y los procesos como la herbivoría. La medición simultánea de aspectos relacionados con la calidad del tipo de hábitat, permitirá establecer la correlación entre los parámetros estructurales y funcionales, lo que permitirá corroborar y calibrar la fiabilidad de los parámetros utilizados.

En cualquier caso es muy importante tener en cuenta que los valores aquí mencionados son umbrales basados en los niveles de conocimientos actuales y que habrá que aquilatar según avance la información disponible. Por otra parte los umbrales pueden mostrar cierto nivel de variación en función de la calidad de estación y objetivos de la gestión, si bien basándose siempre en criterios biológicos.

1. Cantidad de madera muerta

- a) Tipo: variable estructural.
- b) Aplicabilidad: carácter obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: medida en metros cúbicos de madera muerta por hectárea, desglosándola en función de:
 - Especie.
 - Disposición de la madera, en pie o caída.

- Diámetro del fragmento clasificándolo según su clase diamétrica: pequeños < 5 cm, medianos < 15 cm, < 20 cm, grandes < 35 cm, grandes < 45 cm y extragrandes > 45 cm.
 - Nivel de descomposición. Estado 1: madera sana, con corteza, leño intacto; estado 2: madera sana, empezando a perder la corteza; estado 3: la madera 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 1000 metros de longitud con ancho de banda de 10 metros, repartidos de modo aleatorio dentro del espacio y remuestreos cada 5 años.
- e) Estado de conservación: la ausencia de inventarios adecuados de madera muerta y de valoraciones significativas entre la presencia de ésta y de otras especies indicadoras 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.
- Desfavorable-malo: menos de 10 m³ de madera muerta por ha.
 - Desfavorable-inadecuado: de 10 a 30 m³ de madera muerta por ha, con al menos un 30% como fragmentos de más de 30 cm. de diámetro y un 20% como madera muerta en pie.
 - Favorable: más de 30 m³ de madera muerta por ha, con al menos 12 m³ por ha de madera muerta en fragmentos de más de 30 cm de diámetro y al menos 4 m³ por ha de madera muerta en pie. Es importante que se presente madera en todos los estados de descomposición y que muestre una distribución que ocupe todo el espacio.

2. Estructura de la masa

- a) Tipo: variable estructural.
- b) Aplicabilidad: carácter obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: número de pies por hectárea, dividiendo los pies según su clase diamétrica (clases diamétricas: árboles pequeños < 5 cm, medianos < 15 cm, < 20 cm, grandes < 35 cm, grandes < 45 cm y extragrandes > 45 cm), indicando la proporción de las diferentes especies encontradas.
- d) Procedimiento de medición: muestreos puntuales utilizando el método de Bitterlich y midiendo para cada árbol incluido su diámetro.

- e) Estado de conservación: se valorará la presencia de árboles pertenecientes a la clase diametral mayor (>40 cm), la diversidad estructural y de especies. Los valores exactos deberán ser calibrados con los datos funcionales.

Pies extramaduros.

- Desfavorable-malo: menos de 5 pies extragrandes (>45 cm DBH) por ha.
- Desfavorable-inadecuado: de 6-10 pies extragrandes (>45 cm DBH) por ha.
- Favorable: más de 10 pies extragrandes (>45 cm DBH) por ha.

Diversidad forestal.

- Desfavorable-malo: menos de 5 pies adultos (DBH>15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.
- Desfavorable-inadecuado: de 5 a 10 pies adultos (DBH>15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.
- Favorable: más de 10 pies adultos (DBH>15 cm) de otra especie arbórea autóctona por ha.

Diversidad estructural.

- Desfavorable-malo: 90% de los pies por hectárea pertenecen a la misma clase diamétrica (en tramos de 20 cm DBH).
- Desfavorable-inadecuado: del 80% al 90% de los pies pertenecen a la misma clase diamétrica (en tramos de 20 cm DBH).
- Favorable: menos del 80% de los pies pertenecen a la misma clase diamétrica.

El valor de esta medida ponderará las tres variables incluidas en su análisis.

3. Presencia de pícidos

- a) Tipo: variable funcional.
- b) Aplicabilidad: carácter obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: censo de territorios de pícidos nidificantes, prestando especial atención a la presencia de pito negro (*Dryocopus martius*)
- d) Procedimiento de medición: censo de territorios durante la época de celo (marzo-abril) mediante emisión de reclamo (estaciones de escucha de 10 minutos) y detección de árboles-nido.
- e) Estado de conservación: se valorará positivamente la presencia de pito negro y otras especies, así como su evolución demográfica. Se prestará

especial atención al pico dorsiblanco en hayedos navarros y del oeste de Aragón.

- Desfavorable-malo: nidificación de ningún pícido.
- Desfavorable-inadecuado: nidificación de pico picapinos (solamente).
- Favorable: nidificación de pico dorsiblanco (en hayedos navarros) o pito negro.

Es importante tener en cuenta que esa es una medida que pondera una superficie muy extensa, ya que estos organismos tienen territorios que pueden abarcar hasta muchas decenas de hectáreas y por tanto sintetizan las condiciones en dichas extensiones, si bien en dicho territorio puede haber condiciones y calidades muy heterogéneas.

4. Comunidad de invertebrados saproxílicos

- a) Tipo: variable funcional.
 - 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.
 - e) Estado de conservación: se considerará el número de taxones específicos de madera muerta, especialmente las incluidas dentro del listado de especies amenazadas o bien en la Directiva Hábitats.
- Desfavorable-malo: ausencia de las especies citadas en los diferentes niveles.
 - Desfavorable-inadecuado: presencia sólo de *Cerambyx cerdo*.
 - Favorable: presencia de *Rosalia alpina*, *Elona quimperiana*, *Osmoderma eremita*, *Limoniscus violaceus*, *Gnorimus variabilis* o *Caliprobola speciosa*.

5. Fragmentación de la masa

- a) Tipo: variable estructural.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: relación superficie total, superficie de borde de la masa.
- d) Procedimiento de medición: análisis de imágenes digitalizadas. Cálculo de la superficie total y de la superficie sin efecto de borde considerando un efecto de borde de 30 m desde los márgenes de las masas hacia su interior. Así mismo se considerará la relación entre los valores actuales y los existentes hace cinco años.

e) Estado de conservación: se valorará la evolución total de la masa, la evolución total del tipo de hábitat libre de efecto de borde y el porcentaje de hábitat sin efecto de borde. Esta valoración se establecerá para cada territorio y para el total del área de la formación.

- Desfavorable-malo: relación entre superficie sin efecto de borde y superficie total menor del 80%.
- Desfavorable-inadecuada: relación entre superficie sin efecto de margen y superficie total menor del 90% y mayor del 80%.
- Favorable: relación entre superficie sin efecto de borde y superficie total mayor del 90%.

Para el cálculo de estos umbrales, se tendrá en cuenta las formaciones con las que contacta el tipo de hábitat, así en el caso de contactar con formaciones forestales autóctonas se consideraría que no existe efecto de borde en dicho contacto.

6. Nivel de defoliación de los árboles

- a) Tipo: variable funcional.
- b) Aplicabilidad: obligatorio.
- c) Propuesta de métrica: nivel de defoliación de los árboles.
- d) Procedimiento de medición: estima del nivel de defoliación mediante procedimiento visual. Para ello se utilizará el sistema de seguimiento paneuropeo de seguimiento forestal actualmente existente y su frecuencia de muestreo, añadiéndose localidades si la representación para las masas citadas fuera escasa.
- e) Estado de conservación: se aplicará la misma escala y se estimará la evolución.

Se aplicarán los mismos umbrales que los utilizados por el sistema pan-europeo de seguimiento forestal.

7. Herbivoría

- a) Tipo: variable funcional donde se estima la carga ganadera o de ungulados silvestres.
- b) Aplicabilidad: recomendado.
- c) Propuesta de métrica: densidad de herbívoros, efectos sobre la vegetación.
- d) Procedimiento de medición: establecimiento de parcelas de exclusión (20 x 20 m), junto a parcelas de libre acceso para los herbívoros.

Estimación de la carga de ganado doméstico y ungulados silvestres por hectárea. La estima de ungulados silvestres puede ser difícil, y pueden utilizarse medidas basándose en esfuerzo de caza.

- e) Estado de conservación: se analizarán las diferencias entre parcelas como medida del efecto de la ganadería, y se establecerán correlaciones entre estos datos y la carga ganadera. Esto nos permitirá estimar las cargas ganaderas que producen un impacto admisible sobre la cobertura y diversidad de la flora nemoral y la regeneración natural.

Carecemos de información sobre los niveles de herbivoría, por lo que deberán realizarse seguimientos previos para evaluar la carga ganadera que pueden soportar los bosques. Si se observan daños frecuentes en la vegetación, en especial en las yemas apicales, sería un indicador de una carga excesiva.

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

VARIABLES ESTRUCTURALES

1. Cantidad de madera muerta.
2. Estructura de la masa.
3. Fragmentación de la masa.

VARIABLES FUNCIONALES

4. Estado sanitario de los árboles.
5. Presencia de pícidos.
6. Herbivoría (*recomendada*).
7. Comunidad de invertebrados saproxílicos (*recomendada*).

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). Se considerará que el estado global es desfavorable-malo si obtiene menos del 40% de los puntos posibles (en función de las variables evaluadas), desfavorable-inadecuado si se obtienen menos del 75% de los puntos posibles y, adecuado si se obtienen valores superiores al 75%.

La valoración regional o a escalas mayores se hará atendiendo a esta misma regla, pero ponderando en función de la superficie de tipo de hábitat valorada en cada localidad.

Calcular este índice con la escasa información disponible para este tipo de hábitat es difícil. Sin embargo, basándonos en los datos actuales y en espera que se implementen los protocolos 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 área y desfavorable-mala en la región Mediterránea.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U1
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U1
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA MEDITERRÁNEA	
Estructura y funciones específicas (incluidas las especies típicas)	U2

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

Tabla 3.3

Valoración de la estructura y funciones específicas del tipo de hábitat 9120 en las regiones biogeográficas Alpina, Atlántica y Mediterránea.

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

■ Establecimiento del sistema de vigilancia

Selección mediante muestreo estratificado al azar de los puntos iniciales y finales de los transectos. Para su elección se empleará un sistema de información geográfica donde se establecerán las condiciones que deben cumplir los transectos (separación mínima entre ellos, discurrir por zonas ocupadas por el tipo de hábitat 9120, longitud). Una vez establecidas las coordenadas se localizarán en el campo los puntos de partida y final de los transectos. En estos puntos, así como a 100 y 300 m del punto de inicio, se enterrarán piezas metálicas que permitan reubicar posteriormente estos mismos puntos. El número de transectos por LIC oscilará entre 10 y 20 dependiendo de la superficie del tipo de hábitat presente.

Estos mismos puntos se establecerán para realizar los muestreos de fauna saxícola y en sus inmediaciones, pero al menos a 100 m de distancia se establecerán las parcelas de exclusión de ganado.

■ Periodicidad quinquenal

Transectos lineales de 500 m de distancia con banda de 20 m.

Objetivo:

1. Estima de madera muerta y de sus características.
2. Estima de la densidad de cavidades.

Muestreos puntuales basados en el método de Bitterlich a realizar en los puntos 100, 300 y 500 m de los transectos lineales.

Objetivo:

3. Cálculo de la estructura de la masa aérea.

Censos

Objetivo:

4. Seguimiento de las parejas de pícidos.
5. Evaluación de las comunidades saxícolas.

Análisis de imagen

Objetivo:

6. Evolución de la superficie de la masa y del nivel de fragmentación.

Seguimiento de parcelas de exclusión

Objetivo:

7. Evaluar el efecto de la herbivoría.

■ Periodicidad anual

Evaluación del nivel de defoliación de las hayas.

Objetivo:

8. Conocer el estado fitosanitario de las masas.

■ Viabilidad

Transectos (1, 2, 3)

El diseño de muestreo actual permitiría evaluar el estado de este tipo de hábitat dentro de la superficie de los LIC. Sería necesario el establecimiento de entre 15 y 20 transectos por LIC para cumplir los objetivos 1, 2 y 3 del seguimiento. Una vez establecidos los transectos, lo que supone el mayor esfuerzo, su seguimiento quinquenal, implicaría un coste de aproximadamente un semana de campo para dos operarios cada cinco años por LIC, así como un día cada cinco años de un trabajador para introducir los datos en un formulario y un día de un técnico para el análisis. Además de poder conocer el estado de las masas, el diseño permitirá hacer un seguimiento cuantitativo de la evolución del estado del tipo de hábitat. A pesar de que una parte importante del tipo de hábitat se encuentra dentro de los LIC, deberían establecerse transectos en zonas fuera de estas áreas protegidas para evaluar si existen diferencias en la calidad de las masas dentro y fuera de los LIC.

Censos (4, 5)

Para los pícidos (4), en la mayor parte de los espacios ya se realizan censos de estas especies; el objetivo sería sistematizarlos y hacerlos con adecuada regularidad. Del mismo modo que en el caso anterior, debería evaluarse el estado de las zonas fuera de los LIC, para conocer si existen diferencias importantes en el estado de conservación. Los censos de invertebrados saxícolas son más complejos porque requieren personal técnico capaz de distinguir a estos grupos; por ello su desarrollo en territorios amplios resulta más complejo.

Análisis de imagen y fragmentación (6)

Este tipo de medición es relativamente rápida para los LIC, ya que en su mayor parte cuentan con cartografía digitalizada, por lo que sólo tendrían que actualizarla cada cinco años. Deberían utilizarse sistemas de análisis de imagen, así como de predicción de hábitat potencial para que este proceso sea lo más sencillo posible.

Seguimiento de parcelas de exclusión (7)

Se trata quizá del parámetro a evaluar más complejo. Tenemos muy poca información sobre el efecto de las cargas ganaderas en los bosques y es necesario llevar a cabo un manejo adaptativo donde las decisiones que se tomen vayan unidas de un seguimiento para comprender cuáles son las medidas adecuadas a tomar.

Evaluación del nivel de defoliación de las hayas (8)

Aunque se trata de la medida con mayor frecuencia temporal, su coste es muy bajo, porque consiste simplemente en seleccionar un número de árboles dentro de este tipo de hábitat y observar su defoliación anualmente. De hecho es muy posible que la red paneuropea existente ya cuente con bastantes árboles que cumplan estos requisitos. Una vez comprobado si es necesario añadir más árboles y seleccionados éstos, sólo supone un día de trabajo anual para una persona que haya recibido un breve cursillo sobre la medición visual de defoliación.

■ **Seguimiento en un contexto del manejo adaptativo**

La necesidad de estimar el estado de este tipo de hábitat nos obliga a tomar como medida umbrales de calidad basados en la mejor información científica disponible.

Esto es un requisito para que los gestores dispongan de herramientas con el fin de tomar decisiones. Sin embargo, es necesario comprender que ni estos valores ni estas recomendaciones son datos inamovibles. El gestor debe utilizar la información de los seguimientos para adecuarlo a las especificidades de su territorio y a los objetivos concretos de la masa.

La previsible mejora de los conocimientos va a permitir perfeccionar estas recomendaciones. En este

sentido es crucial la labor de los gestores, que deben considerar la gestión en un contexto de manejo adaptativo, esto es, donde los resultados de la propia gestión y sus adecuados registros deben permitir evaluar la validez de los umbrales y las decisiones de gestión en un proceso iterativo

Por ello, deben registrarse adecuadamente las actividades de gestión periódicamente y evaluar los resultados de los parámetros estructurales que medimos, así como con la presencia de indicadores biológicos que también medimos para así comprobar la validez del manejo, modular los umbrales y mejorarlo. Lo que por otra parte va a favorecer la interacción y el entendimiento entre gestores y científicos.

3.4. EVALUACIÓN DE LAS PERSPECTIVAS DE FUTURO

Los hayedos acidófilos, como los hayedos en general, son bastante sensibles a escenarios de cambio climático, ya que la especie dominante se encuentra en su límite meridional de distribución y los factores climáticos que más limitan su crecimiento están ligados a la sequía estival (Herrera *et al.*, 2001; Rozas, 2001). El previsible escenario de aumento de las temperaturas y cambio en la estacionalidad de las precipitaciones van a situar al haya en un contexto difícil para la segunda mitad de este siglo (Gessler *et al.*, 2007). Las técnicas silvícolas deben ser conscientes de esta situación y reducir las que aumenten el estrés hídrico de los hayedos, como pueden ser las cortas sobre áreas muy extensas y promover un uso basado en cortas a muy pequeña escala. Del mismo modo, los hayedos situados en las condiciones hídricas más estresantes deben ser dejados como rodales de conservación. Algunos trabajos indican la existencia de un alza altitudinal del haya (Peñuelas & Boada, 2003), así como un declive del crecimiento de los hayedos situados en condiciones más xéricas (Jump *et al.*, 2006), si bien es necesario confirmar los resultados en escalas espaciales más amplias. Sin duda, esto puede ser un problema muy grave en los hayedos del Sistema Central, situados muy lejos de su área de distribución.

Los incendios son un fenómeno sumamente raro en los hayedos, sin embargo, en algunas zonas

donde los hayedos se encuentran aislados en una matriz arbustiva, o bien muestran portes muy bajos, como es el caso de los hayedos del Sistema Central, sí que pueden verse muy afectados por incendios que tengan lugar en la matriz que los rodea (Herranz *et al.*, 1996) y generar problemas para su mantenimiento.

Simultáneamente, la reducción de la actividad ganadera está conduciendo a una invasión por el hayedo en zonas de matorral y pastos herbáceos, así como a su densificación en áreas con densidad baja del arbolado, lo que podría conducir a un aumento de la superficie ocupada por este tipo de hábitat en robledales, pinares y abetales.

Otro aspecto a tener en consideración para el futuro es el efecto del abandono de las actividades tradicionales que existían en los hayedos hasta el último tercio del siglo XX. Los hayedos se manejaban tradicionalmente de múltiples maneras: monte bajo para carbón, monte alto para madera, pasto con arbolado para uso mixto ganadero-forestal, trasmochos, etc. Todos estos usos prácticamente han desaparecido a favor del monte alto, que es en la actualidad el uso predominante de todos los hayedos. Sin embargo, dada la longevidad de la especie en muchos bosques llevados a monte alto aún puede percibirse el tipo de manejo que existió en el pasado reciente. Dos tipos de manejo, el sistema de pasto con arbolado y los trasmochos tienen un gran valor desde el punto de vista de la conservación, ya que en ambos casos se generan árboles de gran tamaño, con cavidades, ramas muertas y en general una serie de atributos que les confieren gran valor de cara a fauna y flora, incluyendo en este último grupo líquenes, briófitos y hongos. De hecho, suele ser en estos individuos donde encontramos la mayor parte de los indicadores de bosques maduros (Read, 2000). Estos árboles, desaparecido el manejo que los mantenía, están muriendo poco a poco. Sin embargo, en los bosques manejados y llevados a monte alto, no están generándose tipos de hábitat que permitan el asentamiento de las poblaciones que persistían sobre estos grandes árboles. Si no se toman medidas urgentes, corremos el riesgo de que las poblaciones de flora y fauna que se desa-

rollan sobre estas troncas desaparezcan con la muerte y descomposición de estos árboles.

La eutrofización de los suelos relacionada con la contaminación atmosférica es uno de los problemas más importantes de los hayedos acidófilos europeos, y muy probablemente una de las razones de que este tipo de hábitat haya sido incluido en la Directiva. Los estudios realizados sobre los hayedos peninsulares parecen indicar que la concentración de nitrógeno en suelo sigue siendo un factor limitante en los hayedos del norte peninsular, lo que indicaría que nos encontramos en escenarios mejores que los del centro de Europa (Amores *et al.*, 2006). En este sentido, parece que las previsiones futuras son favorables.

Uno de los problemas más importantes de los hayedos ibéricos es la intensificación del uso forestal. La ordenación y gestión sistemática de los hayedos, si no se hace con criterios ambientales claros, conduce a bosques con una estructura muy homogénea, sin árboles extramaduros, sin madera muerta, y en general sin recursos para las especies más estrictamente forestales. Por otra parte, es muy posible que muchas de las técnicas de corta basadas en superficies extensas y que dejan descubierto el suelo tengan efecto sobre el mantenimiento del dosel herbáceo (Godefroid *et al.*, 2005). Por otra parte las políticas que propugnan el uso de biomasa basada en la producción forestal pueden suponer un grave problema para el mantenimiento de madera muerta en los hayedos.

Si se toman en cuenta las recomendaciones de gestión propuestas en el apartado 4, y en especial se aplican los aspectos relacionados con la presencia de madera muerta en los bosques y el mantenimiento de la diversidad estructural de los hayedos acidófilos, es previsible que éstos aumenten en superficie y calidad, al menos en las áreas de climas más lluviosos, región Atlántica y región Alpina. Sin embargo, las perspectivas para este tipo de hábitat en la región Mediterránea son desfavorables, ya que, por un lado, los bosques ya muestran un peor estado estructural, y por otra parte la evolución previsible del clima hacia condiciones más cálidas y probablemente más xéricas hará que el mantenimiento de las masas en buenas condiciones sea difícil.

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Perspectivas futuras	FV
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Perspectivas futuras	FV
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA MEDITERRÁNEA	
Perspectivas futuras	U1

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

Tabla 3.4

Valoración de las perspectivas de futuro del tipo de hábitat 9120 en las regiones biogeográficas Alpina, Atlántica y Mediterránea.

3.5. EVALUACIÓN DEL CONJUNTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ALPINA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U1
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA ATLÁNTICA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U1
VALORACIÓN	
REGIÓN BIOGEOGRÁFICA MEDITERRÁNEA	
Evaluación del conjunto del estado de conservación	U2

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

Tabla 3.5

Valoración del conjunto del estado de conservación del tipo de hábitat 9120 en las regiones biogeográficas Alpina, Atlántica y Mediterránea.



4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Una gestión de los hayedos que busque preservar no sólo su superficie, sino los procesos y grupos biológicos más relevantes debería considerar los siguientes aspectos.

1. Debe dejarse una cantidad suficiente de árboles extramaduros en los bosques manejados, árboles cuya madera se renuncia a cortar y se deja en el bosque para que completen en él su ciclo vital. Estos árboles no deberían ser árboles esbeltos y libres de ramas, sino que son preferibles árboles gruesos, ramudos, con un menor valor comercial, pero mayor valor biológico. Para píceidos pueden ser perfectamente árboles altos y con tronco sin ramas hasta una buena altura (10-12 m), para así reducir el riesgo de depredación de nidos.
2. Debe quedar en el monte madera muerta en todas las dimensiones y estados (en pie, en rama y en suelo). La más útil para vertebrados es a partir de 15 cm de DBH y por lo menos 2-3 m de largo. Las estacas es preferible que sean de 30-40 cm de DBH y por lo menos 3 m de altura.
3. Deben buscarse esquemas de manejo que eviten eliminar simultáneamente grandes superficies, y elegir técnicas de corta y saca respetuosas con el suelo. Por ejemplo mediante regeneración por bosquetes: se abren claros de diámetro adecuado (según altura del arbolado y pendiente) en un buen año de producción de hayuco. Dentro de esta norma, hacer los bosquetes lo más pequeños posible para minimizar el impacto visual (se trata de simular una pequeña perturbación natural), a menos que lo que se persiga sea ganar claros dentro de una matriz arbolada extensa (en tal caso se pueden abrir grandes claros para favorecer plantas pioneras, algunas de las cuales pueden ser productoras de fruto).
4. Durante las diferentes labores forestales, de limpia, clareos y claras debe reducirse el impacto sobre las especies forestales diferentes del haya de cara a favorecer la diversidad arbórea de estos bosques.
5. Debe hacerse una labor activa de aumento de las poblaciones de especies con problemas de conservación como es el caso del tejo.
6. Debe evitarse la presión excesiva de la ganadería doméstica sobre los hayedos, no sólo en los tramos en regeneración, sino en todo momento, por su previsible impacto sobre la vegetación nemoral.
7. Deben protegerse los pequeños cuerpos de agua, aunque sean de carácter temporal que se forman en los hayedos. En caso de que el lugar tenga un uso como abrevadero, deben delimitarse zonas sin acceso al ganado para los anfibios. Deben evitarse los márgenes o taludes con fuerte pendiente que impidan la salida de los anfibios. Desde un punto de vista activo, deben fomentarse dichos humedales (temporales o permanentes) en zonas donde han desaparecido o donde su ausencia o rareza pueda ser un cuello de botella para las poblaciones de anfibios.
8. Deben crearse zonas dejadas a su libre evolución, que sirvan para comprender la dinámica de estas formaciones y para conservar, de cara al futuro, una superficie mayor de bosques próximos al estado natural.
9. Debe prestarse una especial atención en la formación de los agentes que participan en el uso, manejo y gestión de los hayedos para que comprendan el sentido de las prácticas de gestión orientadas a la conservación. Es muy importante estimular el intercambio de experiencias entre gestores y con expertos en conservación.

10. Debe evitarse la realización de las labores de gestión forestal en los períodos de nidificación y cría de las especies más sensibles (marzo-junio).
11. Se debe estimular la investigación ecológica y forestal con diseños experimentales y de-

mostrativos de cómo debe manejarse el bosque con criterios de conservación.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye una aportación adicional realizada por la Sociedad Española para el Estudio y la Conservación de los Mamíferos (SECEM).



5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

5.1. BIENES Y SERVICIOS

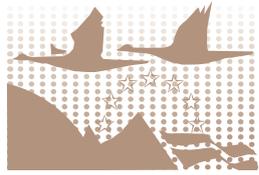
- Fijación de carbono.
- Producción de madera.
- Mantenimiento de biodiversidad.
- Regulación del ciclo hídrico.
- Recreativo.
- Educativo.
- Científico.

5.2. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

Las líneas prioritarias de investigación deben buscar comprender la biodiversidad presente en los hayedos, descubrir los mecanismos que determinan el funcionamiento de estas masas y de los grupos biológicos más importantes y desarrollar técnicas de manejo que reproduzcan los procesos naturales. Por otra parte, tal y como se ha discutido en el apartado 3.3 debe tenerse en cuenta que la propia gestión es una parte integrante de la investigación y que deben medirse adecuadamente

las gestiones realizadas y sus consecuencias, para poder realizar una continua reevaluación de las pautas de gestión.

- Necesidades de hábitat de pícidos y grupos saxofílicos.
- Investigación de grupos poco conocidos (por ejemplo: invertebrados, quirópteros).
- Cartografía y catalogación de la diversidad de hongos, briófitos, líquenes e invertebrados ligados a madera muerta.
- Métodos de reintroducción de especies raras.
- Reconstrucción de la dinámica histórica de los hayedos mediante técnicas de dendroecología y análisis espacial.
- Seguimiento de parcelas permanentes.
- Efecto de la ganadería sobre la composición y estructura del bosque.
- Búsqueda de técnicas forestales que emulen a los procesos naturales.
- Investigar los métodos de regeneración más adecuados para distintas calidades de hayedo, teniendo en cuenta la conservación de la biodiversidad y el paisaje.



6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- ALBRECHT, L., 1991. Die Bedeutung totes Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 106-113.
- ALLOMBERT S., GASTON A. J & MARTIN, J. L., 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126: 1-13.
- AMORES, G., BERMEJO, R., ELUSTONDO, D., LASHERAS, E. & SANTAMARIA, J. M., 2006. Nutritional status of Northern Spain beech forests. *Water Air and Soil Pollution* 177: 227-238.
- AUDE, E. & POULSSEN, R. S., 2000. Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forest. *Applied Vegetation Science* 3: 81-88.
- AULÉN, G., 1988. *Ecology and distribution history of the White-Backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*. Report n.º 14. Uppsala: Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- BARTOLOMÉ, C., ÁLVAREZ JIMÉNEZ, J., VAQUERO, J., COSTA, M., CASERMEIRO, M. Á., GIRALDO, J. & ZAMORA, J., 2005. *Los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Guía Básica*. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.
- BÁSCONES, J. C., 1978. *Relaciones suelo-vegetación en la Navarra húmeda del NW. Estudio florístico-ecológico*. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra.
- BENITO, J.L., 2006. *Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés)*. Serie Investigación n.º 50. Zaragoza: Gobierno de Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- BENSETTITI, F. (coord.), 2001. *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces, d'intérêt communautaire*. Tome 1. Habitats forestiers. Paris: La Documentation française.
- 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.
- BLAS, M., 2003. *Limoniscus violaceus*. En: Verdú, J. R. & Galante, E. (eds.). *Libro Rojo de los invertebrados de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 124-125.
- BUCKLEY, D. & ALCOBENDAS, M., 2004. Salamandra común. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. *Atlas y Libro Rojo de los reptiles y anfibios de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española. pp 55-57.
- CAMPIÓN, D. & SENOSIAÍN, A., 2003. Pico dorsiblanco. En: Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. *Libro Rojo de las aves de España*. (eds.). Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 307-309.
- CAMPRODON, J. & PLANA, E., 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Publicacions i Edicions Universitat de Barcelona.
- CAMPRODON, J. & SALVANYÀ, J., 2005. Cavitats arbòries en fagedes del Montseny: disponibilitat, caracterització i importància per als ocells i altres vertebrats en relació amb l'estructura de l'hàbitat i la gestió forestal. En: *VI Trobada d'Estudiosos del Montseny*. Diputació de Barcelona. pp 127-134.
- CAMPRODON, J., 2003. *Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- CAPIZZI, D., BATTISTINI, M. & AMORI, G., 2003. Effects of habitat fragmentation and forest management on the distribution of the edible dormouse *Glis glis*. *Acta Theriologica* 48: 359-371.
- CASTIÉN, E & GOZÁLBEZ, J., 2001. Pequeños mamíferos forestales: influencia de las actividades forestales sobre las comunidades de insectívoros y roedores. En: *Conservación de la biodiversidad y*

- gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada.* Camprodon y Plana Editores. Ediciones de la Universidad de Barcelona.
- CASTIÉN, E., 2002. Lirón gris. En: *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Palomo, L. J. & Gisbert, J. (eds.). Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM-SECEMU. pp 428-431.
- CATALÁN, P., 1987. *Geobotánica de las cuencas Bidasoa-Urumea (NO de Navarra-NE de Guipúzcoa). Estudio ecológico de los suelos y de la vegetación de la cuenca de Artikutza (Navarra)*. Tesis Doctoral. Leioa: Universidad del País Vasco.
- CHRISTENSEN, M. & HAHN, K., 2003. *A study on dead wood in European forest reserves. Nature-based Management of Beech in Europe*. NAT-MAN Working Report n.º 9. 29 p.
- DÍAZ, T. E. & FERNÁNDEZ, J. A., 1994. El paisaje vegetal de Asturias: guía de la excursión. *Itinera Geobotanica* 8: 5-242.
- EMBORG, J., CHRISTENSEN, M. & HEILMANN-CLAUSEN, J., 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126: 173-189.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA), 2006. *European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy*. EEA Technical report n.º 9/2006.
- FERNÁNDEZ PRIETO, J. A. & VÁZQUEZ, V. M., 1987. Datos sobre los bosques asturianos orocantábricos occidentales. *Lazaroa* 7: 363-382.
- FERNANDEZ, C. & AZKONA, P., 1996. Influence of forest structure on the density and distribution of the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and black woodpecker *Dryocopus martius* in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Bird Study* 43: 305-313.
- FERNÁNDEZ, C., 1997. *Plan de conservación del pito negro (Dryocopus martius) en Navarra*. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra.
- FOLCH, R., 1986. *La vegetació del Paísos Catalans. Institució Catalana d'Historia Natural*. Memòria n.º 10. Barcelona: Ketres Editora.
- FONT, X., 2007. *Mòdul Flora i Vegetació. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya*. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>
- FULLER, R. J. & GILL, R. M. A., 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193-199.
- GALANTE, E. & VERDÚ, J. R., 2000. *Los Artrópodos de la "Directiva Hábitat" en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Colección técnica. Madrid. 172 p.
- GANDULLO, J. M., BLANCO, A., SANCHEZ, O., RUBIO, A., ELENA, R. & GÓMEZ, V., 2004. *Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles*. Monografías INIA, Serie Forestal n.º 4.
- GARMENDIA, A., CARCAMO, S. & SCHWENDTNER, O., 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15: 1399-1415.
- GENCAT, 2007. *Cartografia a E 1:50.000 dels hàbitats (CHC50) i dels hàbitats d'interès comunitari (CHIC50)*. Web del Departament de Medi Ambient i Habitatge. Barcelona. <http://mediambient.gencat.net>
- GESSLER, A., KEITEL C., KREUZWIESER, J., MATYSSEK, R., SEILER, W. & RENNENBERG, H., 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees-Structure and Function* 21: 1-11.
- GILL, R. M. A. & BEARDALL, V., 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209-218.
- GILL, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65: 363-388.
- GOBIERNO DE NAVARRA, 1990. Ley Foral 13/1990, de 31 de diciembre, de protección y desarrollo del Patrimonio Forestal de Navarra. *Boletín Oficial de Navarra*.
- GODEFROID, S., RUCQUOIJ, S. & KOEDAM, N., 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39-53.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2003. *Trabajos de gestión en las áreas de elevado interés faunístico del Parque Natural de Aiako Harria*. Diputación Foral de Gipuzkoa. Informe inédito. 128 p.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2004a. *Caracterización de la estructura del hayedo en el*

- Parque Natural de Aralar*. Diputación Foral de Gipuzkoa. Informe inédito. 40 p.
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J. & VILLATE, I., 2004b. *Caracterización de la estructura del hayedo en el Parque Natural de Gorbeia*. Diputación Foral de Álava. Informe inédito. 46 p.
- HERRANZ, J., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J., DE LAS HERAS, J. & FERRANDIS, P., 1996. Stages of plant succession in *Fagus sylvatica* L and *Pinus sylvestris* L Forests of Tejera Negra Natural Park (Central Spain), three years after fire. *Israel Journal of Plant Sciences* 44: 347-358.
- HERRERA, J., LASKURAIN, N. A., ESCUDERO, A., LOIDI, J. & OLANO, J. M., 2001. Sucesión secundaria en un abedular-hayedo en el Parque Natural de Urkiola (Bizkaia) mediante dendrocronología. *Lazaroa* 22: 59-66.
- HERRERA, M., 1995. Estudio de la vegetación y flora vascular de la Cuenca del río Asón (Cantabria). *Guineana* 1: 1-435.
- IZCO, J., 1984. *Madrid verde*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Comunidad de Madrid.
- IZCO, J., AMIGO, J. & GUTIÁN, J., 1986. Identificación y descripción de los bosques montanos del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica. *Trabajos Compostelanos de Biología* 13: 183-202.
- JAHN, G., 1991. Temperate deciduous forests of Europe. En: Röhrig & Ulrich (eds.). *Temperate deciduous forests, Ecosystems of the world* 7: 377-502. Amsterdam: Elsevier.
- JUMP, A. S., HUNT, J. M. & PEÑUELAS, J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174.
- KIRBY, K.J., 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219-229.
- LOIDI, J., 1983. *Estudio de la flora y la vegetación de las cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- LOIDI, J. & BÁSCONES, J. C., 2006. *Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra*. Gobierno de Navarra.
- LOIDI, J., BIURRUN, I. & HERRERA, M., 1997. La vegetación del centro-septentrional de España. *Itinera Geobotanica* 9: 161-618.
- LÓPEZ J. M., 2002. Marta. En: Palomo, L. J. & Gisbert, J. (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SECEM-SECEMU. pp 266-269.
- MALDONADO, C., MARTÍNEZ DE ARANO, I., RODRÍGUEZ, D., MANSO, J. M. & AMUNATEGUI, M., 2003. *Evaluación de la disponibilidad de hábitat para especies amenazadas de flora y fauna en los principales sistemas forestales del Parque Natural de Gorbea*. Memoria Inédita. Gobierno Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente.
- MARTÍNEZ DE MURGIA, L., CASTRO, A., SIERRA MP. & MOLINO-OLMENDO, P., 2003. *Estudio de diversidad de artrópodos saproxílicos forestales de Aralar, con especial atención a las especies incluidas en convenios internacionales*. Memoria Inédita. Gobierno Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente.
- MARTÍNEZ DE MURGUÍA, L., LAPAZA, J., SALABERRÍA, E., MÉNDEZ, M. & MOLINO-OLMEDO, F., 2004. Coleópteros saproxílicos (Insecta: Coleoptera) de un hayedo acidófilo en regeneración del norte peninsular. *Munibe. Ciencias Naturales* 2004 (55): 167-181.
- MARTÍNEZ, I., ARAGÓN, G., SARRIÓN, F. J., ESCUDERO, A., BURGAZ, A. R. & COPPINS, B., 2003. Threatened lichens in central Spain. *Cryptogamie, Mycologie* 24: 73-97.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 1997. *Inventario Nacional de Hábitats. Cartografía inédita a escala 1:50.000*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- MULLER, J., STRATZ C. & HOTHORN, T., 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124: 233-242.
- NATALIE, L. & CLEAVITT, N. L., 2005. Patterns, Hypotheses and Processes in the Biology of Rare Bryophytes. *The Bryologist* 108: 554-566.
- NAVARRO, G., 1986. *Vegetación y flora de las sierras de Urbión, Neila y Cabrejas*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- NAVARRO, G., 1989. Contribución al conocimiento de la vegetación del Moncayo. *Opusc. Bot. Pharm. Complutensis* 5: 5-64.
- NILSSON S. G., NIKLASSON, M., HEDIN, J., ARONSSON, G., GUTOWSKI, J. M., LINDER, P., LJUNGBERG, H., MIKUSINSKI, G. & RANIUS, T., 2002. Densities of large living and dead trees in old-

- growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189–204.
- NIMIS, P. L., 1993. *The lichens of Italy*. Torino: Museo Regionale di Scienze Naturali. 897 p.
- NIMIS, P. L., 2003. *Checklist of the lichens of Italy 3.0*. University of Trieste. Disponible en: <http://dbiodbs.univ.trieste.it>
- ÓDOR P., VAN DORT, K., AUDE, E., HEILMANN-CLAUSEN, J. & CHRISTENSEN, M., 2005. diversity and composition of dead wood inhabiting bryophyte communities in european beech forests. *Boletín Sociedad Española de Briología* 26-27: 85-102.
- OLANO, J. M., GARDE, M. T. & SCHWENDTNER, O., 2005. Estructura y dinámica de un bosque viejo del Pirineo Occidental. En: *Comunicación en panel. IV Congreso Forestal Nacional*. Zaragoza.
- OLANO, J.M., 1995. *Estudio fitoecológico de los bosques de las Sierras de Urbasa, Andía y Entzia (Álava y Navarra)*. Tesis Doctoral. Leioa: Universidad del País Vasco.
- OLANO, J. M., GARCÍA-PLAZAOLA, J. I., LOIDI, J., SALCEDO, I., RENOBALLES, G., INFANTE, M. & HERAS, P., 1996. *Proyecto de evaluación y propuestas de gestión para la conservación de los bosques de Urbasa y Andía*. Informe Técnico. Gobierno de Navarra.
- ONAINDIA, M., 1986. *Ecología Vegetal de las Encarnaciones y macizo del Gorbea (Vizcaya)*. Bilbao: Universidad del País Vasco.
- PEÑUELAS, J. & BOADÁ, M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131-140.
- PERALTA, J., 1996. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de la Comarca Agraria V. Memoria y Mapa*. Informe técnico. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Servicio de estructuras agrarias.
- PERALTA, J., 2006. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de la Comarca Agraria IIE. Memoria y Mapa*. Informe técnico. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Servicio de Recursos agrarios.
- PERALTA, J., BÁSCONES, J. C. & IÑIGUEZ, J., 1990. *Bosques de la Sierra de Leyre (Navarra-Zaragoza, NE de España)*. Jaca: Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología n.º 5. pp 559-564.
- PERALTA, J. & OLANO, J. M., 2000. *Serie de vegetación y sectorización fitoclimática de las Comarcas Agraria III y IV. Memoria y Mapa*. Informes técnicos. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Servicio de estructuras agrarias.
- PERRINS, C. M. & OVERALL, R., 2001. Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry* 74: 299-309.
- PETERS, R., 1997. *Beech forests*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- PROULX, G., AUBRY, K., BIRKS, J., BUSKIRK, S., FORTIN, C., FROST, H., KROHN, W., MAYO, L., MONAKHOV, V., PAYER, D., SAEKI, M., SANTOS-REIS, M., WEIR, R. & ZIELINSKI, W., 2004. World distribution and status of the genus *Martes* in 2000. En: Harrison, D. J., Fuller, A. K. & Proulx, G. (eds.). *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments. An international perspective*. New York: Springer Science+Business Media. pp 21-76.
- PURVIS, O. W., COPPINS, B. J., HAWKSWORTH, D. L., JAMES, P. W. & MOORE, D. M., 1992. *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. London: Natural History Museum Publications. 710 p.
- RANDLANE, T., 1998. Red list of Estonian macrolichens. *Folia Cryptogamica Estonica* 32: 75-79.
- READ H., 2000. *Veteran Trees Management Handbook*. English Nature Conservancy. www.english-nature.org.uk/pubs/Handbooks/upland.asp?id=6
- REMÓN, J. L. & SCHWENDTNER, O., 2001. Estructura y diversidad de un hayedo atlántico sometido a distintos tipos de explotación. *Actas del III Congreso Forestal Español*. Granada. [en CD]
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1962. Contribución al estudio fitosociológico de los hayedos españoles. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 20: 97-128.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. *Mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. Madrid: Ministerio de Agricultura. 268 p + 18 mapas.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., BÁSCONES, J. C., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J., 1991. Sintaxonomía de los hayedos del suroccidente de Europa. *Itinera Geobotanica* 5: 457-480.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T. E., FERNÁNDEZ PRIETO, J. A., LOIDI, J. & PENAS, Á., 1984. *La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa*. Ediciones Leonesas.
- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A., 2006. Acerca de la identidad fitosociológica de los hayedos silicícolas sublitorales del centro de la cornisa cantábrica. *Lazaroa* 27: 59-78.

- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A., AMIGO, J. VÁZQUEZ, V. M. & ROMERO FRANCO, R., 2000. Aportaciones sobre la interpretación, ecología y distribución de los bosques supratemplados naviancarense. *Lazaroa* 21: 51-71.
- RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A., REAL, C., AMIGO, J. & ROMERO, R., 2003. The Galician-Asturian beechwoods (*Saxifrago spathularidis-Fagetum sylvaticae*): description, ecology and differentiation from other Cantabrian woodland types. *Acta Botanica Gallica* 150: 285-305.
- 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.
- ROONEY, T.P., 1997. Escaping herbivory: refuge effects on the morphology and shoot demography of the clonal forest herb, *Maianthemum canadense*. *Journal of the Torrey Botanical Society* 124: 280-285.
- ROONEY, T.P., 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- ROSE, F., 1992. *Temperate forest management: its effect on bryophyte and lichen floras and habitats*. En: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Bates, J. W. & Farmer, A.M. (eds.). pp 223-245.
- ROZAS, V., 2001. Detecting the impact of climate and disturbances on tree-rings of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in a lowland forest in Cantabria, Northern Spain. *Annals of Forest Science* 58: 237-251.
- RUSSELL, J. S. & MOORE, A. W., 1968. Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data, Proc. 9th. Int. Cong. *Soil Sci.* 4: 205-213.
- SCHIEGG, K., 2000. Are there sarproxylic 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 Bulletins* 49:11-41.
- SILVA-PANDO, F. J., DÍAZ, I. J. MAROTO, A. PRUNELL, M. & ALONSO, M., 1992. Caracterización ecológica y estructural de los hayedos en Galicia (NO de la Península Ibérica). *Inv. Agr. Sis. Rec. For.: F.S.* 1(II): 155-166.
- SIMAL, R. & HERRERO, A., 2003. Picamaderos negro. 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 354-355.
- SÖDERSTRÖM, L. & JONSSON, B.G., 1992. Fragmentation of old-growth forests and bryophytes on temporary substrates. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 185-198.
- SPEIGHT, M. C. D., 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment Series n.º 42. Strasbourg.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T., 2001. *Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias*. En: Zamora, R. & Pugnaire, F. I. (eds.). *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional*. Granada: Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Asociación Española de Ecología Terrestre. pp 293-317.
- THORNTHWAITE, 1948. An Approach toward a rational classification of climate. *Geological Review* 38: 55-94.
- THOR, G. & ARVIDSSON, L., 1999. Rödlistade lavar I Sverige-Artfakta [Swedish Red Data Book of Lichens]. Uppsala: Artdatabanken, SLU.
- VALLADARES, L. F., CUESTA, D., PÉREZ, N. & GARRIDO, E., sin fecha. *Insectos presentes en el área del puerto de San Glorio incluidos en la directiva hábitat y otras normativas de conservación*. Informe Técnico, Universidad de León www.pdsg.es/descargas/informes/EntomofaunaSanGlorio.pdf
- VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A., 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*, vol. I. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Dep. de Medi Ambient i Habitatge.
- VILLAR, L. (ed.), ASEGINOLAZA, C., GÓMEZ, D., MONTSERRAT, G., ROMO, A. & URIBE-ECHEBARRIA, P., 1999. *Los hayedos prepirenaicos aragoneses y su conservación*. Zaragoza: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón n.º 13.
- VILLATE, I. & GONZÁLEZ-ESTEBAN, J., 2002. Incidencia en la comunidad de vertebrados de los elementos de diversidad forestal relacionados con la gestión del bosque. Gobierno de Navarra. Informe inédito. 85 p.

ANEXO 1

INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA SOBRE ESPECIES

ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la siguiente tabla A 1.1 se citan taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves

(79/409/CEE) que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (CIBIO; AHE; SEO/BirdLife; SECEM), se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 9120.

Tabla A1.1

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 9120.

* **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
INVERTEBRADOS				
<i>Cucujus cinnaberinus</i> ¹ (Scopoli, 1774)	II, IV	Especialista	—	
<i>Geomalacus maculosus</i> ² (Allman, 1843)	II, IV	Preferencial	—	

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

Referencias bibliográficas:

Galante & Verdú, 2000.

Ramos *et al.*, 2001.

ANFIBIOS Y REPTILES				
<i>Rana temporaria</i>	V	Preferencial	—	
<i>Rana dalmatina</i>	IV	Preferencial	—	
<i>Lacerta bilineata</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Podarcis muralis</i>	IV	No preferencial	—	
<i>Coluber viridiflavus</i>	IV	Preferencial	—	Nombre correcto: <i>Hierophis viridiflavus</i>

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

AVES				
<i>Pernis apivorus</i> ¹	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	
<i>Tetrao urogallus</i> ²	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial	Indeterminado	
<i>Dryocopus martius</i> ³	Anexo I Directiva de Aves	Indeterminado	Indeterminado	
<i>Dendrocopos leucotos</i> ⁴	Anexo I Directiva de Aves	Probablemente Especialista	Probablemente Especialista	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

Sigue ►

Referencias bibliográficas:

¹ Díaz *et al.*, 1996; Prieta 2003.

² Díaz *et al.*, 1996; Canut *et al.*, 2003; Obeso 2004; Robles *et al.*, 2006

³ Díaz *et al.*, 1996; Simal & Herrero, 2003; Gainzarain, 2006

⁴ Díaz *et al.*, 1996; Campión & Senosiain, 2003.

► Continuación Tabla A1.1

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad hábitat*	Afinidad subtipo	Comentarios
MAMÍFEROS				
<i>Genetta genetta</i>	V	No Preferencial ⁱ	—	
<i>Felis silvestris</i> ¹	IV	No preferencial ^{i y ii}	—	
<i>Canis lupus</i>	II, IV,V	No preferencial ⁱ	—	Anexo II y IV: Respecto a las poblaciones españolas de <i>Canis lupus</i> , solamente las del sur del Duero. Anexo V: Poblaciones españolas al norte del Duero
<i>Martes martes</i>	V	Preferencial ⁱ	—	
<i>Barbastella barbastellus</i> ²	II ,IV	Especialista ⁱ , Preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Myotis emarginatus</i>	II ,IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis mystacinus</i> ¹	IV	No preferencial ^{i y ii}	—	
<i>Myotis bechsteini</i> ¹	II ,IV	Preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Nyctalus lasiopterus</i> ³	IV	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Plecotus auritus</i> ¹	IV	No preferencial ^{i y ii}	—	
<i>Rhinolophus hipposideros</i> ¹	II ,IV	No preferencial ⁱⁱ	—	
<i>Eptesicus serotinus</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Hypsugo savii</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Myotis myotis</i>	II ,IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Nyctalus leisleri</i>	IV	Preferencial ⁱ	—	
<i>Nyctalus noctula</i>	IV	Especialista ⁱ	—	
<i>Myotis daubentonii</i>	IV	—	—	
<i>Pipistrellus nathusii</i>	IV	No preferencial ⁱ	—	
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	II, IV	Preferencial ⁱ	—	

Aportación realizada por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

ⁱ 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 Blanco, 1998.

² Benzal, Fajardo & García, 2001.

³ Juste, 2007.

ESPECIES CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICAS

En la siguiente tabla A 1.2 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CIBIO; AHE; SEO/BirdLife; SECEM), pueden considerarse como características y/o diagnósticas del tipo

de hábitat de interés comunitario 9120. 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 la información disponible y las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; CIBIO; AHE; SEO/BirdLife; SECEM), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 9120.

* **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
INVERTEBRADOS						
<i>Aegomorphus varius</i> (Fabricius, 1787)		Mitad septentrional		Preferencial	larvas se alimentan de <i>Fagus</i> , <i>Quercus</i> , <i>Castanea</i> , <i>Acer</i> , <i>Betula</i> , etc.	
<i>Agria tau</i> (Linnaeus, 1758)		Pirineos, Cornisa Cantábrica, La Rioja		Preferencial	oruga se alimenta principalmente de <i>Fagus</i>	
<i>Arion iratii</i> Garrido (Castillejo e Iglesias, 1995)		Pirineo navarro		Especialista	zonas boscosas	Incluido en el Libro Rojo de Invertebrados
<i>Calprobola speciosa</i> (Rossi, 1790)		Picos de Europa, León		Preferencial	larva xaproxílica	Incluido en el Libro Rojo de Invertebrados
<i>Carabus ghilianii</i> La Ferté-Sénectère		Sistema Central		No Preferencial	pinar, hayedos y zonas de piornarles	Incluido en el Libro Rojo de Invertebrados
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)		Norte peninsular		Preferencial	floricola	
<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)		Norte peninsular en zonas aisladas		No Preferencial	larvas en frondosas: <i>Corylus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Salix</i> , <i>Betula</i> , <i>Tilia</i> . Etc.	
<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)		Norte y centro peninsular		No Preferencial	adultos florícolas, larvas saxoílicas	
<i>Gnorimus variabilis</i> (Linnaeus, 1758)		Norte y Centro peninsular		Preferencial	adultos florícolas, larvas saxoílicas	Incluido en el Libro Rojo de Invertebrados
<i>Leiopus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)		Norte peninsular		Preferencial	larvas xilófagas en <i>Quercus</i> , <i>Tilia</i> , <i>Fagus</i> , etc.	
<i>Morinus asper</i> (Sulzer, 1756)		Norte peninsular		Preferencial	larvas asociadas a <i>Fagus sylvatica</i>	
<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)		Norte peninsular		Preferencial	especie floricola	

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

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
ANFIBIOS Y REPTILES						
<i>Salamandra salamandra</i>			Habitual	Moderada		
<i>Bufo bufo</i>			Habitual	Rara		
<i>Rana temporaria</i>			Habitual	Moderada		
<i>Rana dalmatina</i>			Habitual	Moderada		
<i>Lacerta bilineata</i>			Habitual	Rara		
<i>Lacerta (Zootoca) vivipara</i>			Habitual	Rara		
<i>Podarcis muralis</i>			Habitual	Rara		
<i>Anguis fragilis</i>			Habitual	Escasa		
<i>Hierophis viridiflavus</i>			Habitual	Escasa		
<i>Vipera seoanei</i>			Habitual	Rara		
<i>Vipera aspis</i>			Habitual	Rara		

Aportación realizada por la Asociación Herpetológica Española (AHE).

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
AVES						
<i>Tetrao urogallus</i> ¹	Subtipos 1 y 2		De 'Habitual' a 'Diagnóstica'	De 'Rara' a 'Escasa'	Reproductora primaveral e invernante	La población cantábrica (c.30-35% de los efectivos nacionales) pertenece a la subespecie endémica <i>T. u. cantabricus</i> , la cual selecciona el hábitat aquí referido de entre otros disponibles aproximadamente en un 63% en el ámbito cantábrico, y en un 20% en el ámbito pirenaico.
<i>Pernis apivorus</i> ²	Subtipos 1, 2 y 3		Habitual	Moderada	Reproductora primaveral	
<i>Scolopax rusticola</i> ³	Subtipos 1, 2 y 3		Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dryocopus martius</i> ⁴	Hayedos Subtipos 1 y 2		Habitual	De 'Escasa' a 'Moderada'	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Dendrocopos leucotos</i> ⁵	Subtipo 2		Diagnóstica	Rara	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Poecile palustris</i> ⁶	Hayedos Subtipos 1, 2 y 3		De 'Habitual' a 'Diagnóstica'	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	
<i>Sitta europea</i> ⁷	Subtipos 1, 2 y 3		Habitual	Moderada	Reproductora primaveral e invernante	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife).

Sigue ►

Subtipo 1: Hayedos acidófilos cantábricos; Subtipo 2: Hayedos acidófilos pirenaicos;

Subtipo 3: Hayedos acidófilos ibéricos Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria, Castilla y León, País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña.

Referencias bibliográficas:
¹ Díaz *et al.*, 1996; Canut *et al.*, 2003; Obeso, 2004; Robles *et al.*, 2006.

² Díaz *et al.*, 1996; Prieta, 2003.

³ Díaz *et al.*, 1996; Juan, 2002; Onrubia, 2003; Gainzarain, 2006.

⁴ Díaz *et al.*, 1996; Simal & Herrero, 2003; Gainzarain, 2006.

⁵ Díaz *et al.*, 1996; Campión & Senosiain, 2003.

⁶ Tellería *et al.*, 1999; Carrascal & Lobo, 2003; Purroy, 2003; Gainzarain, 2006.

⁷ Tellería *et al.*, 1999; Ramírez, 2002; Carrascal & Lobo, 2003; Gainzarain, 2003, 2006.

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
MAMÍFEROS						
<i>Sorex granarius</i> ¹		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	No estacional	
<i>Felix silvestris</i> ²		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	No estacional	
<i>Ursus arctos</i> ³		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	No estacional	
<i>Barbastella barbastellus</i> ⁴		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Rara	Estacional	
<i>Myotis alcaethoe</i> ⁵		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Rara	Estacional	
<i>Myotis bechsteinii</i> ²		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	Estacional	
<i>Myotis mystacinus</i> ²		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	Estacional	
<i>Nyctalus lasiopterus</i> ⁶		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Escasa	Estacional	
<i>Plecotus auritus</i> ²		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Muy abundante	Estacional	
<i>Rhinolophus hipposideros</i> ²		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	Estacional	
<i>Glis glis</i> ⁷		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	No Estacional	
<i>Sciurus vulgaris</i> ⁸		Sur de la Península Ibérica	Habitual	Moderada	No Estacional	
<i>Lepus castroviejoii</i> ⁹		Sur de la Península Ibérica	Diagnóstica	Moderada	No estacional	

Aportación realizada por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Comentarios: Las especies de quirópteros realizan un periodo de hibernación en el periodo invernal que puede afectar a su abundancia.

Sigue ►

Referencias bibliográficas:

¹ López-Fuster, 2007.

² Blanco, 1998.

³ Naves & Fernández-Gil, 2007.

⁴ Benzal, Fajardo & García, 2001.

⁵ Agirre-Mendi & Ibáñez, 2007.

⁶ Juste, 2007.

⁷ Castién, 2007.

⁸ Purroy, 2007.

⁹ Ballesteros, 2007a.

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Fagus sylvatica</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Blechnum spicant</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Ilex aquifolium</i>	1		Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Taxus baccata</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Luzula sylvatica</i> subsp. <i>henriquesii</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Betula celtiberica</i>	1		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Omphalodes nitida</i>	1		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Saxifraga spathularis</i>	1		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Saxifraga x polita</i>	1		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Quercus robur</i>	1		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Daphne laureola</i>	1		Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Galium odoratum</i>	1		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Melica uniflora</i>	1		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Mercurialis perennis</i>	1		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Castanea sativa</i>	1		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Ruscus aculeatus</i>	1		Habitual	Moderada	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Sigue ►

Subtipo 1: Hayedos acidófilos cantábricos.

Referencias bibliográficas:

 Rivas-Martínez *et al.*, 1984, 1991; Izco *et al.*, 1986; Fernández Prieto & Vázquez, 1987; Herrera, 1995; Loidi *et al.*, 1997; Rodríguez Guitián *et al.*, 2000, 2003; Rodríguez Guitián, 2006.

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Fagus sylvatica</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Abies alba</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Escasa	Perenne	
<i>Betula pendula</i>	2		Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Vaccinum myrtillus</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Blechnum spicant</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Lysimachia nemorum</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Erica vagans</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Saxifraga hirsuta</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Muy abundante	Perenne	
<i>Luzula nutans</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Luzula nivea</i>	2		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 2: Hayedos acidófilos pirenaicos.

Referencias bibliográficas: Folch, 1986; Rivas-Martínez *et al.*, 1991; Loidi *et al.*, 1997; Vigo *et al.*, 2005; Benito, 2006

<i>Fagus sylvatica</i>	3		Habitual, Diagnóstica	Dominante	Perenne	
<i>Galium rotundifolium</i>	3		Habitual, Diagnóstica	Moderada	Perenne	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Vaccinum myrtillus</i>	3		Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Blechnum spicant</i>	3		Habitual	Muy abundante	Perenne	

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Subtipo 3: Hayedos acidófilos ibéricos.

Referencias bibliográficas: Rivas-Martínez, 1962; Izco, 1984; Peralta *et al.*, 1990

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

En la siguiente tabla A 1.3 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de la SECEM y la SEBCP pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat de interés comunitario 9120. Se consideran especies típicas a aquellos taxo-

nes 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.

Tabla A1.3

Identificación y evaluación de los taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; SECEM), pueden considerarse como típicos del tipo de hábitat de interés comunitario 9120.

Taxón	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		
MAMÍFEROS								
<i>Lepus granatensis</i> ¹	Tipo de Hábitat 9120(3)	Endemismo ibérico cuya área de distribución se encuentra restringida a la Cordillera Cantábrica	Ocupa un hábitat muy característico que alterna pastizal con piornos, brezos, aulagas y tojos con zonas arboladas de hayas, robles, etc.	No se conoce el tamaño poblacional aunque la población se configura con metapoblaciones en las que existe flujo que reduce la posibilidad de fluctuaciones poblacionales importantes. Se han observado tendencias regresivas en subpoblaciones periféricas	Vulnerable	Vulnerable		
<i>Glis glis</i> ²	Tipo de Hábitat 9120(3)	Presente en cadenas montañosas de la región Atlántica: Pirineos, Sistema Ibérico, Sierra de la Demanda y Sistema Cantábrico hasta Galicia y la frontera con Portugal	Vive en bosques caducifolios, básicamente de roble (<i>Quercus robur</i>) y de haya (<i>Fagus sylvatica</i>)	Se desconoce el tamaño poblacional, pero se sabe que las poblaciones de esta especie fluctúan en gran medida de un año a otro				

Aportación realizada por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Referencias bibliográficas:

¹ Ballesteros, 2007a; Ballesteros, 2007b.

² Castián, 2007.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.3

Taxón	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación					CNEA***	Comentarios
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN			
					España	Mundial		
PLANTAS								
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Tipo de Hábitat 9120(3,4)	Mitad septentrional peninsular	Desconocida	Desconocida				
<i>Taxus baccata</i> L.	Tipo de Hábitat 9120(3,4)	De manera dispersa por casi toda la Península	Desconocida	Desconocida				
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Tipo de Hábitat 9120(3,4)	Mitad septentrional, y especialmente en el tercio norte de la Península	Desconocida	Desconocida				

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas: López González, 2001.

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

* **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

Comentario de la Asociación Herpetológica Española (AHE): Si se considera la definición de especie típica desde el enfoque simplista como una especie que está restringida en gran medida al tipo de hábitat de que se trate, evidentemente *Salamandra salamandra* queda fuera ya que su distribución nacional y en una gran variedad de tipos de hábitat como pinares, robledales, pinsapares, prados de altura sin cobertura arbórea, tojales, cervunales, cambronales, etc., la excluye directamente.

Según la propuesta de definición de especie típica como especies inseparables de tipos de hábitat en que están presentes distintas de aquellas que sirven para definir el tipo de hábitat, también la excluye ya que es una especie que podría incluirse como especie característica y que sirve para definir el hábitat de mejor forma que como una especie típica.

Si consideramos especie típica, según el enfoque más ponderado, las que en gran medida están restringidas al tipo de hábitat tratado y funcionan como indicadores del estado de este último, no podemos incluir a *Salamandra salamandra* dentro de este último. *Salamandra salamandra* está dentro del grupo de anfibios que esperas encontrar sin lugar a duda en un hayedo,

pero no requiere condiciones que sean especiales para el mantenimiento del hábitat ni tienen una función significativa en el mantenimiento de la estructura y función del hábitat.

No es una especie que cumpla las opciones de referencia: 1, 2, 5 y 6; cumpliendo las condiciones 3 y 4, pero estas dos últimas opciones (ser característica del tipo de hábitat y que esté presente de manera regular pero no esté restringida a ese tipo de hábitat) lo cumplen todas las especies del punto 2.5 (Exigencias ecológicas. Especies características y diagnósticas).

RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Aportación de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM): La mayoría de las especies de quirópteros asignadas a este ecosistema son especies forestales que utilizan como refugio árboles añosos, capaces de proporcionar oquedades donde se instalan las colonias. La conservación de estos pies es muy importante para la conservación de estas especies.

BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- AGIRRE-MENDI, P. T. & IBÁÑEZ, C., 2007. *Myotis alcaethoe* (Hervsen y Heller, 2001). Ficha Libro Rojo. pp 182-185. 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.
- ASEGINOLAZA, C., GÓMEZ, D., LIZAU, X., MONTSERRAT, G., MORANTE, G., SALABERRÍA, M.R. & URIBE-ECHEBARRÍA, P. M., 1985. *Araña, Bizkaia eta Gipuzkoako landare katalogoa. Catálogo florístico de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. Departamento de Política Territorial y Transportes.
- BALLESTEROS, F., 2007a. *Lepus castroviejo* (Palacios, 1977). Ficha Libro Rojo. pp 479-481. 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.
- BALLESTEROS, F., 2007b. *Lepus castroviejo* (Palacios, 1977). Ficha Libro Rojo. pp 482- 483. 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.
- BENZAL, J., FAJARDO, S. & GARCÍA, L., 2001. El patrón de distribución del murciélago de bosque (*Barbastella barbastellus*) en España y la posible influencia de su especificidad alimentaria. *Ecología* 15: 361-372.
- BLANCO, J. C., 1998. *Mamíferos de España*. Geopláneta.
- CANUT, J., GARCÍA, D., OBESO, J. R. & PARELLADA, X., 2003. Urogallo común, *Tetrao urogallus*. En: Martí, R. & Del Moral, J. C. (eds.). Madrid: *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 210-211.
- 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.
- DE GABRIEL, M. & PURROY, J., 2003. Agateador norteño, *Certhia familiaris*. 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 522-523.
- DÍAZ, M., B. ASENSIO & TELLERÍA, J. L., 1996. *Aves ibéricas. I. No passeriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.
- GAINZARAIN, J. A., 2003. Trepador azul, *Sitta europaea*. 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 518-519.
- GAINZARAIN, J. A., 2006. *Atlas de las aves invernantes en Álava (2002-2005)*. Vitoria: Diputación Foral de Álava.
- JUSTE, J., 2007. *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780). Ficha Libro Rojo. pp 233-235. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. & Blanco, J. C. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos de España*. Dirección general para la Biodiversidad, SECEM-SECEMU.
- LLORENTE, G., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, MA., 1995. *Atlas dels Amfibis i Reptils de Catalunya i Andorra*. Ediciones El Brau. 192 p.
- LÓPEZ GONZÁLEZ, G., 2001. *Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares (Especies silvestres y cultivadas)*. Tomo I-II. Madrid: Mundiprensa.
- 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.
- MORENO SAIZ, J. C. & SAINZ OLLERO, H., 1992. *Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica e Islas Baleares*. MAPA. ICONA. Colección Técnica
- NAVES, J. & FERNÁNDEZ-GIL, A., 2007. *Ursus arctos* (Linnaeus, 1758). Ficha Libro Rojo. pp 321-323. 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.
- OBESO, J. R., 2004. Urogallo cantábrico, *Tetrao urogallus cantabricus*. En: Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. (eds.). Madrid: *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, SEO/BirdLife. pp 176-178.
- ONRUBIA, A., 2003. Chocha perdiz, *Scolopax rusticola*. 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 258-259.

- PLEGUEZUELOS, JM, MARQUEZ, R. & LIZANA, M., 2002. *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-AHE.
- PRIETA, J., 2003. Abejero europeo, *Pernis apivorus*. 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 156-157.
- PURROY, F. J., 2003. Carbonero palustre, *Parus palustris*. 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 508-509.
- 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.
- ROBLES, L., BALLESTEROS, F. & CANUT, J., 2006. *El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual (2005)*. Monografías Seguimiento de Aves n.º 10. Madrid: SEO/BirdLife.
- SANTOS, X., CARRETERO, MA., LLORENTE, G. & MONTORI, A. (Asociación Herpetológica Española), 1998. *Inventario de las Áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica. 237 p.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M., 1999. *Aves ibéricas. II. Paseriformes*. Madrid: J. M. Reyero Editor.

ANEXO 2

INFORMACIÓN EDAFOLÓGICA COMPLEMENTARIA

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Consideraciones previas

Los hayedos se consideran como los bosques más característicos de las montañas en la zona septentrional de la Península Ibérica; dada su estructura y funcionamiento, constituyen uno de los tipos más genuinos de bosques caducifolios en Europa (ver foto A2.1; foto A2.2) (Costa *et al.*, 1998). El estrato arbóreo es muy denso, casi monoespecífico, lo que provoca una gran sombra, con lo que la existencia de un sotobosque está muy condicionada; por otro lado, en la composición florística global del sotobosque de estas comunidades dominan las especies de carácter acidófilo o indiferentes a la naturaleza del sustrato (Rodríguez Guitián, 2005). El haya (*Fagus sylvatica*) se acomoda a todo tipo de sustratos presentando una gran capacidad adaptativa, a lo que se suma la amplitud de las condiciones climáticas en las que puede desarrollarse, lo que contribuye a una gran distribución geográfica (EEA, 2007). Esta especie representa un ejemplo de especie que crea sus propias condiciones ecológicas para ejercer una gran competencia con el resto de las especies; en ciertas condiciones, no obstante, es posible que el haya aparezca como integrante de bosques mixtos, sobre todo en el ambiente de cañones o fondos de valle húmedos. El óptimo para su crecimiento se encuentra en la zona submontana, aunque en zonas tales como áreas colinas y en numerosas localizaciones de zonas más bajas es posible encontrar bosques de esta especie, si bien el haya puede desempeñar un papel secundario (Ellenberg, 1998).

Los hayedos son bosques que se han extendido hace poco tiempo, en términos geológicos, en Europa y la Península Ibérica; puede tratarse de la formación boscosa más recientemente instalada (unos pocos miles de años) (Jahn, 1991; Costa *et al.*, 1998). El haya es un árbol que puede alcanzar una gran altitud (30-35 m), especialmente en fondos de valle o escarpes calizos donde las condiciones son óptimas

para el desarrollo de suelos de gran profundidad y acumulación notable de nutrientes; el porte es variado (subarborescente, con tronco mal definido, esbelto con copa estrecha, en masas densas, etc.), de tronco generalmente derecho si bien puede acodarse al enraizarse en ladera; sistema radical muy desarrollado pero que generalmente profundiza poco (Costa *et al.*, 1998). Una característica común a casi todos los hayedos europeos es el predominio, generalmente exclusivo, del haya en el estrato arbóreo; proyecta una sombra muy densa que no deja pasar más del 5% de la radiación por lo que el sotobosque suele ser escaso, en ocasiones nulo, y formado por especies con gran tolerancia a la sombra (Costa *et al.*, 1998). La estructura del hayedo (clases de edades, densidad de pies, cubierta) está muy influida por la gestión forestal, habitual en estos bosques por su interés maderero y especialmente la disminución de cubierta favorece la entrada de especies heliófilas de los matorrales de sustitución (Olano *et al.*, 1998). El haya destaca por su gran capacidad competitiva cuando las condiciones ecológicas son apropiadas, desplazando a otras especies de árboles; puede ser por su amplitud climática y edáfica, su tolerancia a la sombra, la sombra densa que proyecta, su longevidad o por su dilatada capacidad de crecimiento (Jahn, 1991).

El tipo de hábitat 9120 hace referencia, en exclusiva, a los hayedos acidófilos atlánticos, es decir, hayedos oligotróficos, muy abundantes al oeste y al este del macizo central de los Pirineos, así como en la Cordillera Cantábrica, y en otras zonas septentrionales de la península, con menor extensión (parte del Sistema Central). Estos hayedos se distinguen por el cortejo florístico que los acompaña, generalmente acidófilo y de escasa cobertura. La oligotrofia del sustrato es acentuada generalmente por una elevada pluviosidad, que provoca un lavado de los suelos muy extensivo; las alteraciones antrópicas (carbono, recolección de hojarasca, aprovechamiento de los frutos por el ganado) parecen haber ayudado a la extensión de muchas de estas comunidades (Costa *et al.*, 1998).

2. CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

2.1. Suelos

Estas comunidades pueden aparecer en una amplia serie de suelos, desde Leptosoles (de carácter lítico, umbrico, móllico a rendzínico), a Umbrisoles, Andosoles, Phaeozem, y Cambisoles e incluso en Luvisoles siempre con un carácter tendente a dístico y húmico (Ver Fotos) (IUSS Working Group WRB, 2006). En este rango se incluyen suelos muy ácidos desarrollados sobre rocas silíceas (esquistos y cuarcitas); asimismo, hay hayedos sobre suelos ricos en bases como los basaltos y otras rocas volcánicas en algunas zonas del País Vasco

distribuidos desde las cimas pero con un mayor predominio en zonas de alta pendiente en las que se han conservado, en gran parte, por la dificultad de su transformación a otros usos; se encuentran también en suelos profundos en depresiones rellenas con materiales coluviales. En España el haya puede encontrarse sobre las calizas, sobre todo a lo largo de la Cordillera Cantábrica, en laderas de fuerte pendiente desde suelos rendziniformes (Leptosoles cálcicos) a Phaeozem y Umbrisoles, si las precipitaciones son abundantes y las nieblas frecuentes. Esta presencia se relaciona con ventajas en el drenaje en dichas localizaciones (Costa *et al.*, 1998). El mayor o menor lavado en el perfil dependerá de la pendiente; se han descrito Luvisoles bajo hayedos (Sánchez *et al.*, 2003).

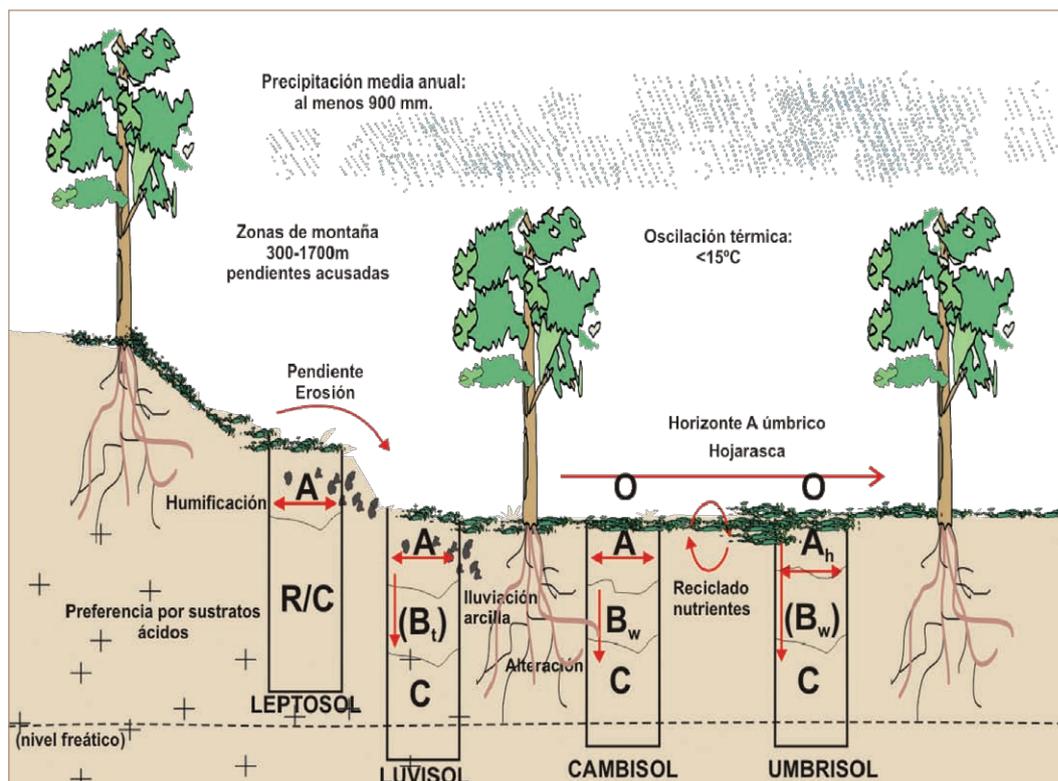


Figura A2.1

Algunos suelos característicos del tipo de hábitat 9120.

El perfil más común es el A_h-B_w-C , dado que frecuentemente se forma un horizonte B cámbico, de alteración (B_w) y un horizonte superficial de carácter úmbrico o móllico. En ocasiones, sin embargo, falta el horizonte cámbico y, se han encontrado también en suelos de profundidad variable con propiedades ándicas. Es común la presencia de un horizonte orgánico superior (O; hasta 10 cm), que recubre la superficie, es rico en nutrientes y no tan ácido como los horizontes minerales, si bien esto no facilita su descomposición en el período de un año, acumulándose (Ellenberg, 1998). El reciclado de los nutrientes (especialmente nitratos) se concentra en la hojarasca y la parte superficial del horizonte A.

Como se ha comentado, la química del suelo juega un papel muy importante en la composición florística de este tipo de comunidades. El espesor de los suelos no suele ser un carácter determinante, pues las raíces de estas plantas no suelen profundizar mucho, quedando la mayor parte de la biomasa en el horizonte A (aprox. 40 cm) (Costa *et al.*, 1998). En estos horizontes orgánicos superficiales, el haya actúa de modo muy eficaz en el reciclado de los nutrientes (similar a lo que ocurre en los bosques tropicales), contribuyendo así a la acidez; la aireación es relativamente buena. Estos suelos son en general ricos en materia orgánica y nitrógeno (relación C/N < 20), presentando una acidez desde moderada a alta que no suele generar problemas con respecto al estado nutricional de estas comunidades (Amores *et al.*, 2006; Merino *et al.*, 2008).

La acidez excesiva, (pH < 3,5) se sabe que condiciona el crecimiento de hayedos (regenerados artificialmente), debido a un alto porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio de los suelos implicados (fundamentalmente Cambisoles de carácter dístrico) (Arando *et al.*, 1997). La granulometría de estos suelos es muy variable, pero la gran mayoría de los suelos de hayedo se corresponden con texturas francas a franco arenosas, si bien también son importantes las texturas franco arcillosas y franco limosas (Gandullo *et al.*, 2004).

3. RIESGOS DE DEGRADACIÓN

Las prácticas de manejo del pasado han podido afectar al estado nutricional de estas comunidades; en suelos pobres en nutrientes, la explotación humana es especialmente peligrosa para estas comunidades, pues en poco tiempo se puede pasar de

una zona forestal a un ecosistema no forestal (Jahn, 1991). Una producción baja de hojarasca y un aumento de la mineralización a consecuencia de la recolección de dicha hojarasca han podido afectar a las características de los suelos de hayedo, en su composición y espesor, lo cual se puede traducir en cambios en el ambiente radicular y el ciclo de los nutrientes (y afectar, por ejemplo, a los contenidos de Mg de las hojas en suelos muy ácidos) (Merino *et al.*, 2008).

4. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

4.1. Factores, variables y/o índices

La conservación de los hayedos es relativamente fácil en áreas con escasa presencia antrópica en las que se mantienen condiciones de uso tradicional de baja a muy baja intensidad y no hay aporte de contaminantes acidificantes. Las condiciones del suelo no son importantes ni limitantes para el desarrollo del hábitat, pudiendo variar entre amplios límites en prácticamente todos los parámetros químicos dependiendo de la naturaleza silícica (a veces hipercuarzosa), básica o calcárea del sustrato original. Esto obliga a realizar evaluaciones de seguimiento diferenciadas, al menos por litología y tipo de comunidad vegetal.

Los parámetros relevantes son,

- pH en agua y KCl (0.1M). Como medida de la reacción del suelo y como indicador general de las condiciones del suelo que puede variar desde fuertemente ácido (pH < 4,0) en materiales hipercuarzosos a próximos a la neutralidad en materiales calcáreos, si bien suelen predominar los suelos de pH ácido (en torno a 5,0).
- C orgánico y relación C/N. Como medida de la evolución de materia orgánica del suelo. También en este caso van a existir amplias variaciones del contenido y tipo de humus así como en la velocidad de mineralización de los restos orgánicos. El tipo de humus puede variar de moder a mull, dentro de horizontes úmbricos a móllicos en las zonas húmedas.
- P total y asimilable (P-Olsen). Como medida de la reserva y biodisponibilidad de fósforo. No suelen presentar riesgos de modificaciones.

importantes por este parámetro incluso con grandes variaciones de la concentración de P total debido a su fácil micorrización.

- K total y cambiante. Como media de la reserva y biodisponibilidad de potasio.
- Grado de saturación del complejo de cambio. Variable desde suelos fuertemente desaturados ($V < 10\%$) a suelos en los que todavía predominan los cationes básicos.

4.2. Protocolo para determinar el estado de conservación y nutricional del suelo

En cada estación/zona de estudio, se debería determinar el estado ecológico del hábitat, analizando para ello los factores biológicos y físico-químicos recogidos en la presente ficha. A esta información se le debería añadir la derivada del suelo, lo cual podría permitir establecer una relación causa-efecto entre las variables del suelo y el grado de conservación del tipo de hábitat. El protocolo a seguir es:

En cada estación o zona se debería establecer como mínimo tres parcelas de unos 5x15 m y en cada una de ellas establecer tres puntos de toma de muestra de suelo. El seguimiento debería hacerse anualmente. Las muestras de suelo se deberían tomar por horizontes edáficos, midiendo la profundidad de cada uno de ellos.

Como estaciones de referencia en tanto no se hayan estudiado en otras las relaciones suelo-planta se propone el entorno de las zonas de montaña de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORES, G., BERMEJO, R., ELUSTONDO, D., LASHERAS, E. & SANTAMARIA, J. M., 2006. Nutritional status of northern Spain beech forests. *Water, Air and Soil Pollution* 177: 227-238.

ARANDO, M., BESGA, G. & DOMINGO, M., 1997. Evaluación de suelos para la regeneración del

hayedo en el Parque Natural de Urkiola. *Edafología* 3: 465-470.

COSTA TENORIO, M., MORLA JUARISTI, C. & SAINZ OLLERO, H., 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.

EEA, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2007. *European forest types*. Segunda Edición. EEA Technical Report n.º 9. Copenhagen: European Environment Agency.

ELLENBER, H., 1998. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cuarta Edición. Cambridge University Press.

GANDULLO, J. M., BLANCO, A., SÁNCHEZ, O., RUBIO, A., ELENA, R. & GÓMEZ, V., 2004. *Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles*. Madrid: Ministerio de Educación y Ciencia, INIA.

IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. 2.ª edición. World Soil Resources Reports n.º 103. Roma: FAO.

JAHN, G., 1991. Temperate deciduous forests of Europe. En: Röhrig, E., Ulrich, B. (eds.). *Ecosystems of the World*. 7. Temperate Deciduous Forests. Amsterdam: Elsevier. pp 377-502.

MERINO, A., REAL, C. & RODRÍGUEZ-GUITIÁN, M., 2008. Nutrient status of managed and natural forest fragments of *Fagus sylvatica* in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 255: 3691-3699.

RODRÍGUEZ GUITIÁN, M. A., 2005. Avaliación da diversidade sylvica do subsector galaico-asturiano septentrional: tipos de bosques, valor para a conservación e principais ameazas. *Recursos Rurais*, Serie Cursos 2: 23-44.

SÁNCHEZ, O., RUBIO, A., BLANCO, A., ELENA, R. & GÓMEZ, V., 2003. Autoecología paramétrica de los hayedos de Castilla y León. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 12: 87-110.

6. FOTOGRAFÍAS



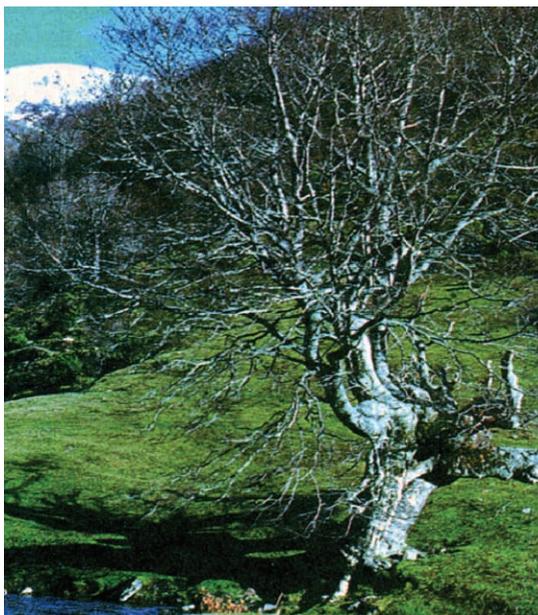
Fotografía A2.1

Bosques de hayedo (valle del río Irati, Navarra) . (Costa *et al.*, 1998).



Fotografía A2.2

Hayedos acidófilos en fondo de valle en O Caurel (Lugo) . (Costa *et al.*, 1998).



Fotografía A2.3

El haya (*Fagus sylvatica*): A), Sierra de la Demanda; B), Valbuena del Rollo, León.
(Costa *et al.*, 1998; Gandullo *et al.*, 2004).



Fotografía A2.4

Perfiles de suelos más comunes en el hábitat 9120, Cambisoles: A), dístico; B), calcárico. (Gandullo *et al.*, 2004)

7. DESCRIPCIÓN DE PERFILES REPRESENTATIVOS

A. Información general acerca del sitio

- **Código:** Karakate 2
- **Localización:** Monte de Karakate (Guipúzcoa). Coordenadas UTM HUSO 30 X=548126 Y=4781437
- **Posición fisiográfica:** ladera

- **Altura:** 515 m
- **Pendiente:** Clase 4. Moderadamente escarpada
- **Vegetación:** hayedo
- **Clasificación:**
SSS, 2006: Pachic Melanudand
WRB, 2006: Aluandic Andosol (Dystric, Thixotropic)
- **Autor(es) de la descripción:** M. Camps, F. Macías

B. Descripción del Perfil:

Horizonte	Prof. (cm)	Descripción
Ap	0-20	Húmedo. Matriz de color 10 YR 30/40 en húmedo y 10 YR 30/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura franco-arcillosa. Sin presencia de elementos gruesos; estructura fuerte, migajosa, muy fina; abundantes raíces de aspecto normal, de gruesas, medianas, finas a muy finas; no adherente y no plástico en saturación y suelto en húmedo; Tixotrópico. La actividad de la fauna se manifiesta en forma de muy abundantes cámaras rellenas. Límite inferior del horizonte neto (2 a 5 cm) y plano. Remonte producido por las actuaciones de la reforestación
Ah1	20-40	Húmedo. Matriz de color 10 YR 20/20 en húmedo y 10 YR 30/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura franco-arcillo-limosa. Sin presencia de elementos gruesos; estructura primaria fuerte, en bloques subangulares finos; estructura secundaria migajosa, muy fina; abundantes raíces de aspecto normal de gruesas, medianas, finas a muy finas; en saturación el suelo es no adherente y no plástico; en húmedo es suelto. Tixotrópico. La actividad de la fauna se manifiesta en forma de muy abundantes cámaras rellenas. Límite inferior del horizonte neto (2 a 5 cm) y plano
Ah2	40-60	Húmedo. Matriz de color 10 YR 20/20 en húmedo y 10 YR 40/40 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura franco-arcillosa. Sin presencia de elementos gruesos; estructura primaria fuerte en bloques subangulares gruesos; estructura secundaria migajosa, muy fina; abundantes raíces de aspecto normal de gruesas, medianas, finas a muy finas; no adherente y no plástico en saturación; suelto en húmedo. Tixotrópico. La actividad de la fauna se manifiesta en forma de muy abundantes bioporos, edafotúbulos y cámaras rellenas. Límite inferior del horizonte neto (2 a 5 cm) y plano

Sigue ►

► Continuación

Horizonte	Prof. (cm)	Descripción
Ah3	60-80	Húmedo. Matriz de color 10 YR 20/20 en húmedo y 10 YR 40/30 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura franco-arcillosa. Sin presencia de elementos gruesos, estructura primaria fuerte, en bloques subangulares gruesos; estructura secundaria migajosa, muy fina; abundantes raíces de aspecto normal de gruesas, medianas, finas a muy finas; no adherente y no plástico en saturación; suelto en húmedo. Tixotrópico. La actividad de la fauna se manifiesta en forma de muy abundantes bioporos y cámaras rellenas. Límite inferior del horizonte neto (2 a 5 cm) y plano
Ah4	80-100	Húmedo. Matriz de color 10 YR 20/20 en húmedo y 10 YR 40/30 en seco. Sin manchas. Oxidado. Textura franco-arcillosa. Con presencia de elementos gruesos de origen volcánico (traquitas y brechas); estructura fuerte, migajosa, muy fina; abundantes raíces de aspecto normal de gruesas, medianas, finas a muy finas; no adherente y no plástico en saturación; en húmedo es suelto. Tixotrópico. La actividad de la fauna se manifiesta en forma de muy abundantes cámaras y bioporos rellenos. Límite inferior del horizonte neto (2 a 5 cm) y plano
R		Traquitas

Horizontes	pH (H ₂ O)	C (%)	C/N	Saturación en bases (%)	Capacidad de intercambio catiónico cmol kg ⁻¹	Textura
Ap	4,50	7,60	21,1	9,6	30,8	Franco-arcillosa
Ah1	4,53	7,33	18,3	5,0	27,7	Franco-arcillo-limosa
Ah2	4,59	4,29	17,9	4,4	22,4	Franco-arcillosa
Ah3	4,73	3,24	17,1	3,1	21,3	Franco-arcillosa
Ah4	4,67	2,84	15,8	1,6	19,8	Franco-arcillosa

Otras propiedades

Horizonte	Densidad aparente g.cm ⁻³	%Al _o +1/2 %Fe _o	Retención de fosfatos (%)	Al cambiabile Cmol(+).kg ⁻¹	C oxidable (%)	C extraible con pirofosfato
Ap	0,65	1,53	76,6	8,62	7,60	3,20
Ah1	0,64	1,91	92,5	6,36	7,33	3,00
Ah2	0,66	2,07	91,5	3,56	4,29	1,53
Ah3	0,73	2,00	92,7	2,73	3,24	1,41
Ah4	0,87	1,87	89,5	3,03	2,84	1,41



Fotografía A2.5
Perfil de Karakate-2
(hayedo)



Fotografía A2.6

Suelos del hayedo de Karakate en posiciones de fuerte erosión.
(SSS; 2006: Humic Lithic Dystrudept; WRB, 2006: Leptic Umbrisol (*ruptic, alumic*).



Fotografía A2.7

Suelos del hayedo de Karakate en posiciones de fuerte erosión.
(SSS; 2006: Humic Lithic Dystrudept; WRB, 2006: Leptic Umbrisol (*ruptic, alumic*)).