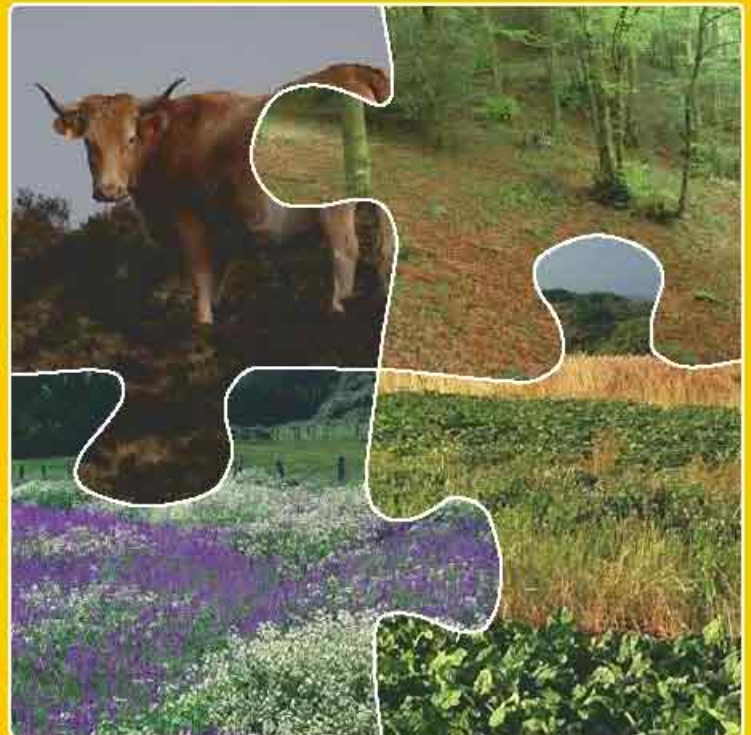


Recursos Rurais

Cursos e monografías do IBADER



Novas Tendencias na Caracterización e Xestión da Biodiversidade

IBADER

Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvemento Rural



número 2 decembro 2005 ISSN 1698-5427

Recursos Rurais

Cursos e Monografías do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER)

Comité Editorial

Dirección

Pablo Ramil Rego
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Botánica
Universidade de Santiago de Compostela

Secretaría

M^a Elvira López Mosquera
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Producción Vexetal
Universidade de Santiago de Compostela

Membros

Carlos Alvarez López
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Enxeñería Agroforestal
Universidade de Santiago de Compostela

Rafael Crecente Maseda
Departamento de Enxeñería Agroforestal
Universidade de Santiago de Compostela

Elvira Díaz Vizcaino
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Botánica
Universidade de Santiago de Compostela

María Luisa Fernández Marcos
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Edafoloxía
Universidade de Santiago de Compostela

Agustín Merino García
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Edafoloxía
Universidade de Santiago de Compostela

Antonio Rigueiro Rodríguez
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Producción Vexetal
Universidade de Santiago de Compostela

Luciano Sánchez García
Inst. Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural
Departamento de Producción Animal
Universidade de Santiago de Compostela

Dirección para envíos postais:

IBADER
Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvemento Rural
Universidade de Santiago de
Compostela
Campus Universitario s/n.
E 27002 Lugo, Galicia (Spain)



IBADER
Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvemento Rural

Comité Científico Asesor

Dr. Juan Altarriba Farrán
Dpto. Producción Animal
Universidad de Zaragoza

Dr. José Manuel Barreiro Fernández
Dpto. de Organización de Empresas
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Christian Buson
Institut de l'Environnement
Liffrée, Francia.

Dr. Emilio Chuvieco Salinero
Dpto. de Geografía
Universidad de Alcalá de Henares

Dr. Estanislao De Luis Calabuig
Dpto. de Ecología
Universidad de León

Dr. Francisco Díaz-Fierros Viqueira
Dpto. de Edafología
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Javier Esparcia Pérez
Dpto. de Geografía
Universidad Politécnica de Valencia

Dra. Dalila Espirito Santo
Instituto Superior de Agronomía
Universidade de Lisboa

Dra. María Teresa Felipó Oriol
Dpto. de Edafología
Universidad Politécnica de Cataluña

Dr. Eduardo Galante
Centro Iberoamericano de la Biodiversidad
Universidad de Alicante

Dr. Domingo Gómez Orea
Dpto. de Proyectos y Planificación Rural
Universidad Politécnica de Madrid

Dr. Helena Granja
Dpto. de Geología
Universidade do Minho

Dr. Jesús Izco Sevillano
Dpto. de Botánica
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Knut Kryzywinski
Botanisk Institut
Universidad de Bergen, Noruega

Dr. Jaume Lloveras Vilamanyá
Producción Vegetal
Universidad de Lleida

Dr. Edelmiro López Iglesias
Dpto. de Economía Aplicada
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Felipe Macías Vázquez
Dpto. de Edafología
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Manuel Madeira
Instituto Superior de Agronomía
Universidade Técnica de Lisboa

Dr. Francisco Maseda Eimil
Dpto. de Ingeniería Agroforestal
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Guillerma Meaza Rodríguez
Dpto. de Geografía
Universidad del País Vasco

Dr. Diego Rivera Núñez
Dpto. de Botánica
Universidad de Murcia

Dr. Antonio Roderio Franganillo
Dpto. de Producción Animal.
Universidad de Córdoba

Dr. Isidro Sierra Alfranca
Dpto. de Producción Animal
Universidad de Zaragoza

Dr. Louis Trabaud.
Dpto. de Ecología.
Universidad de Montpellier

Dr. Eduardo Vigil Maeso
Dpto. de Producción Animal
Universidad de Zaragoza

Recursos Rurais

Cursos e Monografías do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER)

nº 2 Decembro 2005 ISSN 1698-5427

Novas Tendencias na Caracterización e Xestión da Biodiversidade

Curso realizado polo IBADER, Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural , ca colaboración da Vicereitoría de Extensión Cultural e Servizos á Comunidade Universitaria, a Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia e o Concello de Lugo

Limiar

LIMIAR

O curso de verán Novas tendencias na caracterización e xestión da biodiversidade foi proposto por un grupo de profesores da escola Politécnica Superior de Lugo vinculados ó IBADER sensibilizados coa importancia que ten unha xestión dos recursos naturais compatible coa conservación da diversidade biolóxica.

A importancia da biodiversidade púxose de manifesto na Conferencia Transnacional de Río (Río de Janeiro, Brasil, 1992), na que se redactou a Convención sobre Diversidade Biolóxica (CBD) que asinaron máis de 150 países e ratificaron máis de 175, un de cuxos obxectivos é a conservación da diversidade biolóxica, o aproveitamento sustentable dos seus compoñentes e a participación xusta e equitativa nos beneficios derivados da utilización dos recursos xenéticos.

Según a CBD a biodiversidade biolóxica se define como a variabilidade de organismos vivos de calquer tipo, incluídos, entre outros os ecosistemas terrestres e marinos e outros ecosistemas acuáticos e os complexos ecolóxicos dos que forman parte. Comprende polo tanto a diversidade dentro de cada especie, entre as especies e dos ecosistemas.

A importancia da biodiversidade radica, en boa parte, na capacidade que esta confire ás especies, comunidades e ecosistemas para responder de forma axeitada fronte a axentes externos cambiantes, de maneira que poidan permanecer nos seus hábitats.

Ademais, a biodiversidade xenética permite a selección de individuos, ben sexa de forma natural ou artificial, en función da súa produtividade ou da súa capacidade para responder ante un axente externo que poida poñer en perigo a persistencia da especie nun ecosistema determinado.

A biodiversidade de ecosistemas, entendendo por ecosistema un complexo dinámico de comunidades vexetais, animais e de microorganismos e do seu medio non vivinte, que interactúan como unha unidade funcional, é importante para a conservación de unidades funcionais a gran escala, que se interrelacionan en amplos territorios, e está ligada á conservación da paisaxe, contribuíndo á estabilización e moderación do clima da Terra e ó control de pestes e doenzas.

Xustificada nos parágrafos precedentes a importancia da conservación da diversidade biolóxica, o obxectivo do curso de verán foi a profundización na formación dos estudantes universitarios do Campus de Lugo na temática da biodiversidade, incidindo especialmente nas técnicas de xestión sustentable dos recursos naturais, compatibles coa conservación dos mesmos, pois non podemos esquecer que entre os 70 alumnos que se matricularon no curso boa parte son estudantes das titulacións de Enxeñeiro Técnico Forestal e Enxeñeiro de Montes, os cales, unha vez egresados, desenvolverán probablemente a súa actividade profesional no ámbito do medio natural e do medio rural.

O profesorado do curso foi seleccionado entre profesores de distintas universidades especializados en diversas áreas, pero sempre en conexión coa diversidade biolóxica e a súa conservación, e técnicos da administración con competencias en xestión de espazos protexidos e dos recursos naturais en xeral, procurando amosar perspectivas diversas correspondentes a diferentes comunidades autónomas. A docencia teórica complementouse cunha xornada de campo, visitando o Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña) e diversas comunidades vexetais de matogueira con interese de conservación.

O curso estruturouse en tres módulos ou bloques temáticos. No módulo Compoñentes da Biodiversidade os relatores centráronse na flora galega ameazada, no interese de conservación da pteridoflora galega, na diversidade silvíca do subsector galaicoasturiano septentrional e as ameazas dos bosques deste territorio, nos fungos superiores como recurso natural e a importancia da súa conservación e na herpetofauna e avifauna galegas.

O bloque Análise e Valoración dos Compoñentes da Biodiversidade adicouse á exposición sobre a xestión da biodiversidade mediante bases de datos en liña e do programario libre (VegAna), sistema que se vén desenvolvendo exitosamente en Cataluña.

O terceiro módulo Xestión dos Compoñentes da Biodiversidade foi bastante amplo e coidamos que práctico. Foron abordados temas como a conservación das árbores senlleiras, a conservación “in situ” de flora ameazada mediante microrreservas, sistema desenvolvido con éxito na Comunidade Valenciana, a xestión do Parque Nacional Illas Atlánticas de Galicia, a xestión conservacionista das matogueiras galegas e a expresión territorial da biodiversidade.

O curso non podería levarse a cabo sen o apoio económico da Universidade de Santiago de Compostela, do Concello de Lugo e da Dirección Xeral de Conservación da Natureza (Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia), institucións ás que dende aquí manifestamos o noso agradecemento, que extendemos tamén á Facultade de Veterinaria do Campus de Lugo, que nos cedeu o seu auditorio, e, por suposto, ós profesores e alumnos da actividade que organizamos.

Vaia o noso agradecemento tamén a tódalas persoas que colaboraron con nós na organización do curso, ás que non citamos para evitar esquecementos, e ó IBADER, tanto polo seu apoio na organización do evento como pola publicación das ponencias na Serie Cursos da súa revista Recursos Rurais.

Lugo, decembro de 2005

Cando os bosques aínda dormen ...

Antonio Rigueiro Rodríguez
María Inmaculada Romero Buján
Manuel Antonio Rodríguez Guitián

M. Inmaculada Romero Buján

Flora endémica amenazada del litoral de Galicia: una visión actual

Recibido: 15 Decembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen Se presenta una revisión sobre la flora endémica y exclusiva de Galicia proponiendo un listado actualizado de sus componentes. Esta revisión se ha realizado cotejando los últimos catálogos disponibles y considerando las novedades corológicas y taxonómicas publicadas en estos últimos años. Para los 15 taxa que componen el listado, se estudia su corología, distribución y la situación actual en que se encuentran, considerando para ello tanto los diferentes anexos sobre flora amenazada incluidos en disposiciones legales, como otros documentos de tipo técnico. En el caso de las plantas que presentan poblaciones naturales en áreas del litoral gallego, se exponen para cada una de ellas, una ficha donde se aportan tanto datos propios como bibliográficos sobre aspectos relativos a su identificación, biología, distribución, situación actual de la población y las referencias bibliográficas para cada taxón.

Palabras clave Especies amenazadas, NO Península ibérica, Directiva Hábitat, Flora amenazada de España.

Abstract A revisión of endemic vascular flora from the administrative area of Galicia (NW Iberian Peninsula) is presented. This study was prepared to check with other published lists and available literature. Fifteen taxa as a whole are listed and indications about their distribution and conservation status to date are provided. Finally, specific information of exclusively Galician endemic plants with natural populations in coastal area are detailed.

Key words Threatened species, NW Iberian Peninsula, Habitat Directive, Threatened Spanish flora.

Introducción

La Comunidad Autónoma de Galicia se distribuye entre dos grandes regiones biogeográficas: la región Eurosiberiana, de la que participa en su mayor parte a través de territorios incluidos en la Superprovincia Atlántica, mientras que una menor proporción territorial se enmarca dentro la Región Mediterránea. Esta situación meridional dentro del dominio atlántico, de transición hacia otro más cálido, mediterráneo, aporta a la flora una notable diversidad si la comparamos con otros territorios próximos (Tabla 1). Pero esta riqueza no debe explicarse exclusivamente por razones de estrategia geográfica o biogeográfica en la que se enmarca el territorio gallego, sino que deben considerarse otros acontecimientos ambientales de épocas pretéritas que sin duda han tenido un papel relevante que ha favorecido la actual diversidad que alberga (Gómez-Orellana 2002; Ramil et al. 2005). Otras características físicas como los diferentes sustratos geológicos, el gradiente altitudinal y uso del territorio deben considerarse partícipes de esta diversidad al igual que sucede en el resto de la Península Ibérica (Lobo 2001).

En la actualidad, la flora vascular gallega cuenta con poco más de 2500 taxones, entre los cuales están representados un número importante de elementos endémicos. Sin embargo, debemos definir hasta qué límites llevamos el elemento endémico, pues en nuestra flora tienen cabida elementos europeos o continentales y por tanto endémicos de este territorio, elementos exclusivamente atlánticos, ibéricos, regionales, etc. Así pues, dependiendo del área que consideremos, obviamente variará el número de taxones endémicos.

Se puede destacar algún listado de flora endémica gallega en el que se contemplan más de 40 taxones (Izco & Sánchez 1995), donde encuentran cabida plantas de distribución exclusiva en territorio gallego y otras con areal que se expande hacia otros territorios limítrofes próximos de similar significado biogeográfico.

Sin embargo, si nos interesamos por el estado de conservación de la flora endémica gallega, sí interesa el precisar o acotar el área de distribución de estos elementos

M. Inmaculada Romero Buján
Depto. de Botánica. Facultad de Veterinaria, Universidade de Santiago. Campus de Lugo
E- 27002 Lugo
e-mail: bvrosma@usc.es

Territorio	Superficie (km ²)	Nº de especies	Nº de endemismos exclusivos
Holanda	41.160	1.221	0
Dinamarca	43.075	1.252	1
Bélgica	30.519	1.452	1
Gran Bretaña	244.754	1.623	16
Suecia	449.790	1.716	1
Alemania (Oeste)	356.921	2.682	6
Francia	558.342	4.630	133
España	509.879	5.048	941
Galicia*	29.575	2.518	15

Tabla 1.- Significado de la flora endémica: datos florísticos relativos a la riqueza específica y flora endémica en diferentes Países de Europa según Simón 1994. (*Datos propios).

al territorio administrativo de Galicia, pues parece razonable que la Administración de esta Comunidad deba tener cierta responsabilidad sobre su situación, al disponer de capacidad jurídica y administrativa para gestionar su conservación, como sucede en otras Comunidades de nuestro entorno (Laguna 1998).

Material y métodos

Se han revisado los diferentes listados publicados sobre flora endémica de Galicia así como la bibliografía relativa a las plantas consideradas, estudiando especialmente su distribución y posición taxonómica. Para los taxones contemplados en los volúmenes publicados de Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2003) se han seguido las propuestas adoptadas por los diferentes monógrafos ibéricos.

La situación actual en que se encuentran estos elementos se ha establecido considerando las normativas vigentes en materia de conservación de flora como son la Directiva 92/43 CEE, transpuesta a la legislación española por el Real Decreto 1997/1995 (BOE núm. 310 de 28-12-1995); modificada posteriormente por la Directiva 97/62/CE en el Real Decreto 1193/1998 (BOE, núm. 151, de 25 de junio de 1998), y el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA) regulado por el Real Decreto 439/1990. Se han incluido otros datos de documentos técnicos recientes, como son el Atlas y Libro Rojo de la flora Vascular de España (Bañares et al. 2004) y la Lista Roja de la flora Vascular Española (VV. AA. 2000), documentos de obligada referencia en materia de conservación vegetal (http://www.mma.es/conserv_nat/inventarios/inv_biodiversidad/html/flora_vascular/index.htm). En ellos se justifican los criterios para la catalogación de las especies en las diferentes categorías de amenaza establecidas por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN 1994, 2001).

Con datos propios y bibliográficos, se ha elaborado una ficha para cada una de las plantas endémicas con poblaciones naturales en el litoral gallego, donde se contemplan datos relativos a la identificación, biología, ecología y situación actual de la población. Se concluye aportando la información bibliográfica obtenida para cada taxón.

Resultados y discusión

Al comparar los catálogos publicados que hacen referencia a la flora endémica gallega (Tabla 2) llama la atención el elevado número de elementos que en ellos se presenta, concretamente en el elaborado por Izco & Sánchez (1995) con relación a otros posteriores. Esto se debe, en buena parte, a la restricción de ámbito geográfico que se aplica al elemento endémico, a lo que hay que añadir que al tratarse del listado más antiguo no se ven incorporados estudios taxonómicos recientes, como bien ha señalado uno de sus autores (Izco 2003). Los listados publicados posteriormente (Tabla 2, columnas B y C) son muy próximos, pues las plantas que contienen, en su mayoría, están limitadas territorialmente a los límites administrativos de Galicia.

Sin embargo, al aceptar los criterios taxonómicos expuestos en el apartado anterior y teniendo en cuenta las últimas publicaciones sobre novedades florísticas y corológicas, el listado propuesto de flora endémica exclusiva de Galicia presenta pocas variaciones, con relación a los últimos publicados (Tabla 2, columna D) y se estima constituido por 15 taxones: 10 especies y otros 5 taxones de rango infraespecífico (Tabla 3). Las plantas listadas, salvo *Cytisus insularis* exclusivo de los archipiélagos atlánticos, se distribuyen en enclaves continentales de las provincias de A Coruña y Lugo y generalmente su presencia se vincula con sustratos geológicos específicos: *Centaurea ultreiae* es exclusiva de los gabros de Monte Castelo (A Coruña); las que crecen en el límite provincial entre A Coruña y Lugo (Subsector Lucense), están asociadas a los afloramientos serpentínicos de las proximidades de Melide y lo mismo sucede con algunas del Sector Galaico-Asturiano (Subsector Galaico-Asturiano septentrional) vinculadas a los afloramientos máficos de A Capelada (A Coruña).

En la misma tabla (Tabla 3) se observa que estas plantas exclusivas, exceptuando *Centaurea corcubionensis* y *Sagina merinoi*, presentan serios problemas de conservación, al encontrarse sus poblaciones amenazadas e incluidas en las categorías de “en peligro crítico” (CR) y “en peligro” (EN) según consta en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Bañares et al. 2004). Solamente dos de ellas aparecen en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (*Centaurea borjae* y *Omphalodes littoralis* subsp. *gallaecica*) y ambas son

Taxon	A	B	C	D
<i>Anemone trifolia</i> subsp. <i>albida</i>	+	+		
<i>Angelica pachycarpa</i>	+			
<i>Armeria humilis</i>	+			
<i>Armeria merinoi</i>	+	+	+	+
<i>Armeria pubigera</i> subsp. <i>pubigera</i>	+			
<i>Armeria rothmaleri</i>	+			
<i>Campanula adsurgens</i>	+			
<i>Carduus gayanus</i>	+			
<i>Centaurea aristata</i> subsp. <i>geresensis</i>	+			
<i>Centaurea aristata</i> subsp. <i>langeana</i>	+			
<i>Centaurea borjae</i>	+	+	+	+
<i>Centaurea corcubionensis</i>	+	+	+	+
<i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	+	+	+	+
<i>Centaurea ultreiae</i>	+	+	+	+
<i>Coincia johnstonii</i>	+			
<i>Coincia pseudoerucastrum</i> subsp. <i>setigera</i>	+			
<i>Crepis novoana</i>		+	+	+
<i>Cytisus commutatus</i> subsp. <i>merinoi</i>	+	+	+	⇔
<i>Cytisus insularis</i>			+	+
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>izcoi</i>	+			
<i>Dianthus loricifolius</i> subsp. <i>caespitosifolius</i>	+			
<i>Dianthus merinoi</i>	+			
<i>Festuca brigantina</i> subsp. <i>actiophyta</i>		+	+	+
<i>Festuca graniticola</i>	+		+	⇔
<i>Galium teres</i>	+			
<i>Genista berberidea</i>	+			
<i>Genista sanabrensis</i>	+			
<i>Iris boissieri</i>	+			
<i>Isoetes fluitans</i>				&
<i>Jasione lusitanica</i>	+			
<i>Laserpitium eliasii</i>	+			
<i>Leontodon farinosus</i>	+			
<i>Leucanthemum corunnense</i>			+	+
<i>Leucanthemum gallaecicum</i>	+	+	+	+
<i>Leucanthemum merinoi</i>	+			
<i>Leucanthemum pluriflorum</i>	+			
<i>Linaria polygalifolia</i> subsp. <i>aguillonensis</i>		+	+	+
<i>Lupinus hispanicus</i> subsp. <i>bicolor</i>	+			
<i>Mibora minima</i> subsp. <i>littorea</i>	+			
<i>Narcissus cyclamineus</i>	+			
<i>Narcissus juessianus</i>			+	Ø
<i>Omphalodes littoralis</i> subsp. <i>gallaecica</i>	+	+	+	+
<i>Petrocoptis grandiflora</i>	+			
<i>Phalacrocarpum oppositifolium</i> subsp. <i>hoffmannseggii</i>	+			
<i>Ranunculus bupleroides</i>	+			
<i>Rhamnus pumila</i> subsp. <i>legionensis</i>	+			
<i>Rumex scutatus</i> subsp. <i>gallaecicus</i>		+		Ø
<i>Sagina merinoi</i>	+	+	+	+
<i>Santonina melidensis</i>		+	+	+
<i>Scilla merinoi</i>	+			
<i>Silene scabriflora</i> subsp. <i>gallaecica</i>	+			
<i>Silene scabriflora</i> subsp. <i>megacalycina</i>	+			
<i>Thlaspi oligospermum</i>	+	+	+	Ø

Tabla 2.- Flora endémica de Galicia según diferentes autores. A: Izco & Sánchez (1995); B: Rodríguez-Oubiña et al. 1998; C: Ortiz 2001; D: propuesta actual (Ø categoría taxonómica no considerada; ⇔ supera límites territoriales; & descripción reciente).

Taxones	Distribución		Situación Actual			
	Corología	L	Normativas vigentes DH	CNEA	Documentos AFA	Técnicos ListaRoja
Taxones específicos						
<i>Armeria merinoi</i>	Límite prov. entre A Coruña y Lugo (Subsector Lucense)					CR
<i>Centaurea borjae</i>	A Coruña (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional)	+	+	EN		EN
<i>Centaurea corcubionensis</i>	A Coruña (Subsector Compostelano)	+				
<i>Centaurea ultreiae</i>	A Coruña (Subsector Compostelano)					CR
<i>Crepis novoana</i>	A Coruña (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional)	+				CR
<i>Cytisus insularis</i>	A Coruña y Pontevedra (Subsector Miñense)	+				EN
<i>Isoetes fluitans</i>	A Coruña y Lugo (Subsector Compostelano y Lucense)	+				EN
<i>Leucanthemum gallaecicum</i>	A Coruña y Lugo (Subsector Lucense)					EN
<i>Sagina merinoi</i>	A Coruña y Lugo (Subsectores Galaico-Asturiano Septentrional y Lucense)	+				
<i>Santolina melidensis</i>	Límite prov. entre A Coruña y Lugo (Subsector Lucense)		+			CR
Taxones infraespecíficos						
<i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	A Coruña (Subsector Lucense)					VU
<i>Festuca brigantina</i> subsp. <i>actiophyta</i>	A Coruña (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional)	+	+			VU
<i>Linaria polygalifolia</i> subsp. <i>aguillonensis</i>	A Coruña (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional)	+				EN
<i>Omphalodes littoralis</i> subsp. <i>gallaecica</i>	A Coruña (Subsectores Galaico-Asturiano Septentrional y Compostelano)	+	+	SAH	EN	
<i>Leucanthemum corunnense</i>	x A Coruña (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional)	+				

Tabla 3.- Distribución y situación actual de los endemismos exclusivos de Galicia. L: con poblaciones en el litoral; DH: Directiva 92/43/CEE; CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; AFA: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Bañares et al. 2004); Lista Roja: Lista Roja de la Flora Vascular Española (VV. AA. 2000).

también de interés comunitario y prioritarias según los Anexos II y IV de la Directiva 92/43/CEE. En estos Anexos se encuentra también la especie *Festuca brigantina*, dentro de la que habría que considerar a las poblaciones gallegas de esta planta, pertenecientes a la subespecie *F. brigantina* subsp. *actiophyta*. Estas tres plantas, incluidas en disposiciones legales, forman parte del elenco de flora exclusiva y amenazada con poblaciones naturales en la costa gallega, a las que hay que añadir *Crepis novoana* “en peligro crítico”, *Cytisus insularis* e *Isoetes fluitans* “en peligro de extinción” (cf. Tabla 3). Por tanto, el conjunto de esta flora exclusiva se considera gravemente amenazado.

No obstante, al menos para las especies incluidas en catálogos o anexos de disposiciones legales, se contempla la obligatoriedad de elaborar planes para su conservación, ya sean planes de recuperación, de conservación del hábitat, etc., pero no hay constancia de que se esté llevando a cabo ninguna acción que favorezca la conservación, ni de estas ni de otros endemismos amenazados y exclusivos del territorio de Galicia.

Bibliografía

- Bañares, Á., Blanca, A., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la Biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N., Madrid.
- Castroviejo, S. (Coord.) (1986-2003). Flora ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, Vol. I (1986); Vol. II (1990); Vol. III (1993); Vol. IV (1993); Vol. X (2003); Vol. XIV (2001). Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Gómez-Orellana, L. (2002). Último ciclo interglaciar en el litoral del NW ibérico: Dinámica climática y paisajística. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- Izco, J. & Sánchez, J.M. (1995). Revisión crítica del listado de flora endémica gallega. *Botánica Macaronésica*. 21: 75-84.
- Izco, J. (2003). Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación. En: J.J. Casares Long (Coord.): Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia: 275-321. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.

Laguna, E. (1998). La conservación de la flora silvestre en la Comunidad Valenciana. En: E. Laguna Lumbreras (Coord.). Flora endémica rara o amenazada de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. Conselleria de Medio Ambiente. 37-58.

Lobo, J.M., Castro, I. & Moreno, J.C. (2001). Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*. 73: 233-253.

Ortiz, S. (2001). As paisaxes de Galicia. Vexetación e Paisaxe. En: Galicia fai dous mil anos. O feito diferencial galego IV. Museo do Pobo Galego. 193-203.

Ramil, P., Muñoz, C. & Gómez-Orellana, L. (2005). Historia del ecosistema terrestre. En: F. Díaz-Fierros, F. & A. Rigueiro (Coord.). Galicia Naturaleza. Botánica. Hércules Ediciones, S.A. Vol. XLIII. 473-511.

Rodríguez-Oubiña, J., Ortiz, S. & Pulgar, I. (1998). Flora endémica de Galicia. Grafanova S.A. Santiago.

Simón, J.C. (1994). La flora vascular española: diversidad y conservación. *Ecología*. 8: 203-225.

UICN (1994). Categorías de las Listas Rojas de la UICN. World Conservation Union, Gland, Switzerland.

UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.

VV.AA. (2000). Lista Roja de la Flora Vascular Española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal*. 6 (extra): 11-38.

ANEXO I. Flora endémica con poblaciones naturales en el litoral

Isoetes fluitans M.I. Romero

Descripción

Planta acuática, con tallo muy corto del que surgen las frondes. Estas portan en su parte basal los esporangios que albergan esporas en su interior: macrosporas esféricas y verrucosas (484,6 – 730,74 mm) o microsporas espinulosas con forma de media luna (27,5 -42,5 x 15-25mm).

Es un hidrófilo.

Datos fenológicos

Helecho heterosporo. Sus esporas se desarrollan entre julio y setiembre.

Comportamiento ecológico

Crece en algunos cauces fluviales sobre sustratos silíceos y arenosos de aguas oligotrofas y bien oxigenadas (Romero & Onandia 1995). Las comunidades en las que participa se corresponden con "Aguas oligotróficas de las llanuras arenosas (*Littorelletalia uniflorae*)" (Código 3110) de la Directiva 92/43CEE (Anexo I). Desde el punto de vista fitosociológico se incluye en la asociación *Apio inundati-Isoetum logissimi* adscrita a la Clase *Littorelletea uniflorae* (Rodríguez-Oubiña et al. 1997).

Distribución

La planta presenta dos núcleos poblacionales: uno en la provincia de Lugo en la cuenca alta del Miño y el otro hacia el litoral de A Coruña, alojándose en diferentes tributarios del río Xallas (entre los concellos de Cee y Mazaricos), y del Tambre. Otras se sitúan en el río Castro (Cee), y en el río Grande (Baio). Entre ambos núcleos se conocen algunas pequeñas y aisladas poblaciones.

Estado actual de conservación

La población se encuentra muy fragmentada y amenazada. Los vertidos incontrolados a los ríos y otros como desarrollo de infraestructuras de recreo (playas y paseos fluviales, etc.), presión antrópica y limpieza de cauces son las principales afecciones a que se ve sometida.

Solamente el núcleo poblacional de la cuenca alta del Miño se encuentra en un área LIC (Ladra-Parga-Tamoga).

Referencias

Horjales, M. & Redondo, N. (1986). Nota corológica de helechos gallegos. *Acta Botánica Malacitana*. 11: 290-291.
Izco, J. & Amigo, J. (1986). Notas sobre la flora gallega, IV. *Trabajos compostelanos de Biología*. 13: 127-138.
Izco, J. (1989). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada, Xea, Flora e Fauna de Galicia en peligro. Consello da Cultura

Galega, Colección do Patrimonio Ecolóxico. 141-201.

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Lange, J. (1860-1865). Pugillus plantarum imprimis hispanicarum, quas in itinere 1851-52 legit.

Merino, B. (1902). Algunas especies raras, nuevas o críticas de la flora española y particularmente de la gallega. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. II: 64-69.

Merino, B. (1909). Flora de Galicia, III. Tipografía galaica. Santiago de Compostela.

Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.
Prada, C. (1983). El género *Isoetes* L. en la Península Ibérica. *Acta Botánica Malacitana*. 8: 73-100.

Prada, C. (1986). *Isoetes* L. En: Castroviejo S. (Coord.) Flora ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, CSIC. Vol. I. 15-29.

Rodríguez-Oubiña, J., Romero, M.I. & Ortiz, S. (1997). Communities of the class *Littorelletea uniflorae* in the northwest Iberian Peninsula. *Acta Botanica Gallica*. 144(1): 155-169.

Romero, M.I. & Amigo, J. (1995). Autoecology and distribution of *Isoetes longissimum* in Europe. *Nordic Journal of Botany*. 15 (6): 563-566.

Romero, M.I. & Onandia, M. (1995). Fullgrown aquatic macrophytes as indicators of river water quality in the Northwest Iberian Peninsula. *Annales Botanici Fennici*. 32: 91-99.

Romero, M.I., Amigo, J. & Ramil, P. (2004). *Isoetes fluitans* sp. nov.: the identity of spanish plants of 'I. longissimum'. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 146: 231-236.

Willkomm, M. & Lange, J. (1870). *Prodromus Florae Hispanicae*, Vol. I. Stuttgart.

Centaurea borjae Valdés Bermejo & Rivas Goday

Descripción

Planta perenne, que no sobrepasa los 10 cm de altura, constituida por una roseta de hojas basales pinnatisectas, con tallo muy corto (subacaule) sobre el que se desarrollan de (1)2-(3) cabezuelas de flores muy llamativas, de color rosado-púrpura. Estas cabezuelas de flores denominadas capítulos son globosas y grandes estando próximas a los 4 cm, presentan unas escamas verdes que rodean la parte basal de este capítulo, acabando en un apéndice espinoso. El tipo biológico de la especie responde al de hemicriptófito. Se trata de una planta que durante la estación desfavorable solo pervive de ella la roseta de hojas basales que se sitúan próximas al sustrato.

Datos fenológicos

Comienza su floración a finales de mayo y concluye hacia finales de julio, pudiéndose observar en agosto todavía alguna cabezuela en flor. Los frutos en una proporción elevada por capítulo, en ocasiones, no llegan a formarse adecuadamente.

Reproducción asexual

Además de la corta y gruesa raíz, la planta emite largos rizomas carnosos que favorecen su propagación. Este tipo de reproducción es muy importante en la especie, pues es muy frecuente el desarrollo de individuos muy próximos, lo cual parece indicar que probablemente se trate del mismo individuo.

Comportamiento ecológico

Se localiza sobre sustratos serpentínicos en los pastizales próximos a los acantilados que afloran en el LIC Costa Ártabra. Pero su óptimo, lejos de ser la pradera densa y continua sobre suelo uniformemente profundo, se localiza en fragmentos irregulares con afloramientos pedregosos que dejan entre ellas pequeñas cubetas de litosuelos arcillosos; esta posición la encuentra a menudo más fácilmente en taludes o grietas rocosas en pendiente o espolón rocoso, por lo que su comportamiento se aproxima más a la definición de una especie pionera.

Dentro de la clasificación propuesta por la Directiva 92/43CEE (Anexo I), el hábitat en que se integra puede adscribirse al epígrafe “Roquedos silíceos con vegetación pionera” (Código 8230), y desde el punto de vista fitosociológico se puede precisar ligado a comunidades finícolas de la alianza *Armerion eryophyllae* (Clase *Festucetea indigestae*).

Cumplíndose las condiciones del microhábitat especificadas, esta planta puede encontrarse desde pocos metros por encima del nivel del mar (como en la localidad de Cabo Prior) hasta acercarse a los 600 m de altitud alcanzando prácticamente la cumbre de Vixía Herbeira, punto más alto de la Sierra de A Capelada.

Distribución

Costa Ártabra, desde A Capelada hasta Cabo Prior en A Coruña. (Subsector Galaico-Asturiano Occidental). La población presenta dos núcleos, el septentrional localizado en la fachada costera de la sierra de A Capelada entre los municipios de Cedeira y Cariño, llegando hasta las proximidades de Cabo Ortegal. El otro núcleo de menor entidad se sitúa en cabo Prior.

Estado actual de conservación

Debido al hábitat excepcional que ocupa y en un territorio tan hostil para el hombre, la población se encuentra en estado de conservación aceptable. Las afecciones que inciden sobre la población están relacionadas con el desarrollo de infraestructuras y presión humana.

Se trata de una especie con una distribución muy reducida, lo cual puede llevar a su catalogación como especie rara. Por otra parte aunque la población se distribuye básicamente en dos núcleos Prior – Capelada, parece probable debido a la distancia que existe entre ambos puntos, que entre ellos exista intercambio genético, ya sea por medio de polinizadores o por dispersión de diásporas.

Figura catalogada por primera vez en el año 1979, en el Anexo I del Convenio de Berna, ratificado por España casi una década después (BOE núm. 235, de 1 de octubre de 1986). Posteriormente, fue recogida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990, B.O.E. de 30 de marzo), con la categoría “en peligro de extinción”. También está incluida en la Directiva Hábitats 92/43/CE, Anexo II donde además está catalogada como “especie prioritaria”. Ha sido incluida en la “Lista Roja 2000” (V.V.A.A., 2000) donde se le adjudica la calificación “en peligro” (EN) en base a los criterios B1+3d de UICN (1994). Posteriormente ha sido catalogada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España en la categoría de “en peligro” (EN) (Gómez-Orellana, 2004).

Referencias

Gómez-Orellana, L. (2004). *Centaurea borjæ* Valdés Berm. & Rivas Goday. En: A. Bañares et. al. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 632-633.

Izco, J. (1989). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada, Xea, Flora e Fauna de Galicia en peligro. Consello da Cultura

Galega, Colección do Patrimonio Ecolóxico. 141-201.

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Izco, J., Rodríguez-Oubiña, J., Romero, M.I., Amigo, J., Pulgar, I. & Gómez, M. (2003). Flora endémica de A Coruña (España). *Centaurea borjæ* y *Centaurea ultreiae*. Diputación de A Coruña, A Coruña.

Lago, E. & Castroviejo, S. (1992). *Estudio citotaxonómico de la flora de las costas gallegas*. Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas. Seminario de Estudos Galegos, Vol. 3. Ed. do Castro, A Coruña.

Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.

Rodríguez-Oubiña, J. & Ortiz, S. (1991). Los pastizales pioneros vivaces de los suelos serpentínicos del NO ibérico. *Lazaroa*. 12: 333-344.

Soñora, F.X. (1994). Nueva localidad de *Centaurea borjæ* Valdés-Bermejo & Rivas Goday. *Lazaroa*. 14: 183.

Soñora, F.X. (1995). Estudio das matogueiras da área coruñesa do subsector Galaico-asturiano Septentrional. Tesis de licenciatura. Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela.

Valdés-Bermejo, E. & Rivas Goday, S. (1980). Estudios en el género *Centaurea* L. (Compositae): *C. borjæ* sp. nov. (sect. *Borjæ* sect. nov.). *Anales del Instituto Botánico Cavanilles*, 35:159-164.

Centaurea corcubionensis M. Laínz

Descripción

Vivaz con tallos foliosos bien desarrollados que pueden alcanzar 50 cm. Las hojas son variables a lo largo del tallo, así las inferiores comienzan siendo enteras y se van dividiendo a lo largo del tallo hasta llegar, las superiores, a ser pinnatisectas. Las inflorescencias son de color rosáceo, globosas y alcanzan entre 2 y 3 cm. En este caso las brácteas del capítulo se caracterizan por presentar largos y abundantes pelos plumosos a modo de pestañas, que permiten diferenciarla

Datos fenológicos

Florece de mayo a julio y sus frutos maduran de julio a agosto. No se conocen datos sobre la fructificación y dispersión de la especie.

Comportamiento ecológico

Se desarrolla entre los claros del tojal brezal sobre sustratos graníticos y en fisuras de rocas. Su hábitat se podría encuadrar en la catalogación de la Directiva 92/43 CEE en el epígrafe “Roquedos silíceos con vegetación pionera” (Código 8230); sin embargo los únicos estudios hasta el presente sobre la ecología de esta especie, llevados a cabo en el macizo granítico del monte Pindo y con la precisión de la sistemática fitosociológica (Ortiz et al. 2000) la interpretan como característica de una comunidad propia de litosuelos graníticos integrables en la alianza *Sedion anglici* (Clase *Sedo-Scleranthetea*).

El rango altitudinal de esta especie fluctúa desde el nivel del mar hasta los casi 600 m de altitud que puede alcanzar en los promontorios litorales del Monte Pindo y del Barbanza.

Distribución

Esta centaurea se distribuye por una amplia franja del litoral de A Coruña, donde presenta poblaciones abundantes, algunas de ellas se encuentran en los LICs Costa da Morte, y Carnota – Monte Pindo, área esta última de donde procede su descripción.

Estado actual de conservación

La planta se desarrolla en un área amplia del litoral de la provincia de A Coruña y su población no se encuentra amenazada, aunque sí sufre afecciones que se relacionan con actividades humanas como fuegos (incendios), aperturas de pistas y cambios en el uso del suelo. La especie no está contemplada en ningún catálogo de flora amenazada.

Referencias

Izco, J. (1989). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada, Xea, Flora e Fauna de Galicia en peligro. Consello da Cultura Galega, Colección do Patrimonio Ecolóxico. 141-201.

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Lago, E. & Castroviejo, S. (1992). Estudio citotaxonómico de la flora de las costas gallegas. Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas. Seminario de Estudos Galegos, Vol. 3. Ed. do Castro, A Coruña.

Lainz, M. (1967). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, V. *Anales del I.F.I.E.*, 12:1-51.

Lainz, M. (1971). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, VII. *Publicaciones del I.F.I.E.*, 1-39.

Ortiz, S., Rodríguez-Oubiña, J. & Louzán, R. (2000). *Euphorbia hirtae* - *Centaureetum corcubionensis*, unha nova asociación dos Montes do Pindo (Galicia, NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 10: 43-47.

Ortiz, S., Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 95-101.

Soñora, X., Rodríguez-Oubiña, J. & Ortiz S., (1996). Aportamentos sobre a flora vascular galega, XVI. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 91-94.

***Crepis novoana* S. Ortiz, Soñora & Rgz. Oubiña**

Descripción

Compuesta de reciente descripción (1997), con aspecto tierno e indumento blanquecino, con roseta de hojas basales enteras y dentadas. De su tallo, que también suele presentar pequeñas hojas, se desarrollan cimas corimbosas pedunculadas. Las inflorescencias son amarillas mostrando frecuentemente las flores más externas coloración rojiza.

El tipo biológico se corresponde con el de un hemicriptófito.

Datos fenológicos

Florece de abril a mayo, siendo su floración muy efímera. Los frutos maduran de mayo a junio.

Comportamiento ecológico

Habita en fisuras de rocas en zonas de acantilado siempre próximo al litoral. En la clasificación de los Hábitats de la Directiva 92/43CEE (Anexo I), la especie se puede asimilar a la categoría "Acantilados con vegetación de las costas Atlánticas y Bálticas" (Código 1230). Fitosociológicamente su comportamiento está por estudiar en detalle pero su tendencia rupícola, moderadamente nitrófila y levemente halófila la encajaría en alguna comunidad peculiar de la alianza *Brassicion oleraceae* (Clase *Parietarietea*).

Distribución

La pequeña población de esta especie habita en los acantilados del Noroeste de la costa de A Coruña (Ría de Cedeira, Subsector Galaico-Asturiano Occidental), situándose íntegramente en el LIC Costa Ártabra.

Estado actual de conservación

Se conocen pocas localidades y muy próximas donde se desarrolla toda la población conocida. No se le conocen afecciones que incidan sobre ella (Ortiz et al. 2004).

Incluida en la Lista Roja del 2000 donde aparece catalogada como especie "en peligro crítico" (CR) y con la misma categoría se encuentra catalogada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España.



Centaurea borjae Valdés Bermejo & Rivas Goday

Referencias

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Ortiz, S., Soñora, X. & Rodríguez-Oubiña, J. (1997). *Crepis novoana* (Asteraceae), a new species restricted to coastal cliffs in northern Galicia (northwest Iberian Peninsula). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 123: 147-155.

Ortiz, S., Buide, M.I., Rodríguez-Oubiña, J. & Iglesias I. (2004). *Crepis novoana* Ortiz, Soñora & Rgz. Oubiña. En: A. Bañares et. al. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 216-217.

***Cytisus insularis* S. Ortiz & Pulgar**

Descripción

Planta que fue descrita en 2001, leñosa, de porte arbustivo, con ramas que presentan tallos angulosos con 8 costillas (Ortiz et al. 2001) y hojas pequeñas enteras y lanceoladas. Flores grandes amarillas que tras la fecundación desarrollan legumbres planas con abundante pilosidad. Los caracteres de sus legumbres, así como sus hojas enteras, permiten diferenciarla de otras especies del género que viven en su mismo areal, como *C. scoparius* y *C. striatus* (cf. Ortiz et al. 2004).

El tipo biológico se corresponde con el de fanerófito caducifolio.

Datos fenológicos

Su floración se solapa con la de sus congeneres, durante toda la primavera.

Comportamiento ecológico

Habita en las franjas costeras de litoral expuesto y batido por el oleaje, situándose sobre suelos todavía húmicos y de cierta profundidad, aunque con alguna influencia de la salinidad procedente de la maresía, como indica la frecuente compañía de especies aerohalófilas con las que convive (*Crithmum maritimum*, *Armeria pubigera* o *Angelica pachycarpa* por ejemplo).

Distribución

Se encuentra restringida a algunas pequeñas islas de la provincia de Pontevedra y A Coruña, (islas de Ons y Bionta).

Estado actual de conservación

La población se encuentra en su totalidad distribuida entre en el Parque Natural de las Islas Atlánticas y el LIC Complejo Ons - O Grove. Según los autores que describieron la especie, parece que al menos la población de Ons es estable, si bien en su conjunto parece verse afectada, entre otras, por la presión urbanística.

Catalogada como especie "en peligro" (EN) en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España.

Referencias

Ortiz, S., Pulgar, I. & Iglesias, I. (2001). A new species of *Cytisus* Desf. (Fabaceae) from islands of the west coast of Galicia (north-west Iberian Peninsula). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 136: 339-344.

Ortiz, S., Pulgar, I. & Iglesias, I. (2004). *Cytisus insularis* S. Ortiz & Pulgar. En:



Crepis novoana S. Ortiz, Soñora & Rgz. Oubiña

A. Bañares et. al. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 666-667.

***Sagina merinoi* Pau ex Merino**

Descripción

Pequeña planta perenne que no sobrepasa los 30 cm de altura, cespitosa y muy ramificada. Sus pequeñas hojas casi lineares portan en su ápice una larga arista. Sus flores son pentámeras con pétalos blancos de mayor tamaño que los sépalos. Por su carácter perenne y hojitas con arista no presenta confusión con otras especies del género presentes en Galicia.

Datos fenológicos

Presenta una floración abundante y espaciada en el tiempo, floreciendo durante toda la primavera y verano. Sus cápsulas maduran de mayo a septiembre.

Comportamiento ecológico

Habita en suelos escasos, fisuras de rocas, y en claros de brezal sobre sustrato preferentemente serpentínico. Se adapta muy bien a colonizar grietas someras y cascajos de material serpentínico por lo que es probablemente el endemismo que mejor se recupera a los destrozos ambientales producidos por apertura de pistas o canteras.

Se podría tipificar su hábitat según la clasificación de la Directiva 92/43 CEE de forma similar a la de *Centaurea borjæ*: "Roquedos silíceos con vegetación pionera" (Código 8230), y desde el punto de vista fitosociológico se encuadra en la alianza *Armerion eryophyllae* (Clase *Festucetea indigestae*).

Distribución

Muy frecuente en los afloramientos serpentínicos de Galicia, aunque se conoce también de otros enclaves del litoral donde no existen estos afloramientos (Costa da Morte). Su población litoral mejor representada se sitúa en la Costa Ártabra.

Han sido detectadas presencias espurias de esta especie en territorio del interior de A Coruña, ligadas al cascajo utilizado como material de basamento de pistas forestales, y procedente de una cantera de material serpentínico. La disposición de estas plantas estrictamente aferradas al "morrillo" del borde de la carretera y lo artificial de la procedencia del sustrato explican el porqué esas poblaciones no sean viables más allá de 2 ó 3 años.

Estado actual de conservación

No es una planta amenazada, ni se estiman afecciones sobre la subpoblación de la Costa de A Coruña.

La especie no está contemplada en ningún catálogo de flora amenazada.

Referencias

Dupont, P. (1954). Contribution a la Flore du nord-ouest de l'Espagne (II). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*. 90: 429-440.

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza

ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Lainz, M. (1966). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, IV. *Anales del I.F.I.E.*. 10: 299-334.

Lainz, M. (1967). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, V. *Anales del I.F.I.E.*. 12: 1-51.

Lainz, M. (1971). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, VII. *Publicaciones del I.F.I.E.*. 1-39.

Lainz, M. (1974). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, VIII. *Com. I.N.I.A.*. 2: 1-26.

Merino, B. (1905-1909). *Flora de Galicia*, Vol. I (1905); Vol. III (1909). Tipografía galaica. Santiago de Compostela.

Montserrat Martí, G. & Montserrat Martí J.M. (1990). *Sagina* L. En: Castroviejo S. (Coord.) *Flora ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Real Jardín Botánico, CSIC. Vol. II .293-299.

Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.

Rigueiro, A. & Silva-Pando, F.J. (1984). Aportaciones a la Flora de Galicia, I. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 40(2): 385-395.

Silva-Pando, F.J., Rodríguez Gracia, V., García Martínez, X.R. & Valdes Bermejo, E. (1987). Aportaciones a la Flora de Galicia, II. *Bulletim da Sociedade Broteriana*. Ser. 2 (60): 29-68.

***Festuca brigantina* (Markgr.-Dann.) Markgr.-Dann. subsp.**

***actiophyta* Gutierrez Villarias**

Descripción

Pequeña gramínea de descripción reciente (1997), vivaz, cespitosa que no supera los 30 cm. Sus hojas presentan pequeños ganchillos que las hacen rasposas. La inflorescencia también presenta las ramas rasposas o escábridas con pocas flores (5 o 6).

La planta pasa el invierno con la presencia de sus pequeñas hojas revueltas sobre las rocas. Es por tanto un hemicriptófito.

Datos fenológicos

Presenta floración primaveral, sin embargo otros autores han ampliado su floración hasta noviembre (Gómez Orellana & Ortiz 2004). Sus frutos, carióspsides, comienzan a madurar desde el mes de junio.

Comportamiento ecológico

Habita en fisuras de rocas y suelos esqueléticos sobre sustrato serpentínico. Su posición ecológica probablemente merezca una consideración como claramente rupícola y por ello su asignación fitosociológica más adecuada se aproxime a la alianza *Phagnalo saxatilis-Cheilanthon maderensis* (Clase *Asplenietea trichomanis*). La mayoría de sus presencias se han conocido y estudiado en un rango altitudinal entre los 200 y los 600 m s.n.m. No está cuantificado con precisión cuál es su límite inferior pero bien podría presentarse hasta el mismo nivel del mar.

Distribución

La población se sitúa en la Costa Ártabra y su distribución se solapa en A Capelada con la de *Centaurea borjæ*. Recientemente se han



Sagina merinoi Pau ex Merino



Festuca brigantina (Markgr.-Dann.) Markgr.-Dann. subsp. *actiophyta* Gutierrez Villarias

encontrado otras poblaciones hacia el interior en el entorno de Moeche (Gómez Orellana & Ortiz *op. cit.*).

Estado actual de conservación

La población de A Capelada, no parece estar sometida a ningún tipo de afección. Su hábitat, por otra parte, presenta un alto grado de naturalidad. La especie está incluida en el Anexo II de la Directiva Habitats. La subespecie está catalogada en la Lista Roja del 2000 como "En Peligro", sin embargo el conocimiento de las nuevas poblaciones próximas a la Sierra de A Capelada, han llevado a la modificación de su catalogación como "vulnerable" (VU) en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España.

Referencias

- Gómez-Orellana, L. & Ortiz, S. (2004). *Festuca brigantina* subsp. *actiophyta* Gutierrez Villarias. En: A. Bañares et. al. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 891.
- Gutiérrez Villarias I., Romero M.I., Soñora X. & Homet J. 1997. A new subspecies of *Festuca brigantina* (Markgr.-Dann.) Markgr.-Dann. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 123: 249-255.
- Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.

***Linaria polygalifolia* Hoffmanns. & Link subsp. *aguillonensis* (García Martínez) Castro. & Lago**

Descripción

Planta perenne, que puede alcanzar los 40 cm. Sus tallos pueden desarrollarse tumbados o erguidos y portan hojas simples ovado-elípticas a ligeramente oblongas. Sus flores amarillas e irregulares son muy llamativas y de un tamaño considerable (c. 10 mm), presentan un largo espolón curvado.

Se diferencia de la especie tipo en la forma de las hojas y tamaño, aunque parece haber formas intermedias entre ambas.

Datos fenológicos

Florece de abril hasta agosto, mientras que los frutos maduran desde abril a septiembre.

Comportamiento ecológico

Habita en acantilados y con menor frecuencia en las arenas dunares aunque en esta segunda posición suelen presentarse sus rasgos de forma menos nítida y se han localizado diversas formas de transición con la subespecie típica (*L. polygalifolia* subsp. *polygalifolia*) que sí es característica de ambiente psammófilo.

La posición fitosociológica propia de *Linaria polygalifolia* subsp. *aguillonensis* apunta a comunidades de la alianza *Crithmo-Armerion maritimae* (Clase *Juncetea maritimae*) en situaciones peculiares de suelo pedregoso-deleznable, muy poco profundo pero con inicio de una fracción arenosa. La catalogación más adecuada de su hábitat siguiendo la Directiva 92/43CEE sería la de "Acantilados con vegetación de las costas Atlánticas y Bálticas" (Código 1230).

Distribución

La población se distribuye desde Cabo Vilano hasta Estaca de Bares. No obstante, como ya se ha mencionado, es difícil en muchas ocasiones discriminar entre la subespecie típica y la subespecie *aguillonensis*, pues hay formas de transición en ambas. No parece claro realizar una valoración de la población.

Estado actual de conservación

Su hábitat parece mantenerse con un grado de naturalidad aceptable, por lo que se estima que en la población no se presenten severas afecciones. La planta está catalogada en la Lista Roja del 2000 donde figura con la categoría de "En Peligro".

Referencias

- Castroviejo, S. & Lago, E. (1990). Una *Linaria* (Scrophulariaceae) de la costa gallega, mal interpretada. *Nova Acta Ci. Compostelana*. 1: 5-10.
- García Martínez, X.R. (1985). *Linaria thymifolia* (Vahl) DC. subsp. *aguillonensis* García Martínez, subsp. nov.. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 41(2): 4.
- García Martínez, X.R. & Silva-Pando, F.J. (1986). Sobre la distribución de *Linaria aguillonensis* (García Martínez) García Martínez & Silva-Pando. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 43(1): 179-180.
- Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira

aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.

***Omphalodes littoralis* Lehm. subsp. *gallaecica* Lainz**

Descripción

Plantita de pequeño porte, que no supera los 20 cm, de color verde pálido (glauco). Presenta una roseta de hojas basales enteras y espatuladas, mientras que las que se encuentran en el tallo (caulinas) son alternas y ovadas. En su tallito, se desarrollan cimas con pocas flores pentámeras de pétalos blanco azulados.

El tipo biológico se corresponde con el de terófito, ya que se trata de una planta de desarrollo anual que cumple su ciclo biológico estacionalmente.

Datos fenológicos

Es de floración corta y temprana comenzando en el mes de abril, y se extiende hasta mayo. En las poblaciones más septentrionales del área de Ferrol (Doniños) la floración es más tardía, siendo frecuente encontrar ejemplares floreciendo en el mes de junio.

Comportamiento ecológico

Crece en arenas dunares, preferentemente en dunas consolidadas, formando parte de comunidades de pastizal efímero de trasduna de la alianza *Linaria pedunculatae* (Clase *Helianthemetea guttati*). Sus presencias más meridionales han sido identificadas dentro de la asociación *Viola henriquesii-Silenetum littoreae* pero las más septentrionales presentan matices diferenciadores.

Forma parte de la vegetación que bajo el epígrafe "Dunas costeras fijas con vegetación herbácea" está catalogada como hábitat prioritario, código 2130*, en el Anexo I de la Directiva 92/43 CEE. Debido al restringido hábitat que ocupa, su rango altitudinal de distribución carece de interés.

Distribución

Se localiza exclusivamente en la provincia de A Coruña. Su población se encuentra fragmentada en tres núcleos: Costa Ártabra, Costa da Morte y Península del Barbanza (cf. Serrano & Carvajal 2004).

Estado actual de conservación

La población probablemente es fluctuante en el tiempo, ya que al ser una planta de ciclo corto el número de individuos que aparecen cada año, variará dependiendo de que las condiciones ambientales resulten o no favorables.

Las afecciones a que está sometida la población son evidentes por el hábitat que ocupa, y están relacionadas con la fuerte presión humana a que se ve sometida. Se encuentra afectada en la totalidad de su área de distribución.

Incluida en el Anexo II de la Directiva 92/43 CEE donde se contempla a la especie como prioritaria. La subespecie *gallaecica*, endemismo exclusivo de Galicia, está catalogada en la Lista Roja del 2000 como especie "En Peligro", categoría similar presenta en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Serrano & Carvajal 2004).

Referencias

- Bellot, F. (1950). Adiciones a la Flora Gallega. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 10 (1): 383-387.
- Gómez Vigide, F., García Martínez, X.R., Valdés-Bermejo, E., Silva-Pando, F.J. & Rodríguez Gracia, V. (1989). Aportaciones a la Flora de Galicia, III. En: F. Gómez Vigide et al. (coord.) *Sobre Flora y Vegetación de Galicia*. Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura. 101-121.
- Lago, E. & Castroviejo, S. (1992). *Estudio citotaxonomico de la flora de las costas gallegas*. Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas. Seminario de Estudos Galegos, Vol. 3. Ed. do Castro, A Coruña.
- Lainz, M. (1971). Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, VII. Publicaciones del I.F.I.E.. 1-39.
- Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.
- Serrano, M. & Carvajal, R. (2004). *Omphalodes littoralis* subsp. *gallaecica* M. Lainz. En: A. Bañares et. al. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General para la biodiversidad, Publicaciones del O.A.P.N. Madrid. 800-801.
- Soñora, X., Rodríguez-Oubiña, J. & Ortiz, S. (1996). Apontamentos sobre a flora vascular galega, XVI. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8:91-94.

Vieitez, E. (1950). Notas para la Flora Gallega. *Anales de Edafología y Fisiología Vegetal*. 9 (1): 431-439.

***Leucanthemum x corunnense* Lago**

Descripción

Planta perenne, que no supera los 50 cm. Hojas inferiores y caulinas elípticas, las superiores son sentadas y auriculadas en la base. Las inflorescencias (de 2-4 cm) tienen las flores mas externas del capítulo blancas y liguladas, mientras las centrales son tubos amarillos. Presenta 4 o 5 filas de bracteos involucrales en cada capítulo.

De origen híbrido, sus progenitores son *Leucanthemum merinoi* y *Leucanthemum pluriflorum*. Ambas especies son endemismos del noroeste peninsular, que se solapan en su distribución en una pequeña área del norte de A Coruña. La planta fue descrita hace más de una década, con material procedente de Valdoviño.

Datos fenológicos

Florece de junio a agosto. Los frutos maduran entre julio y septiembre, hay observaciones que indican que presentan un alta tasa de fertilidad.

Comportamiento ecológico

Habita en los cantiles costeros, como sus progenitores. También se puede etiquetar su hábitat en el epígrafe "Acantilados con vegetación de las costas Atlánticas y Bálticas" (Código 1230)



Omphalodes littoralis Lehm. subsp. *gallaecica* Laínz

siguiendo la Directiva 92/43 CEE. En cuanto a su posición fitosociológica idónea, aunque está por estudiar, se aproximaría a las comunidades de la alianza *Crithmo-Armerion maritimae* (Clase *Juncetetea maritimae*).

Distribución

La totalidad de la población de *L. x corunnense* se distribuye íntegramente en la Costa Ártabra, entre Cabo Prior y Os Aguillóns.

Estado actual de conservación

La población parece estable.

Referencias

Izco, J. (2004). Flora Vascular. En: Vieitez E. & Rey J.M. (Eds.) A natureza ameazada 2004. Consello da Cultura Galega, Sección Patrimonio Natural. 199-331.

Lago, E. 1990. *Leucanthemum x corunnense* Lago, nothosp. nov. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 48 (1): 91-95.

Ortiz, S. Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, I. (1998). Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 8: 95-101.



Linaria polygalifolia Hoffmanns. & Link subsp. *aguillonensis* (García Martínez) Castrov. & Lago

Relatorio

Javier Amigo Vázquez

Los helechos en el noroeste ibérico y su interés para la conservación

Recibido: 29 Noviembre 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen Se presenta una panorámica de la diversidad de pteridófitos existentes en Galicia en relación con los diversos hábitats en que se encuentran. Se hace una valoración de su abundancia o rareza y se comentan los patrones de distribución de la pteridoflora más escasa. Se consideran también las especies catalogadas con alguna categoría de amenaza y se presentan datos inéditos sobre mediciones microclimáticas del ambiente en que se refugian algunas de las especies más interesantes: los relictos macaronésicos. Se concluye valorando la importancia del papel de la cubierta arbórea para el mantenimiento de muchas de estas especies.

Palabras clave Pteridophyta, diversidad, rareza, categorías de amenaza, UICN, hábitat, microclima.

Abstract A general view of pteridophytic diversity living at present time in Galicia is exposed and their habitat-related diversity is commented as well. A single valuation about their abundance/ rarity based on our own UTM grid-square scale is presented with particular commentaries about distribution pattern of most sparse species. Present-day data about threat degree of galician species are compiled and unpublished data dealing with microclimatic conditions of several woodland ferns (underlining the macaronesian-relicts subgroup) are presented. Finally, the importance of natural woody vegetation for important fern populations maintenance is emphasized.

Key words pteridophyta, diversity, rarity, threat degree, IUCN, habitat, microclimate.

Introducción

El conjunto de los helechos y otros vegetales afines, esto es, lo que conocemos como la flora pteridofítica, constituyen una porción minoritaria de la flora de Galicia; nos referimos a un colectivo de 32 géneros y 65 especies (o 69 taxones si descendemos hasta el rango subespecífico) que suponen apenas el 2,8 % de la flora vascular gallega. Pese a ello el significado que tienen su presencia y su diversidad específica es de una importancia como no tiene parangón en ningún otro colectivo de nuestro patrimonio vegetal. Baste decir que 10 especies de este grupo están incluidas en el Atlas de la Flora Amenazada de España (en adelante AFA; Bañares et al. 2003) con diversas categorías de amenaza: 1 especie considerada "en peligro crítico" (CR), 4 consideradas "en peligro" (EN) y 5 consideradas "vulnerable" (VU).

En parte, su carácter minoritario se justifica por la posición filogenética que ocupan los pteridófitos en el reino de las plantas: son el remanente que ha llegado hasta nuestros días de los primeros vegetales con sistema vascular, que aparecieron en el planeta hace unos 400 millones de años, que tuvieron su período de expansión en épocas pretéritas como el período Carbonífero, pero que cedieron ante el empuje y la mayor eficacia biológica de las plantas con flores que surgieron con posterioridad. La situación global actual es que por cada especie de pteridófito existen entre 20 y 25 especies de espermatófitos (plantas con semillas), lo cual indica claramente que, como vegetales conquistadores de la tierra firme, los helechos son un grupo en recesión.

Aunque su presencia suele asociarse con los ambientes más húmedos, en un colectivo tan numeroso como el gallego se pueden encontrar helechos en una gran diversidad de hábitats. No existe todavía un atlas completo de los helechos gallegos pero al menos hemos recopilado información bastante detallada sobre la distribución de las especies menos comunes y es ilustrativo el ver qué pautas de repartición geográfica muestran los pteridófitos de más interés en Galicia.

Javier Amigo Vázquez
Departamento de Botánica. Facultade de Farmacia. Campus Sur.
Universidade de Santiago de Compostela.
15706-Santiago de Compostela. A Coruña
e-mail: bvherbar@usc.es

Otro aspecto que pretendo es el dar una visión cuantificable sobre condiciones microclimáticas que soportan algunas de las especies principales de nuestra pteridoflora. Tales condiciones pueden dar una respuesta sobre la escasez y la vulnerabilidad que padecen tales especies y que justifican su inclusión en el AFA.

Diversidad de hábitats

En la Tabla 1 (tomada de Amigo et al. (2004), actualizada) se muestra una repartición de todas las especies y subespecies de pteridófitos conocidos en Galicia según sus preferencias ecológicas; aunque se han seleccionado unas definiciones de sus hábitats muy simplificadas es significativo lo que se aprecia en una primera evaluación: que el grupo más numeroso corresponde a helechos de hábitats boscosos. Sin embargo, no dejan de sorprender las numerosas especies que se encuentran asociadas a medios ecológicos que en una primera impresión pueden parecer “poco recomendables” para un helecho; por ejemplo, el considerable grupo de especies asociadas a roquedos y ambientes petranos.

En la Figura 1 se muestra un ejemplo de una comunidad vegetal presidida por dos especies de pteridófitos que se desarrolla en un ambiente tan extremo como un canchal subalpino: son acúmulos de gelifractos, fragmentos de rocas derivados de la erosión a que se ven sometidos los roquedos de alta montaña debidos al continuo juego hielo/deshielo. Esta asociación se denomina *Cryptogramma crispae-Dryopteridetum oreadis* y los pteridófitos que la componen (*Cryptogramma crista* y *Dryopteris oreades*), además de resistir las frías condiciones de las grandes altitudes de nuestros macizos orientales (cumbres de Ancares y de Pena Trevinca) han aprendido a extender sus rizomas por el húmedo y escaso suelo que se forma debajo de las piedras mientras sus brotes tienen que erguirse sinuosamente para desplegar las frondes (hojas) por encima de ellas para captar la luz y dispersar sus esporas. Un buen ejemplo de hábitat muy selectivo.

En el mismo sentido es destacable la variedad de especies que aparecen ligadas a tipos de roquedos minoritarios en Galicia como son las rocas calizas (Figura 2) o los roquedos ultrabásicos. Pero sin duda el grupo numéricamente más importante es el de los helechos de hábitats boscosos, es decir, que precisan del ambiente de luz atenuada y humedad controlada por el dosel arbóreo para desarrollarse (Figura 3).

Los helechos más raros y su distribución

Antes de que apareciesen trabajos de síntesis sobre la flora de interés basados en criterios objetivos (como ha sido la lista del AFA utilizando los criterios de la UICN en su versión del 2001), un grupo de colaboradores intentamos una recopilación exhaustiva de los datos que existen sobre distribución de pteridófitos en Galicia, y diseñamos una valoración de esta pteridoflora estableciendo unas categorías de rareza; el criterio seguido fue simplemente la distribución en Galicia tomando como base cartográfica el



Figura 1.- Un ejemplo de la asociación *Cryptogramma-Dryopteridetum oreadis* en un canchal en la Sierra de Ancares (Lugo-León), a 1950 m.s.n.m.



Figura 2.- Un pteridófito que vive en las grietas de rocas calizas: *Cheilanthes acrostica*. En Galicia se encuentra exclusivamente en el Parque Natural da Serra da Enciña da Lastra (Ourense).



Figura 3.- Aspecto del sotobosque rico en helechos de un bosque mixto de vaguada en el valle del río Landoi (A Coruña).

Medio ecológico	Subgrupo	Taxones	
Grietas rocosas (17)	Rocas calizas	<i>Adiantum capillus-veneris</i> <i>Asplenium ruta-muraria</i>	<i>Asplenium ceterach</i> <i>Cheilanthes acrostica</i>
	Rocas silíceas	<i>Asplenium marinum</i> <i>Asplenium adiantum-nigrum</i> <i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>trichomanes</i> <i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>quadrialeans</i> <i>Asplenium obovatum</i> subsp. <i>lanceolatum</i>	<i>Asplenium septentrionale</i> <i>Cheilanthes hispanica</i> <i>Cheilanthes guanchica</i> <i>Cheilanthes tinaei</i> <i>Christella dentata</i>
		Rocas ultrabásicas	<i>Notholaena marantae</i>
		Canchales	<i>Cryptogramma crispa</i> <i>Dryopteris oreades</i>
Taludes terrosos (5)		<i>Anogramma leptophylla</i> <i>Cystopteris dickieana</i> <i>Cystopteris diaphana</i>	<i>Cystopteris fragilis</i> <i>Stegnogramma pozoi</i>
Muros, rocas o troncos de árboles (4)		<i>Davallia canariensis</i> <i>Polypodium interjectum</i>	<i>Polypodium vulgare</i> <i>Polypodium cambricum</i>
Bosques (22)	Riparios	<i>Athyrium filix-femina</i> <i>Equisetum hyemale</i>	<i>Osmunda regalis</i>
	Vaguadas	<i>Culcita macrocarpa</i> <i>Dryopteris guanchica</i> <i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	<i>Hymenophyllum wilsonii</i> <i>Trichomanes speciosum</i> <i>Woodwardia radicans</i>
	Nemorales en general	<i>Asplenium scolopendrium</i> <i>Blechnum spicant</i> <i>Dryopteris aemula</i> <i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>affinis</i> <i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>borreri</i> <i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>cambrensis</i> <i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Dryopteris expansa</i> <i>Dryopteris filix-mas</i> <i>Gymnocarpium dryopteris</i> <i>Oreopteris limbosperma</i> <i>Polystichum aculeatum</i> <i>Polystichum setiferum</i>
Ambientes palustres (13)	Hidrófitos	<i>Isoetes fluitans</i> <i>Isoetes histrix</i> <i>Isoetes velata</i> subsp. <i>asturicense</i>	<i>Isoetes velata</i> subsp. <i>velata</i> <i>Isoetes setaceum</i> <i>Pilularia globulifera</i>
	Helófitos	<i>Dryopteris carthusiana</i> <i>Equisetum palustre</i>	<i>Equisetum telmateia</i> <i>Thelypteris palustris</i>
	Turfófilos	<i>Huperzia selago</i> <i>Lycopodiella inundata</i>	<i>Lycopodium clavatum</i>
Pastizales diversos (4)		<i>Botrychium lunaria</i> <i>Ophioglossum lusitanicum</i>	<i>Isoetes durieui</i> <i>Ophioglossum vulgatum</i>
Ecología amplia (4)		<i>Asplenium onopteris</i> <i>Equisetum arvense</i>	<i>Equisetum ramosissimum</i> <i>Pteridium aquilinum</i>

Tabla 1.- Distribución de la pteridoflora gallega por ambientes ecológicos.

cuadrado UTM de 10 X 10 km y como criterio de rareza el número de cuadrados en los que cada especie estaba presente. Como se aprecia en la Tabla 2, un simple criterio cuantitativo nos ha servido para marcar límites precisos sobre unas categorías para calificar a las especies: Muy Rara, Rara, Escasa o Poco Abundante. El límite superior lo hemos puesto en los 36 cuadrados, exactamente el 10% del número total de cuadrados de Galicia; pero incluso quedándonos solamente con las categorías Muy Rara, Rara y Escasa (en adelante M-R-E), esto es, el umbral del 5% del total de los cuadrados de Galicia, incluiríamos 35 especies dentro de tales categorías (Tabla 3), esto es, el 51% de nuestra flora pteridofítica.

Pero no sólo es interesante el alto número de especies de rareza apreciable; también es ilustrativo ver por dónde se reparten esas especies M-R-E. En la Figura 4 se muestra la distribución por Galicia de los cuadrados en los que está presente alguna de estas 35 especies M-R-E. Más que el dato puntual de dónde aparece una especie M-R-E, que viene a ser más de 1/3 del total de los cuadrados gallegos de 10 x 10 km, destacamos de este mapa dónde se

concentran las cifras más altas de especies M-R-E: los cuadrados con 4, 5, 6 u 8 especies (casualmente no hay ninguna con 7) de tales categorías. Lo primero reseñable es que las áreas de mayor interés se centran en las grandes sierras orientales (de Ancares a Trevinca pasando por Courel y A Lastra), dato previsible por dos razones: porque donde hay mayores desniveles altitudinales generalmente hay más diversidad de hábitats, y porque además, en esa zona oriental existe una mayor diversidad de sustratos, ya que se presentan los principales afloramientos de rocas calizas gallegas, lo que también supone un elemento de variabilidad. Pero llamo la atención sobre los cuadrados situados en la esquina norte de la provincia de A Coruña, que destacan porque las cuencas de numerosos ríos y riachuelos entre el bajo Mandeo y el Sor son el albergue de un colectivo de especies de enorme interés por su carácter finícola como comentaremos en el siguiente apartado.

Esta tendencia de concentración de especies de helechos M-R-E se aprecia tal vez mejor si representamos solamente la distribución de los Raros o Muy Raros (Figura 5): sólo hay un cuadrado que reúna 5 especies que coincide con

Categoría	Nº de cuadrados en que se encuentra	Porcentaje (100% = 360)
Muy Raro	1-3	< 1 %
Raro	4-7	< 2 %
Escaso	8-18	2-5 %
Poco Abundante	19-36	5-10 %
Abundante	>36	>10 %

Tabla 2.- Categorías de rareza de la pteridoflora gallega por número de cuadrados UTM de 10 km de lado en los que están presentes.

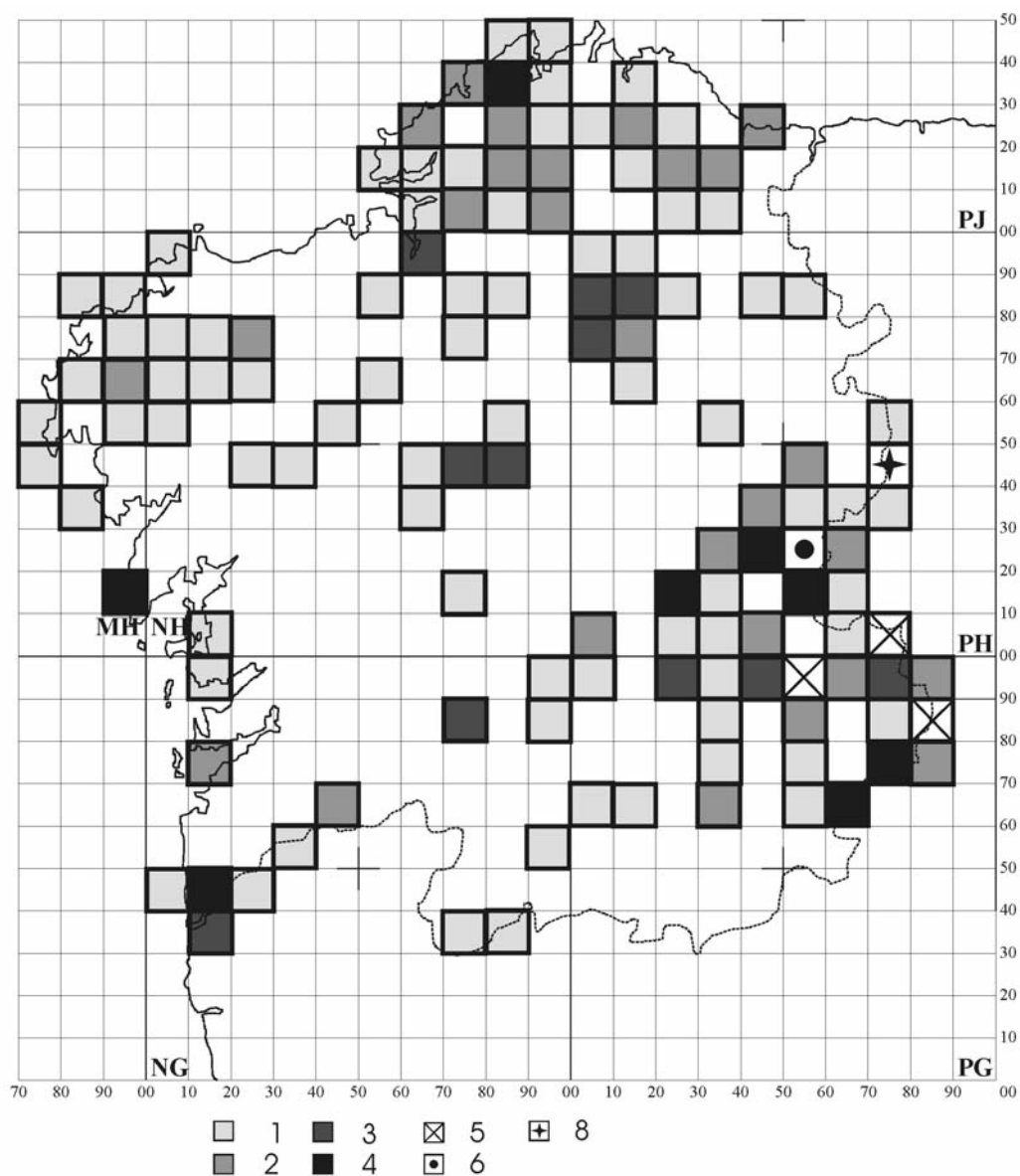


Figura 4.- Distribución de los cuadrados U.T.M. 10 x 10 km con presencia de pteridófitos Escasos (presentes en un máximo de 18 cuadrados). La escala de grises y los símbolos indican el número de tales especies en cada cuadrado

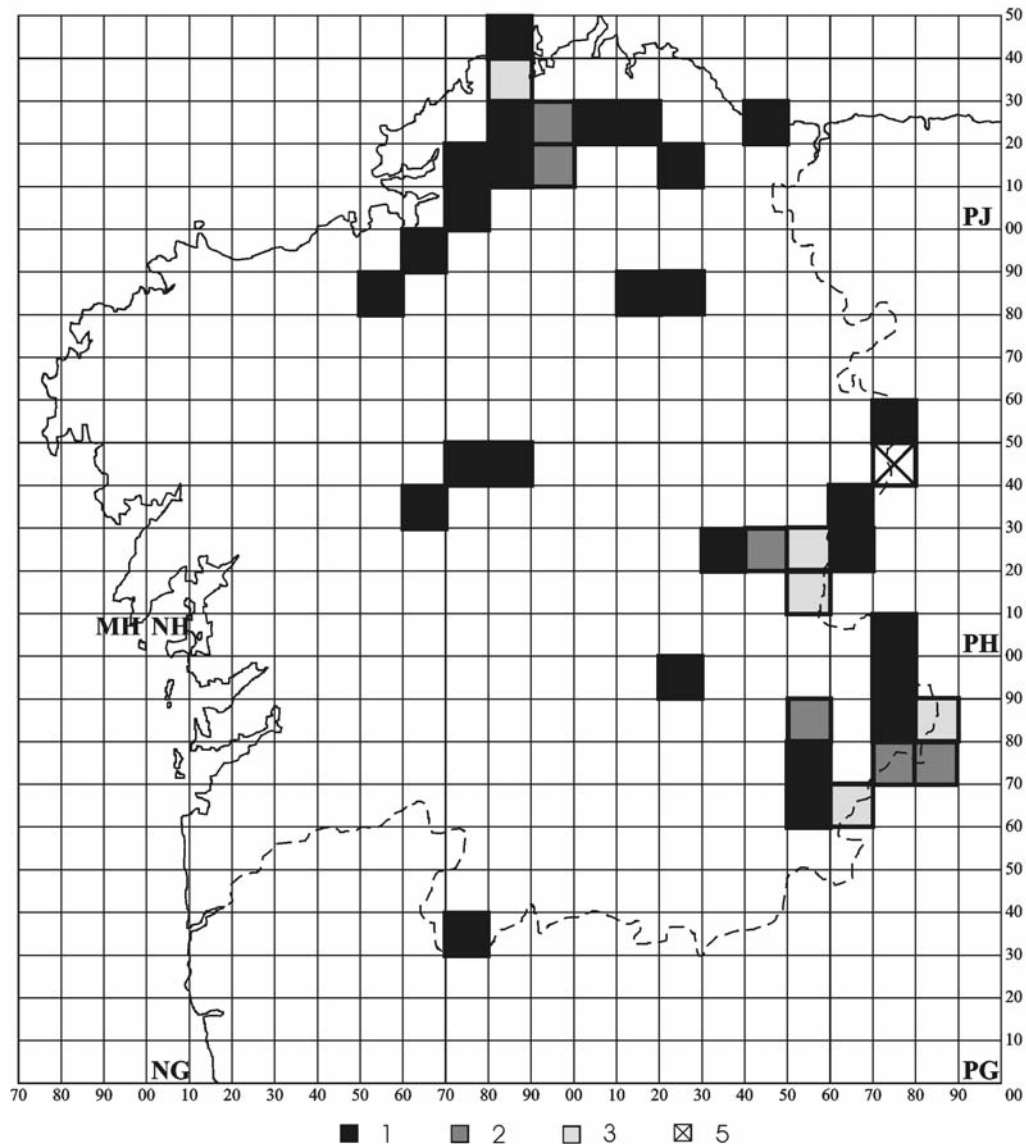


Figura 5.- Cuadrados U.T.M. 10 x 10 km con presencia de helechos Raros o Muy Raros (presentes en un máximo de 7 cuadrados).

importantes cumbres de la Sierra de Ancares; no hay ninguno con 4, pero los cuadrados con 3 y 2 especies marcan de nuevo la tendencia de las montañas orientales (Courel, Trevinca) y el extremo septentrional coruñés donde destaca un cuadrado con 3 especies raras porque recoge el valle del río Landoi, que vierte de la Sierra de Capelada hacia Cariño.

La pteridoflora amenazada

La anterior selección de especies y su catalogación de rareza se podrían considerar arbitrarias o imprecisas; por eso voy a comentar otras catalogaciones basadas en el grado de amenaza o riesgo de desaparición. En la Tabla 4 se presenta una selección de helechos que han sido designados por distintos autores, en propuestas publicadas a lo largo de las dos últimas décadas, con diferentes

categorías como Rara, Vulnerable o En Peligro. Después de diversos intentos en algunos de los cuales incluso se proponían consideraciones a nivel regional, ibérico o mundial, llegamos a la catalogación utilizada para el Atlas de la Flora Amenazada (A.F.A.) basada en criterios objetivos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Resaltamos esta última (columna 9, Tabla 4) no sólo por ser la más actual, sino por ofrecer unos criterios de consideración de categorías de amenaza homologables, esto es, con precisión clara de los valores exigibles a una especie para merecer una categoría u otra: de tamaño de poblaciones, área de ocupación, número de años en los que se ha apreciado un declive o desaparición de nº de individuos, etc. Entre otros aspectos de interés, en esta clasificación de la UICN se ha eliminado la categoría de "Rara", por lo ambiguo e impreciso de su uso a lo largo de la literatura especializada.

<i>Asplenium ruta-muraria</i>	14	<i>Huperzia selago</i>	4
<i>Asplenium septentrionale</i>	3	<i>Hymenophyllum wilsonii</i>	1
<i>Botrychium lunaria</i>	3	<i>Isoetes duriei</i>	1
<i>Cheilanthes acrostica</i>	1	<i>Isoetes fluitans</i>	16
<i>Cheilanthes guanchica</i>	1	<i>Isoetes setaceum</i>	1
<i>Cheilanthes hispanica</i>	13	<i>Isoetes velata asturicense</i>	2
<i>Cheilanthes tinaei</i>	14	<i>Isoetes velata velata</i>	8
<i>Christella dentata</i>	1	<i>Lycopodiella inundata</i>	11
<i>Cryptogramma crispa</i>	7	<i>Lycopodium clavatum</i>	1
<i>Culcita macrocarpa</i>	6	<i>Notholaena marantae</i>	2
<i>Cystopteris dickieana</i>	7	<i>Ophioglossum lusitanicum</i>	8
<i>Cystopteris fragilis</i>	5	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	15
<i>Dryopteris expansa</i>	1	<i>Pilularia globulifera</i>	8
<i>Dryopteris oreades</i>	8	<i>Polystichum aculeatum</i>	11
<i>Equisetum hyemale</i>	2	<i>Stegnogramma pozoi</i>	6
<i>Equisetum palustre</i>	10	<i>Thelypteris palustris</i>	9
<i>Equisetum ramosissimum</i>	15	<i>Trichomanes speciosum</i>	10
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	2		
Total muy raros		14	
Total escasos		35	

Tabla 3.- Pteridófitos escasos de Galicia: presentes en 18 cuadrados o menos. El número indica los cuadrados 10x10 km donde se conoce su presencia. En negrita las especies Muy Raras.

Según lo expresado en esta Tabla 4, tendríamos un colectivo de 16 especies que reunirían los criterios de diversos expertos sobre cuáles son los helechos gallegos de mayor interés por su grado de amenaza. Si nos ceñimos a los indicados en el A.F.A. (columna 9) tenemos nada menos que 10 especies en nuestro territorio contrastadamente considerables como amenazadas a una escala española. De esta lista de 10 destacaremos algunas cosas:

- Hay una especie de singular importancia considerada como “En Peligro Crítico”, que es *Hymenophyllum wilsonii*. Su presencia en el río Landoi es su única localidad de presencia en toda la Península Ibérica (Figura 6)

- De las 4 especies consideradas “En Peligro”, al menos dos son pteridófitos ligados a humedales: *Isoetes fluitans* y *Pilularia globulifera*. Eso es también un indicativo de que este tipo de ecosistemas (y por tanto su flora asociada) están entre los más amenazados.

- Nada menos que 6 de las 10 especies recogidas en el A.F.A. son pteridófitos de ambientes boscosos (ver Tabla 1). Ese dato puede destilarse en el siguiente mensaje: de la “salud” y la preservación de nuestros bosques dependerá la conservación del colectivo más valioso de nuestros helechos.

Como explicación a la importancia numérica del colectivo de helechos nemorales (dependientes del bosque) en nuestra pteridoflora amenazada, sirve de ayuda el conjunto de especies consideradas como “relictos macaronésicos”. Son un colectivo florístico representante de una flora subtropical que debió cubrir también Galicia durante el período

Terciario, con unas condiciones climáticas más cálidas y húmedas que las actuales, pero que fue barrida por las glaciaciones posteriores. De esta flora, acorde con aquellas condiciones, sólo han quedado unas pocas especies como “reliquias” o “relictos” que han llegado hasta nuestros días con la siguiente distribución: A) presencia en las islas de la Región Macaronésica (Azores, Madeira, Canarias) ligándose a los bosques siempreverdes que se han mantenido en ellas, y B) en áreas concretas del sur del continente europeo, refugiándose en enclaves boscosos, próximos al litoral, muy húmedos y atemperados por la oceanidad del clima general y por el efecto protector del bosque.

En la Figura 7 se ilustra la distribución mundial de dos especies de esta flora relictica. El hecho de que *Woodwardia radicans* no figure entre las 10 especies pteridofíticas gallegas del AFA se debe a que, por fortuna, hay suficiente número de poblaciones de esta especie a lo largo de toda la Cornisa Cantábrica, Galicia incluida, con lo cual sobrepasa los valores umbrales y no recibe ni la consideración de Vulnerable. Sin embargo su condición de relictica queda manifiesta en su distribución “salteada” al igual que la de *Culcita macrocarpa*; por ello ambos pteridófitos, junto con *Trichomanes speciosum*, figuran entre las especies del Anexo II de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), es decir, del colectivo de especies para cuya preservación los Estados miembros de la Comunidad Europea que las contengan, deberán designar áreas concretas para su conservación.

Taxon	Referencia bibliográfica								
	Salvo et al. (1984)	Izco (1989)			Salvo (1990)		Domínguez Lozano et al. (1996)	Ortiz et al. (1998)	Bañares et al. 2003 (AFA)
		Galicia	General	Regional	Europea	Mundial			
<i>Christella dentata</i>	E	.	.	E	V	R	.	R	EN
<i>Culcita macrocarpa</i>	E	E	V	V	V	R	V	V	EN
<i>Cystopteris diaphana</i>	.	.	.	R	.	.	.	.	.
<i>Dryopteris aemula</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	VU
<i>Dryopteris guanchica</i>	V	V	.	R	R	R	.	V	VU
<i>Huperzia selago</i>	.	E	.	R	.	.	.	.	.
<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	.	V	.	V	R	.	.	.	VU
<i>Hymenophyllum wilsonii</i>	.	.	.	.	.	.	.	V	CR
<i>Isoetes fluitans</i>	V	V	.	E	E	.	.	V	EN
<i>I. velata</i> subsp. <i>asturicense</i>	.	.	.	V	R	.	.	R	.
<i>Lycopodiella inundata</i>	.	.	.	R	.	.	.	.	VU
<i>Lycopodium clavatum</i>	.	.	.	R	.	.	.	.	.
<i>Pilularia globulifera</i>	V	.	.	V	V	V	.	V	EN
<i>Stegnogramma pozoi</i>	R	.	.	R	R	.	.	.	.
<i>Trichomanes speciosum</i>	E	E	V	R	R	R	R	V	VU
<i>Woodwardia radicans</i>	R	V	V	R	R	V	R	V	.

Tabla 4.- Distintas clasificaciones de categorías de amenaza de nuestra pteridoflora publicadas en por distintos autores. Categorías: R = rara; V, VU = Vulnerable; E, EN = En Peligro; CR = En Peligro Crítico.



Figura 6.- Población de *Hymenophyllum wilsonii* en el río Landoi.

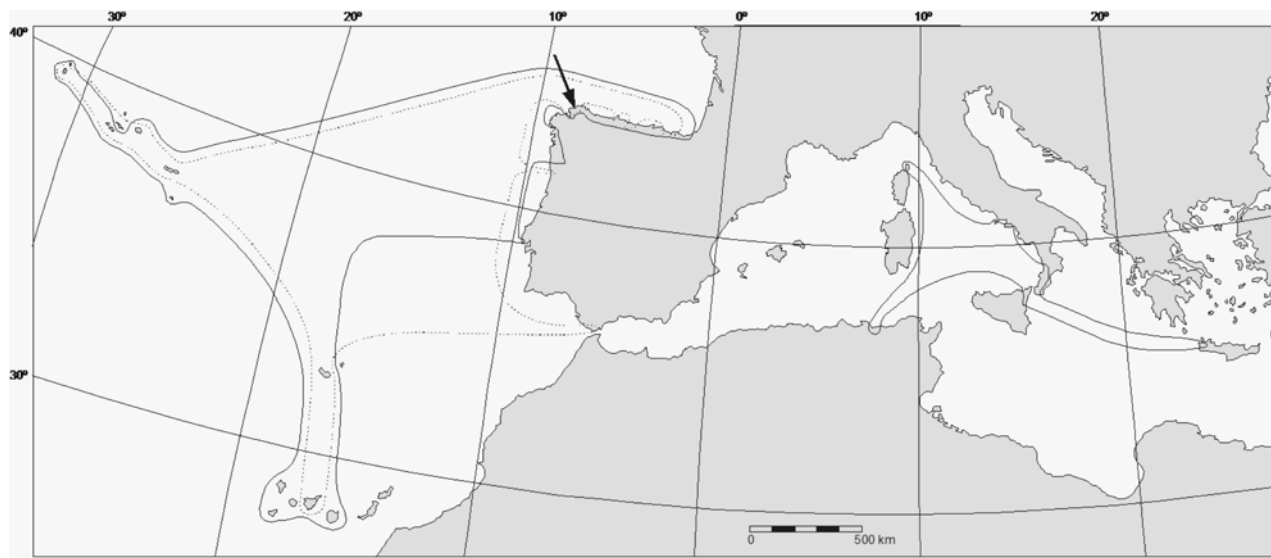


Figura 7.- Área de distribución mundial de *Culcita macrocarpa* y *Woodwardia radicans*. La flecha señala la Sierra de Capelada, límite septentrional absoluto para ambas especies (Tomado de Quintanilla et al., 2005).

El refugio del bosque termófilo

Hace unos años desarrollamos un proyecto para intentar estudiar más en detalle las condiciones microclimáticas que permitían la existencia de algunas de estas especies de helechos relícticos. En colaboración con L.G. Quintanilla y S. Aguiar nos propusimos monitorear unas cuantas localidades en las que se hallaban presentes algunas de estas especies, partiendo preferentemente de la presencia de una de las más emblemáticas y sensibles, por su gran tamaño: *Culcita macrocarpa* (Figura 8).

Seleccionamos un total de 7 localidades en las que se encontraban al menos dos de estos helechos relícticos y/o amenazados (*Woodwardia radicans* e *Hymenophyllum tunbrigense* en todas ellas, *Culcita macrocarpa* y *Dryopteris guanchica* en 5, y *Trichomanes speciosum* en 4). Todas eran localidades de valle de río o arroyo enmarcados por laderas abruptas (Figura 9), cubiertas de bosque caducifolio más o menos mixto, en altitudes inferiores a los 300 m, y situadas en el norte de la provincia de A Coruña, desde el río Eume al Landoi, pasando por el Mera y un afluente del río Castro. En estas 7 localidades situamos unos medidores termohigrométricos (Figura 10) que nos proporcionaban la temperatura y la humedad ambiental a cada hora en esos puntos concretos. La idea inicial era conocer cómo viven estos helechos en esas condiciones particulares y poder comparar estas mediciones con las condiciones climáticas que podían darse en el entorno de estas poblaciones.

Aunque el ensayo parecía ser sencillo resumiré los problemas y dificultades que surgieron y que han limitado los resultados del proyecto:

- Inicialmente pretendimos utilizar un doble juego de medidores termohigrométricos para comparar, en cada población escogida, las condiciones microclimáticas bajo el dosel del bosque y fuera de él. Por falta de presupuesto, decidimos finalmente mantener las 7 localidades pero sólo un medidor (bajo el dosel) en cada una de ellas.

- Los higrómetros de estos medidores automáticos, aunque diseñados para medir humedad al aire libre, no eran de la suficiente calidad como para soportar mediciones prolongadas en ambientes tan saturados de humedad como nuestras 7 localidades con helechos relícticos. Resultado: 4 de ellos dejaron de suministrar datos fiables antes de cumplir su primer año de medidas.

- También nos afectó otro problema común a la instalación de medidores al aire libre en Galicia: un gesto vandálico nos eliminó uno de los aparatos registradores en el segundo año de operar.

Por razones que no vienen al caso, aunque hemos estado varios años realizando mediciones, los datos que ahora puedo mostrar se basarán solamente en un año de registros (de Octubre de 1999 a Octubre de 2000). Con todas las reservas que ello pueda suponer, algunos datos sobre las variaciones de temperatura y de humedad ambiental registradas me parecen de cierto interés para ilustrar cómo viven estos helechos. Los datos y gráficos que mostraré a continuación han sido “destilados” gracias a la colaboración y el buen ojo del Dr. Carlos Real, profesor de Ecología en la E.P.S. de Lugo.

En la Tabla 5 se recogen algunos parámetros de temperatura registrados en estas 7 localidades. En todos los casos se ha recurrido al percentil 95, es decir, eliminando del conjunto de datos medidos a lo largo de todo el año, los valores extremos que se escapan por debajo del 2,5% y por encima del 97,5%; es un modelo de análisis de datos climáticos que elimina las distorsiones por los valores más anómalos. Observando las temperaturas máximas y mínimas, llama la atención la ausencia de heladas (temperaturas mínimas claramente positivas) y unas máximas muy moderadas (la más alta de 22,5° en la única localidad orientada al sur); el conjunto de ambos se resume en la columna “rango”, es decir la diferencia entre los valores mínimos y máximos en cada estación de medida.



Figura 8.- Población de *Culcita macrocarpa*, con frondes de hasta 2 m, en el Parque Natural de As Fragas do Eume.



Figura 9.- Aspecto típico de arroyo abrupto en ladera de umbría, donde suelen encontrarse helechos relicticos en el norte de Galicia. En la foto *Woodwardia radicans*; Parque Natural Fragas do Eume.

Estación	Tª mínima	Tª máxima	Tª media	Rango	Altitud	Tª mínima
MA1	1.9	19.8	10.9	17.9	290	1.9
QZ	3.4	18.5	10.9	15.1	280	3.4
MA3	1.2	21.6	11.1	20.4	210	1.2
ME	1.1	21.9	11.3	20.8	200	1.1
EU1	2.5	21.3	11.8	18.8	170	2.5
RO	3.3	20.9	11.8	17.6	80	3.3
EU2	2.8	22.5	12.2	19.7	80	2.8

Tabla 5.- Estaciones con helechos relícticos bajo bosques termófilos. Datos de temperatura: percentiles 2,5 y 97,5 de la distribución de temperaturas; media, rango y altitud de las estaciones (MA: Mariaqueira / EU: Eume / ME: Mera / QZ: Quiza (Landoi) / RO: Rodeiro).



Figura 10.- Medidor termohigrométrico ubicado bajo una densa población de *Culcita macrocarpa* en el río Landoi. Sonia Aguiar sirve de referencia para ver el tamaño.

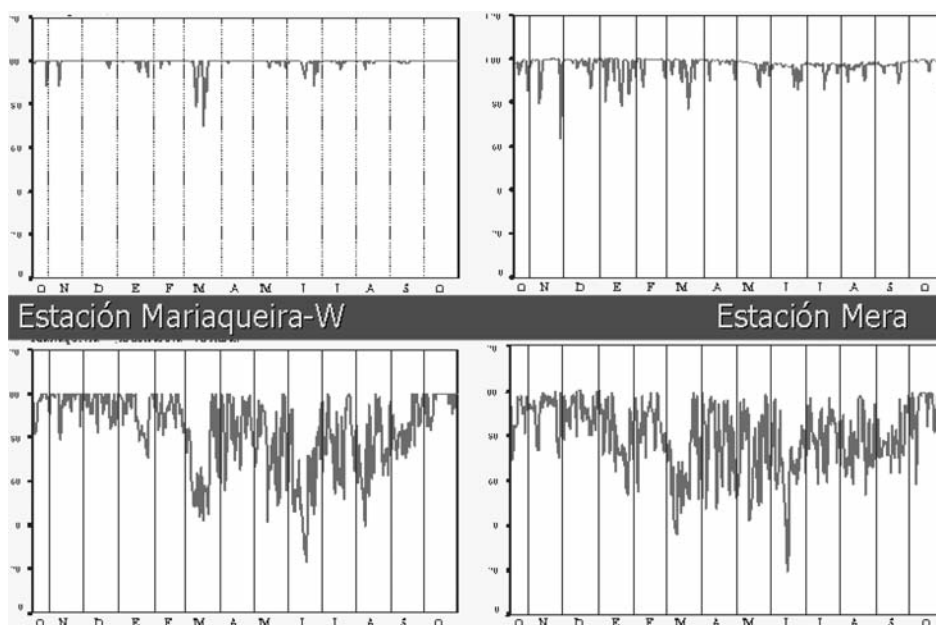


Figura 11.- Variación anual de la humedad ambiental en dos estaciones con *Culcita macrocarpa* (Arroyo Mariaqueira y Río Mera). Mediciones diarias tomadas a las 8 horas (arriba) y a las 16 horas (abajo) desde Octubre 1999 a Octubre de 2000.

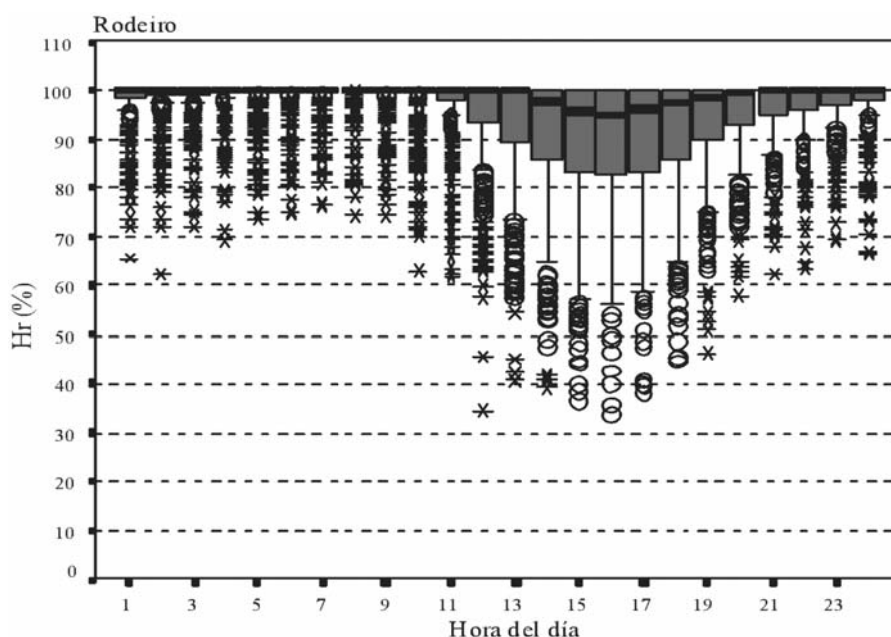


Figura 12.- Variación diaria de la humedad atmosférica en la población del Arroyo Rodeiro (de Octubre 1999 a Octubre 2000). Se representa la humedad relativa del aire (Hr), en porcentaje, frente a las horas del día.

De alguna manera este parámetro se puede traducir como oceanidad de la estación, entendida climáticamente como lo opuesto a continentalidad (cuya medida más simple es la diferencia entre mínimas y máximas); y los rangos de estas localidades comprendidos entre los valores 15,1 y los 20,8, indican una muy acusada oceanidad. Precisamente los dos valores más bajos del parámetro "rango" se corresponden con las dos mejores localidades tanto por el número de especies de helechos relícticos en cada una como por las magníficas poblaciones de *Culcita macrocarpa* presentes en ambas. Por lo demás, el valor de la media nos da una idea de un nivel anual aceptablemente termófilo, siendo además un parámetro que mantiene una lógica relación proporcional inversa con la altitud de las estaciones.

Pero parece ser la humedad ambiental el parámetro que ofrece los datos más sorprendentes. En la Figura 11 se muestran las gráficas de las fluctuaciones diarias de dicho parámetro en dos de las 7 estaciones, ambas con *Culcita macrocarpa*, registradas en dos momentos opuestos del día: las 8 de la mañana y las 4 de la tarde. Aunque ninguna de las dos estaciones estaba entre las más atemperadas de las 7 (las de menor valor del "rango"), es llamativo la elevada humedad que mantienen: al amanecer, casi todo el año está al 100%, y a la hora de más calor del día ya se aprecian valores menores sobre todo en algún mes del verano, pero no deja de mantener unos niveles superiores al 50% más de $\frac{3}{4}$ partes del año. En resumen, se trata de puntos con una humedad ambiental muy alta; incluso en las horas más cálidas del día el descenso de humedad no llega a ser ni muy intenso ni muy prolongado. Esto se puede apreciar en la gráfica de la Figura 12. En ella se observa cómo fluctúa la humedad diaria en otra de las estaciones con helechos relícticos: el Arroyo Rodeiro, afluente del río

Eume. Las mediciones de la humedad a una hora concreta del día, a lo largo de todo el año, se concentran en una barra vertical y sólo los registros puntuales que se escapan del percentil 95 se representan como "círculos" o "estrellas" en negro. Del análisis de esta gráfica se desprende una conclusión similar a la de antes: que la humedad ambiental se mantiene mayoritariamente en torno al 100% la mayor parte del día y que sólo en las horas de mayor insolación (entre las 13 y las 19 horas, con máximo en las 16) se aprecia un descenso lógico pero que, en el 95% de los días de ese año, no descendió del 80% de humedad.

Corolario

Con estos estudios sobre el microclima en localidades con poblaciones de helechos relícticos, a pesar de no haber sido lo completos que hubiéramos querido, aprendimos algo que antes sólo sospechábamos: que las condiciones de elevada oceanidad bajo ombroclima húmedo-hiperhúmedo, manteniéndose sin sequedad estival (sin influencia mediterránea) y a resguardo de heladas, habían sido las claves para que persistiesen en nuestro territorio algunas especies de helechos más propios de un tiempo pasado y un clima ya desaparecidos. Tales condiciones se manifiestan en el rincón norte de la provincia de A Coruña mejor que en ninguna otra parte de Europa continental (a excepción, quizás, de la Sª de Grazalema en Cádiz).

Las estaciones meteorológicas del entorno del Golfo Ártabro (A Coruña, Monteventoso, etc.) recogen los valores de menor continentalidad, en sentido de contraste térmico, de toda la Península Ibérica. Esta oceanidad, combinada con una pluviometría elevada y el tipo de "verano cantábrico", siempre más húmedo, configuran un territorio

entre los ríos Eume y Sor enormemente propicio para una serie de helechos amenazados. Estos factores climáticos, combinados con una baja altitud y el efecto tampón para la humedad que supone la cubierta del bosque autóctono, favorecen que la mayoría de los arroyos permanentes que discurren por las laderas de umbría entre las cuencas de estos dos ríos sean un territorio potencial magnífico para los relictos de origen macaronésico y en muchos casos un territorio “real”. Incluso a pesar de la ingente proporción de implantación de eucaliptos que ha sufrido todo ese territorio; es enormemente frecuente ver entre laderas enteras repobladas con o invadidas por *Eucalyptus globulus*, y sin embargo en las vaguadas, si se ha conservado una hilera continua de arboleda autóctona, vemos cómo encontramos alguna de estas especies de helechos relicticos macaronésicos.

En síntesis, el mensaje de todo esto es que el mantenimiento del bosque autóctono, incluso lo que nos pueden parecer fragmentos minoritarios y sin gran importancia por su exigua superficie, puede ser vital para la preservación de especies de enorme interés. Sin menoscabar el valor de otras masas forestales más extensas en territorio de la Galicia interior, esa porción de territorio coruñés al norte del Eume alberga fragmentos de bosques que suponen condiciones probablemente irrepetibles para la preservación de un patrimonio natural valiosísimo.

Bibliografía

- Amigo, J., Quintanilla, L.G. & Romero, M.I. (2004): Pteridófitos (División Pteridophyta). En: A. Rigueiro (Coord.): Proyecto Galicia, Vol. 42: Botánica II, 165-255. Hércules Ediciones S.A. A Coruña.
- Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J. C. & Ortiz, S. (2003): Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España: 722–723. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Domínguez-Lozano, F.; Galicia Herbada, D.; Moreno Rivero, L.; Moreno Saiz, J.C. & Sainz Ollero, H. (1996): Threatened plants in Peninsular and Balearic Spain: a report base don the EU Habitats Directive. *Biol. Conservation* 76: 123-133.
- Izco, J. (1989): Flora Vascular. In Díaz-Fierros & al. (coords.), *A Natureza Ameazada*: 141-202. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- Quintanilla, L.G.; Pangua, E.; Amigo J. & Pajarón S. (2005): Comparative study of the sympatric ferns *Culcita macrocarpa* and *Woodwardia radicans*: sexual phenotype. *Flora*, 200: 189-194.
- Ortiz, S.; Rodríguez-Oubiña, J. & Pulgar, Í. (1998): Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 8: 95-101.
- Salvo, A.E. (1990): *Guía de helechos de la Península Ibérica y Baleares*. Pirámide. Madrid
- Salvo, A.E., Cabezudo, B. & España, L. (1984): Atlas de la pteridoflora ibérica y balear. *Acta Bot. Malacitana* 9: 105-128.

Relatorio

Manuel Antonio Rodríguez Guitián

Avaliación da diversidade sylvica do subsector galaico-asturiano septentrional: tipos de bosques, valor para a conservación e principais ameazas

Recibido: 15 Decembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen A partir da revisión bibliográfica e a aportación de datos inéditos, realízase unha posta ó día dos coñecementos sobre a diversidade de bosques naturais e seminaturales existente nos territorios septentrionais de Galicia e do noroccidente asturiano (Subsector Galaico-Asturiano Septentrional). Para cada tipo de bosque recoñecido faise a súa caracterización ecolóxica, estrutural e florística como punto de partida para establecer a súa importancia para a conservación da biodiversidade florística, vexetacional e de tipos de hábitats do Anexo I da Directiva 92/43/CEE). Por último, coméntanse as principais ameazas que actúan negativamente sobre o estado de conservación dos bosques comentados.

Palabras clave NW Ibérico, bosques, valor de conservación, biodiversidade, ameazas.

Summary In this work, we do a review on the knowledge about natural and seminatural woodlands existing nowadays in the Northern Galician-Asturian biogeographical Subsector. Taking into account both published and unpublished data, an ecological, structural and floristic characterisation is made for each type of woodland described. In addition, we assess their importance for biodiversity conservation from a floristical point of view and their and correspondence with the types of habitats listed in the DC/92/43/CEE Annex I. Finally, we do some remarks on the threats that are affecting the conservation value of these woodlands.

Key words NW Iberian Peninsula, woodlands, conservation value, biodiversity, menaces.

Introducción

Dende finais do pasado século, cada vez se reclama con maior xustificación dende diversos puntos de vista, a necesidade dun coñecemento profundo das características ecolóxicas e do valor que para a conservación da biodiversidade teñen os diversos tipos de hábitats existentes na Terra. Esta información considérase básica para o establecemento de estratexias de xestión dos recursos naturais compatibles co mantemento da diversidade de seres vivos que nelas viven así como para prantexar alternativas á perda de especies de seres vivos resultado das actividades humanas e do cambio climático. En moitos países europeos e comunidades autónomas españolas hai anos que se están a desenvolver programas encamiñados a recopilar a información ambiental existente e á confección de bases de datos, vinculados a Sistemas de Información Xeográfica, a traveso dos que manexar e interpretar estes datos con finalidades múltiples, que van dende o mero coñecemento da distribución das especies ata a valoración da súa importancia na toma de decisións de carácter estratéxico (planificación de usos do territorio, trazado de viais e liñas de comunicación, xestión forestal, determinación das carencias e necesidades na confección de redes de espazos naturais, etc.). Ata o de agora en Galicia este tipo de valoracións se teñen realizado de maneira moi parcial e incipiente e sobre bases de datos que, a miúdo, non están estandarizadas ou presentan carencias en canto á representatividade e reparto espacial dentro do conxunto do territorio (Izco 1994, 2003).

Neste traballo presentanse os resultados dun extenso estudo realizado sobre os tipos de bosques presentes no N de Galicia e a parte noroccidental asturiana, fundamentado na recopilación da información preexistente, a realización de novas parcelas de inventariación florística e dasométrica e a toma de datos acerca de parámetros ambientais baixo os que se desenvolven estas formacións arboradas, coa finalidade de avaliar a súa diversidade, estado de conservación e valor medioambiental.

Manuel Antonio Rodríguez Guitián

Departamento de Producción Vexetal. Escola Politécnica Superior de Lugo. USC. Campus Universitario s/n.
27002-Lugo
e-mail:fageta@lugo.usc.es

Material e métodos

A presente comunicación fundaméntase, principalmente, nos resultados obtidos nun recente traballo de Rodríguez Guitián (2004) sobre a tipoloxía de formacións arboradas autóctonas (bosques) do N de Galicia e parte noroccidental asturiana, referencia á que remitimos a todos os interesados para coñecer en profundidade os aspectos metodolóxicos. A efectos deste traballo, enténdese por bosque “aquelas agrupacións vexetais dominadas por árbores nas que, ou ben están ausentes especies introducidas directa ou indirectamente polo home (plantas de cultivo agro-forestal ou ornamental, especies arvenses, etc.) ou, no caso de estar presentes, carecen de especial relevancia no relativo ás súas características estruturais, ecoloxía e dinámica”.

O punto de partida deste traballo o constitúe unha base de datos formada por un total de 657 localidades de inventariación nas que se obtivo información estrutural (altura dominante, cobertura por estratos), florística (cobertura de especies por estratos), dasométrica (altura, DBH e idade dos pés,) e ambiental (altitude, exposición pendente, litoloxía, tipoloxía edáfica) de bosques distribuídos ó longo da área de estudo. Para a avaliación do estado de conservación dos bosques utilizóuse información de tipo dasométrico (altura dominante, diámetros normais, idades, etc.), xunto a valores de riqueza específica global e proporción de especies nemorais presentes, na liña do realizado en traballos previos por Izco (1994). Por último, para a determinación do interese para a conservación dos tipos de bosques descritos, establecéuse a súa importancia con relación ós listados de especies vexetais protexidas pola lexislación medioambiental vixente e ós incluídos nas edicións máis recentes dos catálogos nacionais de especies ameazadas (V.V. A.A. 2000; Bañares et al. 2004), finalizando coa avaliación do seu grao de rareza mediante a aplicación da metodoloxía proposta por Izco (1998) e a determinación da súa correspondencia cos hábitats do Anexo I da Directiva 92/43/CEE, tomando como referencia as definicións contidas no “Manual de Interpretación de Hábitats da Unión Europea” (C.E. 2003a).

Caracterización da área de estudo

A área de estudo (Figura 1) comprende a unidade bioxeográfica denominada por Rivas-Martínez (1987) “Subsector Galaico-Asturiano Septentrional”, que forma parte do Sector Galaico-Asturiano da Subprovincia Cántabro-Atlántica, á súa vez incluída na Provincia Atlántica Europea da Rexión Eurosiberiana (Rivas-Martínez et al. 2002). Trátase dun territorio artellado principalmente arredor do litoral cántabro occidental e da parte N do Golfo Ártabro, que se estende cara ó interior a traveso dos sistemas de serras e vales sublitorais situados entre a faixa costeira e a parte occidental da Cordillera Cantábrica no W asturiano e as Serras Septentrionais de Galicia ata a Terra Chá e a cunca alta do Río Mandeo, na parte galega.

Dende o punto de vista xeomorfolóxico, neste territorio dominan as áreas de relevo movido, con altitudes dos cumios das serras que se oscilan entre os 300 e 1.200 m,

entre as que se intercalan algunhas pequenas depresións (San Sadurniño, As Pontes, O Valadouro, Mondoñedo, Lourenzá, etc.) e vales máis amplos (Landro, Eo, Navia, Porcía, etc.). No tramo costeiro destaca a topografía achairada da súa parte centro-oriental fronte ó predomínio das vertentes máis abruptas no extremo occidental. As litoloxías representadas son, principalmente, de tipo silíceo (granitoides, rochas cuarcíticas, lousas, xistos, sedimentos cenozoicos detríticos), aflorando de xeito puntual os rochedos de tipo calio así como as rochas básicas e ultrabásicas. Dende o punto de vista bioclimático (Clasificación Bioclimática Mundial, Rivas-Martínez & Loidi Arregui 1999), a maior parte do territorio está fortemente influenciado polas masas mariñas (carácter hiperoceánico) e dentro de él aparecen diversos termotipos (termotemperado, mesotemperado, supratemperado) e ombrotipos (subhúmido superior a ultrahiperhúmido).

Tipos de bosques presentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional

Anque se teñen utilizado clasificacións tipolóxicas para os bosques fundamentadas en criterios moi diversos (cf. Ruiz de la Torre 1990; Silva-Pando & Rigueiro Rodríguez 1992; Izco et al. 1999; Rigueiro Rodríguez 2003), a maior parte da información sobre a composición florística e a ecoloxía dos bosques da área de estudo procede de traballos de tipo fitosociolóxico, baseados na descrición de unidades elementais de vexetación denominadas asociacións (Braun-Blanquet 1979) que, á súa vez se agrupan en alianzas, e éstas en ordes que, finalmente, forman parte de distintas clases de vexetación.

Nembargantes, para a diferenciación dos tipos de bosques presentes tivéronse en conta, ademais de criterios florísticos, outros de tipo ecolóxico-fisionómico, resultando a tipoloxía de formacións arboradas autóctonas que aparece reflexada na Táboa 1. Os resultados obtidos neste primeiro nivel de análise, revelan a existencia dun total de 20 tipos de bosques, 15 deles considerados como formacións vexetais de carácter climatófilo (en equilibrio con determinadas combinacións de parámetros bioclimáticos), dos que 7 terían condición serial (estarían avocados nun prazo relativamente curto de tempo a verse substituídos por outros tipos de bosques como resultado da dinámica de sucesión vexetal) e 1 sería un tipo de bosque cunha orixe e dinámica claramente relacionadas coa aplicación dun conxunto de técnicas selvícolas e culturais ben coñecido (soutos), incluíble dentro do concepto de bosque seminatural. Os outros 6 tipos están vinculados á presenza local de solos enchoupados durante a maior parte do ano ou que teñen un nivel freático próximo á superficie (bosques edafohigrófilos). Tendo en conta a información estrutural, ecolóxica e florística recopilada, realízase a continuación unha caracterización resumida dos tipos de bosques recoñecidos dentro do territorio estudado, que se complementa coa contida nas Táboas 3 a 7.

Carballais

Os bosques dominados por especies caducifolias do xénero *Quercus* (*Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Quercus x*

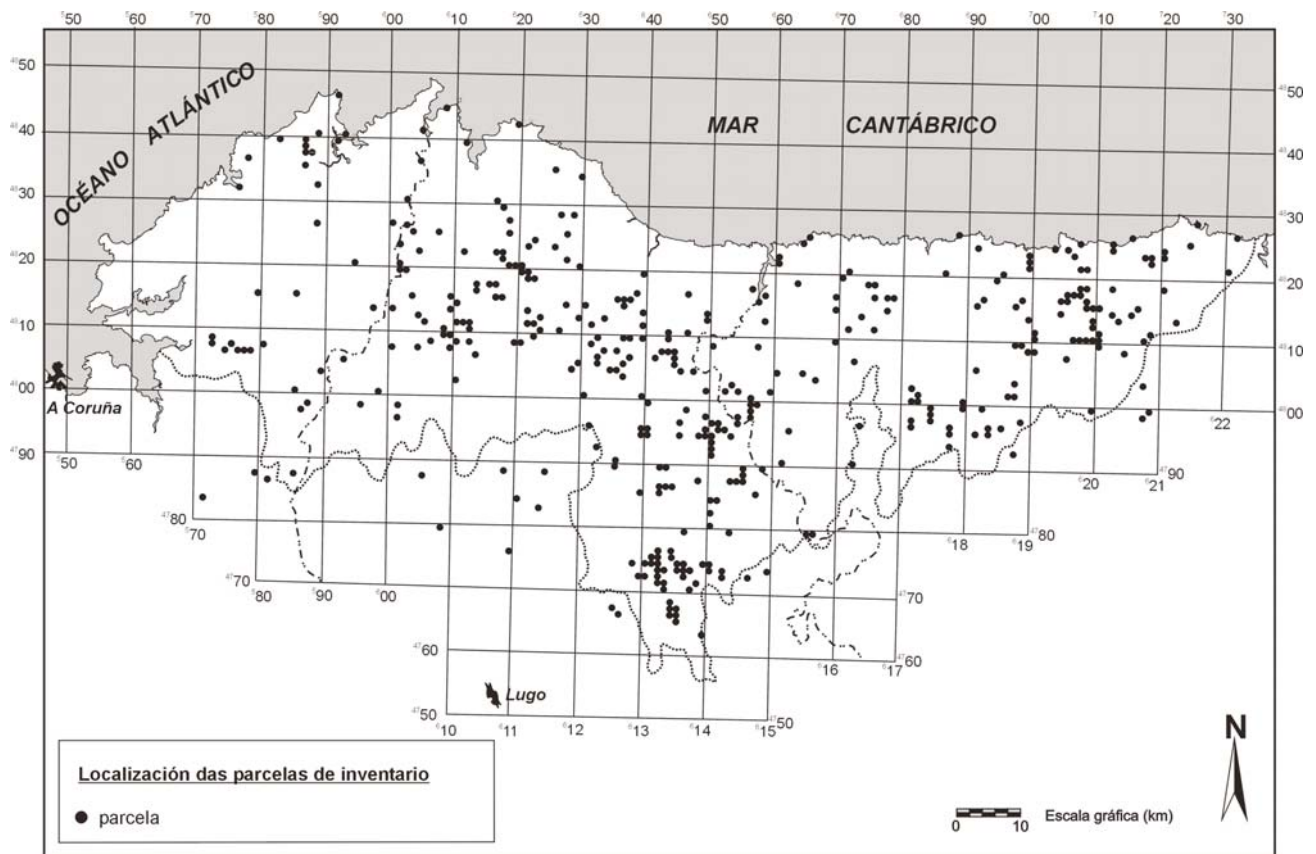


Figura 1.- Distribución xeográfica das cuadrículas UTM de 1x1 km nas que se atopan os 654 inventarios utilizados na caracterización florística e ecolóxica das formacións arboradas autóctonas presentes no Subsector Galaico-Asturiano septentrional.

Ecolóxico		Criterio		Tipos de bosque	
		Fisionómico*	Florístico		
Bosques higrófilos	Asociados a cauces fluviais	Microbosques	Dominados por abelaira e salgueiro	Abeledos riparios	
		Meso(macro)bosques	Dominados polo ameneiro	Amenados riparios	
	Non asociados a cauces fluviais	Meso(macro)bosques	Non dominados polo ameneiro	Freixidos riparios	
			Dominados polo ameneiro	Amenados pantanosos	
Bosques non higrófilos (climatófilos)		Meso(macro)bosques	Dominados pola abidueira	Biduedos higrófilos	
			Dominados pola abelaira	Abeledos seriais	
			Dominados polo acebo	Acebais	
			Dominados polo loureiro	Louredos	
			Dominados polo érbedo	Erbedais	
		Microbosques	Dominados polo teixo	Teixedais	
			Dominados por <i>Quercus robur</i> / <i>Q. petraea</i>	Carballais	
			Dominados por <i>Quercus pyrenaica</i>	Reboleiras	
			Dominados pola faia	Faiais	
			Pluriespecíficos no estrato sup.	Bosques mixtos	
		Meso(macro)bosques	Dominados pola abidueira	Biduedos non higrófilos	
			Dominados polo castiñeiro	Soutos	

Táboa 1.- Clasificación ecolóxico-fisionómica dos bosques presentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional.

*microbosque: 3-12 m de altura; mesobosque: 12-24 m de altura; macrobosque: >24 m de altura (Rivas-Martínez et al. 2002).

rosacea) son os máis amplamente difundidos actualmente no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional, se ben a súa presenza concéntrase nas áreas montañosas do territorio así como en enclaves especialmente abruptos próximos ó litoral.

En conxunto, trátase de bosques de talla moi variable (8-28 m), cun promedio de 17 m de altura (Táboa 3). O dosel está dominado polas árbores anteriormente citadas, sendo *Quercus robur* a que amosa unha maior constancia. Acompañando ós carballos aparecen, polo xeral, *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana*, e cunha frecuencia menor *Castanea sativa*, *Frangula alnus* e *Pyrus cordata*, seguidos doutras especies arbóreas como *Sorbus aucuparia*, *Betula alba*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* e, xa cunha presenza moito menor, *Laurus nobilis*, *Salix atrocinerea*, *Prunus avium*, *Ulmus glabra*, *Fraxinus excelsior*, *Taxus baccata*, *Prunus spinosa*, *Malus sylvestris* e o neófito *Prunus laurocerasus*.

Na composición florística do estrato inferior entran diversos nanofanerófitos e caméfitos (*Vaccinium myrtillus*, *Daboecia cantabrica*, *Calluna vulgaris*, *Erica arborea*, *E. mackaiana*, *E. cinerea*,) e un elevado número de plantas herbáceas, entre as que destacan a grande variedade de fentos presentes (*Dryopteris affinis*, *D. dilatata*, *D. aemula*, *D. filix-mas*, *Athyrium filix-femina*, *Osmunda regalis*, *Lastraea limbosperma*, *Polystichum setiferum*, *Polypodium vulgare*, *P. interjectum*, *Davallia canariensis*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *A. onopteris*, *Cystopteris viridula*, *Hymenophyllum tunbrigense*, *Woodwardia radicans*, *Pteridium aquilinum*), así como de xeófitos rizomatosos e bulbosos (*Holcus mollis*, *Luzula henriquesii*, *Euphorbia dulcis*, *Physospermum cornubiense*, *Ruscus aculeatus*, *Stellaria holostea*, *Viola*

riviniana, *Polygonatum verticillatum*, *P. odoratum*, *Erythronium dens-canis*, *Narcissus asturiensis*, *N. pseudonarcissus*, *Oxalis acetosella*, etc.). Outras especies características destes bosques son *Holcus mollis*, *Saxifraga spathularis*, *Lonicera periclymenum*, *Avenella flexuosa*, *Stellaria holostea*, *Viola riviniana*, *Solidago virgaurea*, etc.

Dende o punto de vista altitudinal (Táboas 4-7), estes bosques distribúense entre o nivel do mar e os 1.100 m, anque a maior parte das masas estudadas tenden a concentrarse por riba dos 400 m. Bioclimáticamente falando, desenvólvense principalmente baixo bioclimas hiperoceánicos e dentro de termotipos mesotemperados, sometidos a ombroclimas húmidos e hiperhúmido inferior. Os carballais estudados sitúanse maioritariamente en posicións de ladeira con inclinación elevada, aparecendo con moita frecuencia en terreos moi escarpados (>55°). Canto as orientacións, as ladeiras onde medran estes bosques presentan compoñentes N e E, en correspondencia coa ubicación da maior parte das masas estudadas en vertentes umbrosas. Os sustratos litolóxicos sobre os que se sitúan as mostras de carballais son de tipo silíceo ou con mestura de materiais calíos, que orixinan solos relativamente profundos pero escasamente desenvolvidos (regosoles), anque tamén están representados os cambisoles e os litoles.

Faiais

Existen dúas áreas nas que actualmente está representado este tipo de bosques dentro da área de estudo: unha máis ampla, situada ó oriente do Río Navia (Serras de Muriellos, Carondio e do Hospital, vales dos ríos Navelgas, Bárcena, Brañalonga e Carcabón), en territorios asturianos, e outra

Tipos de bosque	Unidade fitosociolóxica	Condición dinámica		
		Bcl	Bse	Bsn
Abeledos riparios	<i>Valeriano pyrenaicae-Fraxinetum excelsioris subas. coryletosum avellanae</i>	●		
Abeledos seriais	<i>Primulo acaulis-Coryletum avellanae</i>		●	
Acebaís	<i>Blechno spicant-Quercetum roboris facies de Ilex aquifolium</i>		●	
Amenedos de ladeira	<i>Athyrido filicis-feminae-Alnetum glutinosae</i>	●		
Amenedos pantanosos	<i>Carici lusitanicae-Alnetum glutinosae</i>	●		
Amenedos riparios	<i>Valeriano pyrenaicae-Alnetum glutinosae subas. alnetosum glutinosae</i>	●		
Biduedos higrófilos	<i>Holco mollis-Betuletum celtibericae var. higrófila</i>	●		
Biduedos orófilos	<i>Holco mollis-Betuletum celtibericae var. de Dryopteris dilatata</i>	●		
Biduedos seriais	<i>Holco mollis-Betuletum celtibericae var. típica</i>		●	
Bosques mixtos calcícolas	<i>Helleboro occidentalis-Aceretum pseudoplatani</i>	●		
Bosques mixtos silicícolas	<i>Polysticho setiferi-Aceretum pseudoplatani</i>	●		
Carballais	<i>Blechno spicant-Quercetum roboris</i>	●		
Erbedais	<i>Frangulo alni-Arbutetum unedonis</i>		●	
Faiais	<i>Saxifrago spathularidis-Fagetum sylvaticae</i>	●		
Freixidos riparios	<i>Valeriano pyrenaicae-Fraxinetum excelsioris subas. fraxinetosum excelsioris</i>	●		
Louredos interiores	<i>Tamo communis-Lauretum nobilis</i>	●?	●?	
Louredos litorais	<i>Calluno vulgaris-Lauretum nobilis</i>	●		
Reboleiras	<i>Lonicero periclymeni-Quercetum pyrenaicae</i>	●		
Soutos	<i>Blechno spicant-Quercetum roboris facies de Castanea sativa</i>			●
	<i>Polysticho setiferi-Aceretum pseudoplatani facies de Castanea sativa</i>			●
	<i>Helleboro occidentalis-Aceretum pseudoplatani facies de Castanea sativa</i>			●
Teixedais	<i>Helleboro occidentalis-Aceretum pseudoplatani facies de Taxus baccata</i>	●		

Táboa 2.- Correspondencia fitosociolóxica dos tipos de bosques recoñecidos na área de estudio con indicación da súa condición dinámica. Condición dinámica: Bcl: bosques climáticos; Bse: bosques seriais; Bsn: bosques seminaturais.

Tipo de bosque	n	AE ₁			CE ₁			CE ₂			nº taxóns						
		m	$\bar{x}$	M	m	$\bar{x}$	M	m	$\bar{x}$	M	m	$\bar{x}$	M	Total	n(%)	c(%)	
Abeledos riparios	12	5,0	9,2	16,0	80,0	94,2	100,0	30,0	72,5	90,0	26	33	47	110	64,5	35,5	
Abeledos seriais	42	6,0	9,1	12,0	90,0	99,0	100,0	50,0	80,4	100,0	19	35	57	152	66,4	33,6	
Acebais	6	8,0	11,3	16,0	100,0	100,0	100,0	2,0	11,2	20,0	5	13	24	38	65,8	34,2	
Amenedos de ladeira	17	12,0	15,5	22,0	90,0	93,8	100,0	90,0	96,3	100,0	9	18	31	103	61,2	38,8	
Amenedos pantanosos	9	8,0	15,1	20,0	80,0	97,8	100,0	60,0	87,8	100,0	19	25	31	100	54,0	46,0	
Amenedos riparios	39	12,0	15,1	20,0	80,0	91,7	100,0	50,0	73,3	90,0	11	31	55	165	55,2	44,8	
Biduedos higrófilos	13	10,0	15,3	22,0	85,0	95,0	100,0	25,0	83,3	100,0	13	19	27	81	61,7	38,3	
Biduedos orófilos	11	9,0	12,4	16,0	80,0	94,0	100,0	60,0	85,5	100,0	17	23	30	67	62,7	37,3	
Biduedos seriais	32	10,0	15,3	22,0	90,0	95,2	100,0	70,0	89,1	100,0	8	17	31	97	57,7	42,3	
Bosques mixtos calcícolas	10	6,0	18,8	24,0	100,0	100,0	100,0	50,0	85,5	100,0	31	44	62	101	67,3	32,7	
Bosques mixtos silíceolas	77	6,0	19,3	28	85,0	99,0	100,0	30,0	84,3	100,0	20	39	62	181	63,5	36,5	
Carballais	196	8,0	16,5	28,0	60,0	96,3	100,0	5,0	80,5	100,0	11	26	45	212	53,8	46,2	
Ervedais	13	3,0	6,6	8,0	65,0	90,8	100,0	20,0	60,8	95,0	11	17	23	68	61,8	38,2	
Faiais	59	14,0	24,2	40,0	85,0	98,8	100,0	20,0	66,8	100,0	16	28	49	127	70,1	29,9	
Freixidos riparios	39	10,0	16,0	25,0	75,0	94,7	100,0	20,0	71,2	100,0	24	37	53	154	64,9	35,1	
Louredos interiores	16	6,0	9,3	14,0	90,0	99,3	100,0	25,0	71,8	90,0	10	23	34	91	65,3	34,7	
Louredos litorais	18	3,0	7,3	14,0	60,0	95,8	100,0	40,0	79,0	100,0	9	15	25	88	42,7	57,3	
Reboleiras	3	8,0	10,7	14,0	85,0	91,7	100,0	85,0	88,3	90,0	13	14	16	42	61,9	38,1	
Soutos	53	12,0	17,7	24,0	85,0	96,5	100,0	40,0	79,7	100,0	14	28	50	185	57,3	42,7	
Teixedais	1	-	12,0	-	-	100,0	-	-	75,0	-	-	39	-	39	69,4	30,6	

Táboa 3.- Características estruturais (altura dominante e cobertura por estratos), riqueza florística e significado ecolóxico da flora presente nos tipos de bosques existentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional. n: número de inventarios disponibles; AE₁: altura dominante (m); CE₁: cobertura en % do estrato superior (> 1,5 m); CE₂: cobertura en % do estrato inferior (<1,5 m); m: $\sqrt{x}$ mínimo; $\bar{x}$: valor medio; M: valor máximo; n: flora nemoral; c: especies vexetais de ecoloxía ampla.

de menor entidade centrada na cabeceira do Río Eo (Monte da Marronda), na provincia de Lugo. Anque existen razóns fundadas para pensar que este tipo de bosques debeu estar máis amplamente representado ata épocas históricas (cf. Rodríguez Guitián et al. 1997, Rodríguez Guitián 2004), os faiais que se conservan hoxendía no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional son bosques de reducida superficie (0,5-5 has) que, na maior parte dos casos, forman mosaico con outros tipos de formacións arborizadas e arbustivas.

Os faiais estudados son, en xeral, bosques mestos de talla elevada (media de 24,2 m)(Táboa 3). A súa estrutura vertical é relativamente complexa, pois presenta un nivel superior, dominado pola faia (*Fagus sylvatica*), no que adoitan estar presentes outras especies arbóreas. Delas, a máis frecuente é *Quercus robur*, seguida de *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Betula alba*, *Quercus x rosacea*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*, *Ulmus glabra* e, de xeito moito máis escaso, *Quercus pyrenaica*. Outras especies arbóreas, como *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia*, *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus*, *Pyrus cordata*, *Taxus baccata*, *Laurus nobilis*, *Arbutus unedo* e *Salix caprea*, tenden a conformar un nivel inferior ó anterior, por baixo do que poden aparecer *Erica arborea* e, máis raramente, *Sorbus torminalis*. Na composición florística global do sotobosque dominan as especies de carácter acidófilo ou indiferentes á natureza do sustrato, como *Dryopteris affinis*, *Hedera helix*, *Holcus mollis*, *Vaccinium myrtillus*, *Lonicera periclymenum*, *Saxifraga spathularis*, *Luzula henriquesii*, *Oxalis acetosella*, *Stellaria holostea*, *Polypodium vulgare*, *Anemone nemorosa*, *Euphorbia dulcis*, *Avenella flexuosa*, *Viola riviniana*, *Solidago virgaurea*, *Ranunculus tuberosus* e *Crepis lampsanoides*. Como no caso das carballais hiperoceánicas, as pteridófitas higrósciófilas caracterizan o estrato inferior destes faiais, nos que é frecuente atopar

especies como *Blechnum spicant*, *Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, *D. aemula*, *Athyrium filix-femina*, *Lastrea limbosperma*, *Osmunda regalis* ou *Phyllitis scolopendrium*.

A pesar de que os faiais estudados se desenvolven dentro dun amplo rango altitudinal, que vai desde os 100 ata os 930 m, máis da metade das mostras encóntranse por riba dos 600 m (Táboas 4-7). Desde o punto de vista bioclimático, este grupo de bosques crece maioritariamente en condicións propias do bioclima hiperoceánico e no termotipo mesotemperado, sendo os ombrotipos dominantes o húmido superior e o hiperhúmido inferior.

Os faiais galaico-asturianos medran maioritariamente en partes altas de ladeiras con pendentes elevadas, a miúdo superiores ós 25°, e case na súa totalidade en orientacións con compoñente N ou E. Os solos sobre os que se asentan proceden de materiais litolóxicos silíceos, presentan unha profundidade moderada e, con frecuencia, neles se aprecia a existencia dun horizonte de alteración (cambisoles), anque noutros o volume de materiais grosos obriga á súa inclusión no grupo dos regosoles; máis raros son os leptosoles que tenden a asociarse a posicións fisiográficas de “teso”.

Bosques mixtos

Baixo a denominación de bosques mixtos inclúense formacións arborizadas nas que as fagáceas (carballos, castiñeiros, faias) teñen, polo xeral, unha participación secundaria na conformación do dosel ou, cando menos, non son claramente dominantes, á vez que é destacable a grande variedade de especies que forman parte da súa cuberta. Os bosques mixtos estudados distribúense fundamentalmente polas áreas montañosas interiores, se ben se conservan importantes exemplos nalgúñas áreas fragosas próximas á costa, como na cunca media e baixa do Río Eume (A Coruña).

Os bosques mixtos galaico-asturianos septentrionais presentan, salvo en situacións de manexo antrópico ou cando medran sobre sustratos pouco favorables ó enraizamento (afloramentos rochosos, pedrizas móbiles), un aspecto de bosque cerrado debido á densa cuberta do seu dosel. Adoitan presentarse baixo o aspecto de bosques de mediana talla, próxima ós 20 m de altura media (Táboa 3). Polo xeral presentan un estrato superior caracterizado pola presenza practicamente constante de *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Castanea sativa*, *Quercus robur* e, de maneira máis esporádica, *Prunus avium*, *Taxus baccata*, *Ulmus glabra* e *Fagus sylvatica*. Completando o conxunto de especies representadas neste nivel aparecen *Betula alba*, *Quercus petraea*, *Q. pyrenaica*, *Q. x rosacea*, *Q. x andegavensis* e *Alnus glutinosa*. Por baixo adoita existir un nivel de copas inferior caracterizado pola presenza de rebrotes e individuos baixos de *Corylus*, xunto a pés de numerosas especies de pequenas árbores (*Crataegus monogyna*, *Ilex aquifolium*, *Frangula alnus*, *Sambucus nigra*, *Pyrus cordata*, *Laurus nobilis*, *Taxus baccata*, *Sorbus aucuparia*, *S. torminalis*, *Prunus spinosa*, *Cornus sanguinea*, *Malus sylvestris*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus laurocerasus*, *Evonymus europaeus*, *Ficus carica*). A cobertura vexetal do estrato inferior é moi variable (30-100 %), xeralmente inversa á proporción ocupada por afloramentos rochosos, blocos e grandes pedras na superficie do terreo. As plantas herbáceas máis frecuentes neste nivel son especies esixentes en nutrientes, como *Polystichum setiferum*, *Mercurialis perennis*, *Primula acaulis*, *Sanicula europaea*, *Melica uniflora*, *Milium efussum*, *Pulmonaria longifolia* ou *Phyllitis scolopendrium*, aunque tamén abundan outras como *Ruscus aculeatus*, *Dryopteris affinis*, *Geranium robertianum*, *Viola riviniana*, *Stellaria holostea*, *Polypodium vulgare*, *Oxalis acetosella*, *Ajuga reptans* e *Brachypodium sylvaticum*, sendo máis escasas as especies marcadamente acidófilas, como *Saxifraga spathularis*, *Holcus mollis*, *Blechnum spicant*, *Vaccinium myrtillus*, *Teucrium scorodonia*, *Luzula henriquesi* ou *Hypericum pulchrum*. En ocasións, as especies lianoides poden chegar a ser abundantes, especialmente *Hedera helix*, que xunto a *Lonicera periclymenum*, *Rubus* sp., *Tamus communis*, *Clematis vitalba*, *Rosa* sp., *Rubia peregrina* e *Smilax aspera*, tenden a dar unha certa aparencia enmarañada ó sotobosque, sobre todo nas representacións situadas sobre afloramentos calíos.

Os bosques mixtos estudados preséntanse dentro dun intervalo altitudinal que se estende dende case o nivel do mar ata os 800 m de altitude (Táboas 4-7). Os termotipos representados dentro deste rango altitudinal son o termotemperado e o mesotemperado, mentras que os ombrotipos se inclúen nas variantes que van dende o subhúmido superior ó hiperhúmido superior, sendo dominantes as localidades situadas no húmido superior. Case o 40% das mostras estudadas, a súa maioría localizadas na cunca media e alta do Río Eo, atópanse en áreas con características termométricas propias do bioclima oceánico.

Os bosques aquí comentados medran tanto sobre rochas silíceas como calías que orixinan solos cun rasgo común: o

escaso grao de evolución edáfica, ben por ser dominantes os afloramentos rochosos (leptosoles) ou ben por desenvolverse sobre materiais coluviais groseiros, cun elevado contido en gravas, pedras e blocos (regosoles).

Teixedais

Anque o teixo (*Taxus baccata*) é unha árbore de ampla distribución, non só dentro da área de estudo, senón a nivel europeo, os bosques dominados por esta especie pódense considerar como moi pouco abundantes. Dentro da área de estudo, como no resto de Galicia e Asturias, trátase de formacións arboradas raras que aparecen principalmente en áreas agrestes e pouco accesibles. Dentro do territorio galaico-asturiano septentrional somentes coñecemos unha localidade na que está presente este tipo de bosque, na cunca do Río Rodil, tributario do Eo.

Trátase dun bosque dominado polo teixo que acada unhas 12 m de altura e que presenta unha cobertura completa no estrato superior, mentras que no inferior, con abundantes afloramentos rochosos, somentes se acada o 75% (Táboa 3). No dosel, acompañan ó teixo, *Fraxinus excelsior*, *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Prunus avium*, *Laurus nobilis*, *Crataegus monogyna* e *Sambucus nigra*. No sotobosque son dominantes os taxóns esixentes en nutrientes, como *Polystichum setiferum*, *Mercurialis perennis*, *Melica uniflora*, *Brachypodium sylvaticum*, *Primula acaulis*, *Phyllitis scolopendrium*, *Helleborus occidentalis*, *H. foetidus*, *Hypericum androsaemum* ou *Melittis melissophyllum*, así como diversas prantas gabeadoras (*Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Clematis vitalba*, *Tamus communis*), entre as case corenta especies de prantas vasculares censadas. A composición florística global deste bosque é moi afín a dos bosques mixtos calcícolas, dentro dos que se atopa inmerso.

Este teixedal atópase sobre un teso de rochedo calío de elevada pendente e orientado cara ó E, sobre o que se desenvolven solos pouco evolucionados (leptosoles) que, nos pequenos recháns existentes, se intercalan con áreas de cambisoles.

Dende o punto de vista bioclimático, este bosque medra nun área de bioclima oceánico, dentro do termotipo mesotemperado superior e baixo un ombroclima húmido superior (Táboas 4-7).

Biduedos orófilos

Baixo esta denominación englobase un grupo de bosques que se desenvolve exclusivamente nas áreas máis elevadas do arborado existente nas dúas principais áreas montañosas dos territorios galaico-asturianos septentrionais: a Serra do Xistral (Lugo) e a Serra da Bobia (Asturias). Trátase de bosques cunha altura dominante baixa (9-16 m), relacionable coa escasa produtividade forestal potencial dos sectores culminantes destas terras (cf. Carballeira *et al.* 1983), así como polo efecto negativo que sobre o crecemento arbóreo poden ter as nevadas invernais que padecen.

A cobertura do seu estrato superior tende a ser elevada (valor medio do 94 %) (Táboa 3). Ademais da abidueira (*Betula alba*) e o capudre (*Sorbus aucuparia*), constantes

neste nivel, poden aparecer *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Frangula alnus* e *Corylus avellana*, sendo raros *Castanea sativa*, *Pyrus cordata*, *Salix atrocinerea* e *Prunus laurocerasus*. *Erica arborea* é practicamente constante no sotobosque e acada talas superiores ós 2 m en moitos casos. O recubrimento no estrato herbáceo é máis variable (60-100%), en función da pedregosidade do solo, situándose a media no 85%. No sotobosque destaca a abundancia de pteridófitos representados (10 especies) con relación ó total de taxóns presentes, destacando pola súa constancia *Dryopteris dilatata*, *D. aemula*, *Lastrea limbosperma* e *Athyrium filix-femina*. Tamén son abundantes certas anxiospermas acidófilas, como *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Polygonatum verticillatum*, *Saxifraga spathularis*, *Luzula henriquesii* e *Holcus mollis*, sendo menor a presenza de *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Teucrium scorodonia*, *Viola riviniana* e *Stellaria holostea*. A composición florística global destes biduedos presenta unha gran semellanza coa dos biduedos quionófilos orocantábricos (asociación *Luzulo henriquesii*-*Betuletum celtibericae*), a pesares de que estes últimos atopan o seu óptimo ecolóxico en ladeiras umbrosas situadas nun intervalo altitudinal sensiblemente superior (1.300-1.700 m).

Desde o punto de vista altitudinal, os biduedos comentados aparecen preferentemente por riba dos 600 m, dentro dos pisos bioclimáticos mesotemperado superior e supratemperado inferior, e sempre dentro dun bioclima hiperoceánico. As situacións topográficas nas que aparecen estes bosques son ladeiras e valgadas con pendentes elevadas e exposicións de compoñente N. Os materiais litolóxicos sobre os que medran son sempre silíceos e sobre eles se desenvolven, fundamentalmente, solos pedregosos pouco evolucionados ("regosoles"), ás veces con rasgos incipientes de podsolización e, polo xeral, con elevados contidos en materia orgánica no horizonte superficial (Táboas 4-7). Na Serra do Xistral, estes bosques poden atoparse colonizando antigas turbeiras de coberto, constituindo unha cintura de vexetación intermedia entre matogueiras de *Erica arborea* e os carballais silicícolas típicos deste territorio.

Biduedos seriais

Os biduedos seriais son un tipo de bosque amplamente distribuído pola área de estudo. Polo xeral acadan unha talla modesta (media de 15,3 m) anque a cobertura no estrato superior é elevada (media do 95,2 %)(Táboa 3). Neste nivel, ademais da presenza constante da abidueira (*Betula alba*), obsérvase a aparición frecuente de *Quercus robur*, *Castanea sativa* e *Ilex aquifolium*, sendo de presenza máis esporádicas outras árbores como *Laurus nobilis*, *Arbutus unedo*, *Corylus avellana*, *Quercus petraea*, *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Taxus baccata*, *Prunus avium*, *Pyrus cordata*, *Sambucus nigra*, *Salix atrocinerea*, e o neófito *Prunus laurocerasus*. *Erica arborea*, presente na maior parte dos inventarios, acada altura suficiente como para estar incluída neste nivel.

No estrato inferior, a miúdo cunha cobertura elevada (media do 89,1%), destaca a frecuencia coa que aparecen diversos taxóns acidófilos (*Holcus mollis*, *Lonicera periclymenum*, *Blechnum spicant*, *Teucrium scorodonia*, *Vaccinium*

myrtillus, *Avenella flexuosa*) e indiferentes á natureza química do solo (*Hedera helix*, *Dryopteris affinis*, *Stellaria holostea*, *Viola riviniana*), sendo de presenza moi esporádica os taxóns característicos da orde *Fagetales sylvaticae* (*Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Polystichum setiferum*, *Hypericum androsaemum* ou *Primula acaulis*).

Altitudinalmente aparecen entre os 100 m e os 800 m de altitude, intervalo que maioritariamente se corresponde con termotipos mesotemperados, sendo minoritarios o termotemperado e supratemperado (Táboas 4-7). Na maior parte dos casos, o tipo de bioclima é hiperoceánico, situándose as localidades de carácter oceánico, termométricamente máis contrastadas, cara ás partes meridionais de área de estudo. Na maior parte das localidades estudadas o ombrotipo corresponde ó húmido superior, e máis raramente, ó hiperhúmido inferior ou húmido superior.

Os biduedos seriais medran en posicións topográficas moi variadas, anque predominan as situadas en ladeiras umbrosas con inclinacións moderadas a fortes. Con moita frecuencia este tipo de bosques medra sobre antigas áreas de cultivo ou en lugares nos que se realizaron cortas do arborado preexistente, na maior parte dos casos carballeiras. A pesares da variedade de grupos litolóxicos sobre os que se asenta este tipo de bosques (granitoides alcalinos, lousas, rochas cuarcíticas, alternancia de materiais silíceos metamorfixados e sedimentos cenozoicos), a maior parte dos solos presentan rasgos evolucionados (cambisoles).

Abeledos seriais

Os bosques non higrófilos dominados pola abelaira son frecuentes en gran parte das áreas de relevo abrupto do N da Península Ibérica. Dentro do territorio considerado, estes bosques teñen un carácter serial, xa que medran en lugares orixinalmente ocupados por outros tipos de bosques (bosques mixtos, carballais de valgada, faiais mesotrofos) e se distribúen ó longo da maior parte da área de estudo.

Os abeledos seriais son microbosques de talla variable, polo xeral entre 6-12 m (Táboa 3), que se caracterizan fisionómicamente polo dominio da abelaira (*Corylus avellana*) entre a que, esporádicamente, poden sobresaír pés aillados doutras especies arbóreas, como *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Crataegus monogyna* e *Betula alba*. Máis rara a presenza de *Ulmus glabra*, *Quercus petraea*, *Quercus x rosacea*, *Fagus sylvatica*, *Prunus avium*, *Tilia platyphyllos*, *Sorbus aucuparia*, *Salix atrocinerea*, *S. caprea*, *Taxus baccata*, *Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, *Pyrus cordata*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*, *Evonymus europaeus* ou *Ligustrum vulgare*. O sotobosque ven caracterizado pola presenza de diversos fentos (*Polystichum setiferum*, *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris affinis*, *D. dilatata*, *Polypodium vulgare*, *Woodwardia radicans*), taxóns meso-eutrofos (*Primula acaulis*, *Mercurialis perennis*, *Sanicula europaea*), plantas higrósciófilas acidófilas (*Saxifraga spathularis*, *Luzula henriquesii*, *Viola*

riviniiana, *Oxalis acetosella*) e lianas (*Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Rubus* sp.).

Como sucede noutros abeledos peninsulares, a cobertura acadada no estrato arbóreo é moi elevada, entre o 90 e o 100%. No nivel inferior dáse unha maior variabilidade posto que a cobertura dos taxóns herbáceos e o rexenerado das leñosas abrangue entre o 50 e o 100%.

Os abeledos seriais medran nun amplo intervalo altitudinal que se estende entre practicamente o nivel do mar e os 800 m de altitude, anque a maior parte concéntranse entre os 200 e os 600 m (Táboas 4-7). En coherencia coa súa distribución xeográfica, os abeledos seriais atópanse maioritariamente baixo bioclima hiperoceánico e dentro do termotipo mesotemperado. Os ombrotipos estimados que lles corresponden a estes bosques atópanse entre o húmido superior e o hiperhúmido superior.

Desde o punto de vista topográfico, os abeledos seriais desenvólvense sobre todo en vertentes con forte inclinación (> 25°) e en exposicións máis ou menos umbrosas. No relativo a materiais de partida dos solos, atópase unha grande variabilidade de grupos litolóxicos, dominando os sustratos silíceos. Os solos desenvólvense moi a miúdo sobre coluvións destes materiais, polo que presentan un elevado volume de materiais grosos que adoitan intercalarse con áreas nas que dominan os propios afloramentos rochosos. Consecuentemente abundan os solos de tipo “regosol”, seguidos dos “leptosoles”, sendo máis raros os “cambisoles”. Globalmente, os abeledos seriais aparecen en condicións edafo-topográficas que recordan moi de cerca ás descritas para os bosques mixtos, especialmente ós silicícolas. Estas semellanzas ecolóxicas teñen o seu paralelismo no plano florístico, xa que estes dous tipos de bosques presentan unha gran cantidade de especies comúns.

Soutos

Dentro desta categoría reúnen as masas arborizadas dominadas por *Castanea sativa* que proceden orixinalmente das plantacións forestais tradicionais máis extendidas pola área de estudio, coñecidas como “soutos” ou “castañares”. En esencia, trátase de plantacións antigas de castiñeiros realizadas en ladeiras inclinadas e, polo xeral, umbrosas, situadas nas proximidades dos lugares habitados coa dobre finalidade de obter madeira e froito, mediante enxerto de variedades seleccionadas. O anovado periódico da copa dos castiñeiros (demoucado ou fradado) é a causa do aspecto trasmocho típico que presentan os fustes destas árbores e realizábase para estimular a produción de castaña e usar a madeira como combustible ou para a elaboración de pezas de construción, utensilios e moblaxe. Nembargantes, dende hai varios decenios a fisionomía característica dos soutos está sendo modificada en moitos lugares, principalmente na parte occidental asturiana, debido ó abandono das prácticas necesarias para o dobre aproveitamento comentado e como consecuencia da súa transformación en montes produtores exclusivamente de madeira en réxime de talladía (Rodríguez Guitián 2004).

As masas arborizadas dominadas por *Castanea sativa* acadan alturas medias moderadas, que se sitúan en torno

ós 18 m, atinxindo nos casos extremos valores que oscilan entre os 12 e os 24 m (Táboa 3). Anque o aspecto externo destas formacións arborizadas é moi homoxéneo, debido ó claro dominio do castiñeiro, interiormente presentan marcadas diferencias relacionadas co uso que actualmente se lle dá as mesmas en cada caso. Así, donde aínda se conserva o uso e a fisionomía tradicional e non existe utilización madeira intensiva dos soutos, as árbores aparecen distanciadas unhas de outras e teñen fustes de grandes diámetros e portes trasmochos. Nestes casos o sotobosque é rozado periódicamente para facilitar a recolección das castañas, polo que as pequenas árbores e os arbustos son escasos. Pola contra, cando se aproveitan en forma de monte baixo, a maior parte dos pés son multicaules e raramente sobrepasan os 25-30 cm de diámetro. Aquí, a corta a matarrasa periódica dos pés de castiñeiro provoca cambios bruscos nas condicións ecolóxicas nas que medran as especies presentes no estrato inferior, favorecendo o predomínio dos taxóns adaptados a estas condicións, como *Rubus* sp., *Pteridium aquilinum*, *Digitalis purpurea*, etc.

A pesares destas diferencias, a cobertura do estrato superior é practicamente completa en ámbolos dous casos (valor medio superior ó 96 %). Neste nivel, ademais de *Castanea sativa*, poden atoparse taxóns como *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. x rosacea*, *Fagus sylvatica*, *Betula alba*, *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus* e *Fraxinus excelsior*. Por debaixo das árbores citadas adoitan estar presentes especies leñosas de menor tamaño, como *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Laurus nobilis*, *Arbutus unedo*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Sorbus aucuparia*, e, en menor medida, *Sorbus torminalis*, *Cornus sanguinea* ou *Ligustrum vulgare*. No estrato inferior obsérvase unha cobertura moi variable, que oscila entre o 40 e o 100 % (media do 80%). Os taxóns máis frecuentes no sotobosque son plantas nemorais acidófilas (*Blechnum spicant*, *Vaccinium myrtillus*, *Holcus mollis*) ou indiferentes a natureza química sustrato (*Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Dryopteris affinis*, *Stellaria holostea*) anque algunhas prantas de carácter meso-eutrofo (*Polystichum setiferum*, *Primula acaulis*, *Hypericum androsaemon*) aparecen nun número elevado de inventarios.

Os soutos inventariados sitúanse dentro dun amplo intervalo altitudinal que se estende entre practicamente o nivel do mar e case os 800 m de altitude (Táboas 4-7). Estas localidades correspóndense, na maior parte dos casos, con termotipos mesotemperados inferiores, sendo minoritarias as situadas dentro do termotemperado e mesotemperado superior; non se coñecen dentro da área de estudio soutos dentro do piso supratemperado. Con relación ó bioclima, a maior parte destas masas están sometidas a unha forte influencia oceánica (bioclima hiperoceánico), anque as localidades máis meridionais atópanse xa nun bioclima oceánico. Os ombrotipos representados corresponden, maioritariamente, as variantes húmidas, sendo minoritarias as hiperhúmidas e subhúmidas. Na maior parte dos casos, os soutos atópanse en ladeiras con inclinacións moderadas ou elevadas (>25°). Anque existe unha ampla gama de exposicións, son maioritarias as de compoñente N e E.

Os materiais litolóxicos sobre os que se asentan os souts mostreados comprenden litoloxías silíceas e calías. En conxunto, os solos tenden a ser de carácter pedregoso e pouco evolucionado (leptosoles, regosoles) ou ben cun horizonte de alteración pouco desenvolvido (cambisoles). Con todo, Rubio et al. (2001) citan a presenza de solos máis evolucionados (luvisoles) baixo souts no Val de Mondoñedo (LU), presumiblemente asociados a materiais calíos.

Acebais

A diferenza do que se pode observar nas montañas da Cordillera Cantábrica, os bosques dominados polo acebo (*Ilex aquifolium*) non son frecuentes no territorio estudado, restrinxíndose a súa presenza ás principais áreas montañosas do N de Lugo (Serra do Xistral, serras de A Fonsagrada) e o occidente asturiano (Serra da Bobia). En calquera caso, trátase de pequenas masas que, polo xeral, se atopan formando orlas na periferia do límite superior de carballais ou biduedos orófilos. Nesta situación fórmanse bosques de pequena ou mediana talla (8-16 m; media=11,3 m)(Táboa 3), moi densos no estrato superior (CE1 100%) que, estando claramente dominados polo acebo, poden contar coa presenza doutras especies arbóreas, como *Quercus robur*, *Betula alba*, *Sorbus aucuparia*, *Frangula alnus* ou *Pyrus cordata*.

A escasa luz que logra atravesar o dosel nestes bosques é responsable da súa pobreza florística e escasa cobertura que se observa no sotobosque (raramente se acada o 20% de cobertura neste estrato). Entre as máis fieis a este ambiente pódense citar taxóns frecuentes en carballais e biduedos, como *Vaccinium myrtillus*, *Blechnum spicant*, *Holcus mollis* ou *Erica arborea*, así como algunhas lianas (*Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Rubus* sp.).

Os acebais medran en áreas de forte influencia oceánica, dentro dun estreito intervalo altitudinal que se sitúa entre os 600 e 1.100 m e no que están representados os termotipos mesotemperado superior e supratemperado inferior. O ombrotipo é sempre hiperhúmido inferior. Polo xeral ocupan posicións resgardadas, con certa querencia polas orientacións soalleiras e sobre vertentes con inclinacións moderadas a fortes (8-26°).

Desde o punto de vista litolóxico, os acebais galaico-asturianos estudados medran sobre solos a miúdo pedregosos derivados de rochas graníticas (regosoles), anque noutras situacións (A Fonsagrada, Serra da Bobia) o fan sobre lousas que permiten unha maior profundidade e evolución edáficas (cambisoles)(Táboas 4-7).

Na actualidade pénsase que este tipo de bosques procede da alteración antropozoóxena de bosques dominados por carballos e abidueiras, de xeito que o acebo, presente de xeito natural no sotobosque destas e outras formacións arboradas como xa comentamos, se ve favorecido e consegue chegar a dominar o dosel, condicionando, en consecuencia as características estruturais e florísticas resultantes deste proceso. Noutras áreas da Península Ibérica (na Serra dos Ancares, por exemplo), os acebais teñen sido favorecidos pola tala selectiva de especies arbóreas de maior talla que, unha vez eliminadas, foron

prácticamente incapaces de reconstituír os bosques preexistentes debido ás fortes limitacións luminosas que impón o acebo sobre seu rexenerado.

Este tipo de bosques ten unha importancia particular ó longo da época invernal para a fauna de vertebrados, pois a copa dos acebos presta alimento, refuxio e protección a numerosas especies de aves e o seu sotobosque da acubillo a diversas especies de mamíferos, incluídos vacas e cabalos que viven ceibos en moitas das serras comentadas.

Louredos interiores

Trátase de formacións arboradas de baixa talla, que raramente sobrepasan os 12 m de altura (microbosques), dominadas polo loureiro (*Laurus nobilis*). Ademais da especie que caracteriza a fisionomía destas formacións, aparecen con certa frecuencia outros taxóns leñosos como *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Rosa* sp. e *Sambucus nigra*, rexistrándose unha presenza máis esporádica de *Prunus avium*, *Quercus pyrenaica*, *Acer pseudoplatanus*, *Juglans regia*, *Ulex europaeus*, *Prunus laurocerasus*, *Salix atrocinerea* e *Ligustrum vulgare*.

A cobertura media do estrato superior (>1,5 m) e practicamente completa, mentras que no estrato inferior existe unha maior variabilidade (50-100%)(Táboa 3). Na maior parte dos casos, os louredos ocupan pequenas superficies (100-2.000 m²) que se intercalan entre outros tipos de bosques ou conforman lindes entre predios, a miúdo asociados a áreas de gran pedregosidade ou dominadas por afloramentos rochosos.

O carácter perennifolio e a facilidade de rexeneración, tanto a partir de rebrotes como de sementes, do loureiro xunto coa presenza dun elevado número de especies lianoides (*Hedera helix*, *Rubia peregrina*, *Smilax aspera*, *Lonicera periclymenum*, *Tamus communis*, *Clematis vitalba*, *Rubus* sp.) proporcionan un ambiente umbroso e enmarañado a estes bosques, incluso durante a época invernal. Este feito, permite a incorporación dun número elevado de especies nemorais, entre as que destacan pola súa constancia, *Ruscus aculeatus*, *Teucrium scorodonia*, *Mercurialis perennis*, *Phyllitis socolopendrium*, *Viola riviniana*, *Brachypodium sylvaticum*, *Asplenium onopteris*, *Pteridium aquilinum* ou *Viola riviniana*.

As mostras de louredos estudadas atópanse comprendidas entre o nivel do mar e os 330 m de altitude, dentro dos termotipos termotemperado superior e mesotemperado inferior. O bioclima dominante é o hiperoceánico sendo o ombrotipo que máis se repite o húmido inferior. Desde o punto de vista topográfico, a maior parte das mostras estudadas aparecen en tesos de inclinación elevada (>25°) e con exposicións soalleiras (compoñentes S e W en case o 70 % dos casos). O grupo litolóxico máis amplamente representado (80 % das mostras) é o de rochas calías. En conxunto, os solos son moi someiros e con abundancia de afloramentos ou fragmentos rochosos (leptosoles e regosoles) no 69 % dos casos (Táboas 4-7).

Tipo de bosque	n	Posición topográfica								Inclinación (°)				Altitude (m)			
		LA	LB	VA	TE	CAe	CAa	CH	CL	n	m	$\bar{x}$	M	n	m	$\bar{x}$	M
Abeledos riparios	12	0	0	0	0	12	0	0	0	12	2	16	36	12	355	517	830
Abeledos seriais	38	10	14	12	2	0	0	0	0	42	10	29	42	42	30	449	850
Acebaís	6	3	0	1	0	0	0	2	0	6	7	15	26	6	620	646	690
Amenados de ladeira	4	3	1	0	0	0	0	0	0	11	5	18	35	15	15	155	485
Amenados pantanosos	9	0	0	0	0	0	1	8	0	9	0	1	8	9	30	242	450
Amenados riparios	9	0	0	0	0	0	8	1	0	11	0	4	10	30	10	156	570
Biduedos hig.	2	0	0	0	0	0	0	2	0	13	0	3	20	13	80	407	590
Biduedos orófilos	9	3	4	2	0	0	0	0	0	11	5	27	50	11	450	648	805
Biduedos seriais	15	8	5	1	0	0	0	1	0	32	0	21	45	32	120	502	790
Bosques mixtos calcícolas	11	1	3	0	6	0	0	0	0	11	0	21	46	11	210	440	630
Bosques mixtos silicícolas	74	6	39	24	5	0	0	0	0	77	0	32	58	77	50	413	790
Carballais	138	91	37	3	2	0	0	5	0	196	0	25	70	196	30	457	970
Ervedais	5	1	1	0	3	0	0	0	0	10	11	22	31	13	150	327	700
Faiais	61	35	17	6	3	0	0	0	0	61	17	31	50	61	100	603	930
Freixidos riparios	39	0	0	0	0	38	1	0	0	39	0	8	48	39	110	413	780
Louredos interiores	15	2	0	2	11	0	0	0	0	16	6	32	50	16	30	160	330
Louredos litorais	17	0	0	0	0	0	0	0	17	17	24	50	80	17	2	6	10
Reboleiras	3	2	0	0	0	0	0	1	0	3	0	21	36	3	530	672	905
Soutos	41	22	16	0	3	0	0	0	0	52	8	27	45	53	60	309	795
Teixedais	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	630	0
Total	509	187	137	51	36	50	10	20	17								
%		36,7	26,9	10,0	7,1	9,8	2,0	3,9	3,3								

Táboa 4.- Frecuencia de aparición nas diferentes categorías de posición fisiográfica e valores mínimo (m), medio ($\bar{x}$) e máximo (M) de inclinación e altitude rexistrados nas mostras de bosques estudiadas (sinálanse en negra as categorías máis representadas para cada tipo de bosque). Posición topográfica: LA: Ladeira alta; LB: ladeira baixa; VA: valgada; TE: tesó; CAe: cauce encaixado; CAa: cauce amplo; CH: Chaira ou veiga ampla; CL: cantil litoral. n: número de inventarios disponibles.

Tipo de bosque	n	Bioclima		Termotipo					Ombrotipo			
		Hiperoc	Oc	Tt	Mti	Mts	St	Shs	Hi	Hs	Hhi	Hhs
Abeledos riparios	12	10	2	0	2	10	0	0	0	6	6	0
Abeledos seriais	42	31	11	3	20	18	1	0	10	16	16	0
Acebaís	6	6	0	0	0	5	1	0	0	0	6	0
Amenados de ladeira	15	8	7	10	5	0	0	0	12	3	0	0
Amenados pantanosos	9	6	3	3	4	2	0	1	8	0	0	0
Amenados riparios	30	18	12	19	10	1	0	5	20	5	0	0
Biduedos higrófilos	13	3	10	1	6	6	0	1	8	3	1	0
Biduedos orófilos	11	11	0	0	1	6	4	0	0	1	8	2
Biduedos seriais	32	25	7	2	11	18	1	0	3	22	7	0
Bosques mixtos calcícolas	11	5	6	0	6	5	0	0	4	7	0	0
Bosques mixtos silicícolas	77	51	26	11	44	22	0	0	19	44	7	0
Carballais	196	154	42	35	52	83	26	3	49	89	49	5
Ervedais	13	8	5	4	7	2	0	1	7	3	2	0
Faiais	61	45	16	4	14	37	6	0	8	24	29	0
Freixidos riparios	39	30	9	2	25	11	1	0	10	25	4	0
Louredos interiores	16	14	2	8	8	0	0	1	12	3	0	0
Louredos litorais	18	18	0	18	0	0	0	11	7	0	0	0
Reboleiras	3	0	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0
Soutos	52	42	10	7	43	3	0	1	27	22	3	0
Teixedais	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Total	657	485	172	127	258	233	40	24	204	277	138	7
%	100	73,8	26,2	19,3	39,3	35,5	6,1	3,7	31,1	42,2	21,0	1,1

Táboa 5.- Frecuencia de aparición nas diferentes categorías de tipos bioclimáticos, termotipos e ombrotipo calculados para las localidades nas que se tomaron as mostras de bosques estudiadas (sinálanse en negra as categorías máis representadas para cada tipo de bosque). n: número de inventarios disponibles; Hiperoc: hiperoceánico; Oc: oceánico; Tt: termotemperado; Mti: mesotemperado inferior; Mts: mesotemperado superior; St: supratemperado inferior; Shs: subhúmido superior; Hi: húmido inferior; Hs: húmido superior; Hhi: hiperhúmido inferior; Hhs: hiperhúmido superior.

Tipo de bosque	n	Orientación															
		H	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NWN
Abeledos riparios	12	0	1	1	2	2	3	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
Abeledos seriais	42	0	7	7	7	3	3	1	0	0	1	1	1	0	1	0	3
Acebais	6	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	1	0	0
Amenedos de ladeira	11	0	4	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
Amenedos pantanosos	9	7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Amenedos riparios	11	3	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1
Biduedos higrófilos	13	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Biduedos orófilos	11	0	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Biduedos seriais	32	1	13	2	7	1	2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2
Bosques mixtos calcícolas	11	1	4	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Bosques mixtos silicícolas	77	1	12	8	8	5	9	2	1	0	1	2	0	4	4	4	10
Carballais	196	4	40	10	31	10	17	3	3	0	7	5	8	3	8	8	15
Erbedais	12	0	1	0	1	0	2	0	1	0	5	0	1	0	1	0	0
Faiais	61	0	10	10	17	5	5	0	2	0	0	0	0	0	1	0	4
Freixidos riparios	39	6	3	3	3	2	2	1	2	0	2	0	1	2	4	3	3
Louredos interiores	15	0	1	1	0	1	1	2	0	0	4	0	1	0	2	0	1
Louredos litorais	18	0	1	2	1	2	3	0	0	0	1	0	2	1	1	0	3
Reboleiras	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Soutos	52	0	7	9	8	1	4	1	2	1	0	1	0	1	4	1	9
Teixedais	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	632	35	110	59	91	32	54	10	15	2	24	9	15	12	32	23	56
%	100	5,5	17,4	9,3	14,4	5,1	8,5	1,6	2,4	0,3	3,8	1,4	2,4	1,9	5,1	3,6	8,9

Táboa 6.- Frecuencia de aparición nas diferentes categorías de orientación das vertentes presentados polas mostras de bosques estudiadas (sinálanse en negriña as categorías máis representadas para cada tipo de bosque). n: número de inventarios disponibles.

Tipo de bosque	n	Litoloxía										Tipo de solo		
		GA	GCA	BAS	SERP	CAL	Q	AMM	LOU	MEST	SED	Lep	Reg	Cam
Abeledos riparios	12	2	4	1	0	0	0	2	3	0	0	10	1	1
Abeledos seriais	38	1	3	8	0	1	3	12	7	3	0	6	27	5
Acebais	6	2	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	4
Amenedos de ladeira	4	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	2	2
Amenedos pantanosos	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	0	0	9
Amenedos riparios	9	0	2	1	1	0	0	1	2	0	2	3	4	2
Biduedos higrófilos	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Biduedos orófilos	9	0	0	0	0	7	0	0	1	0	1	1	6	2
Biduedos seriais	15	2	0	0	0	0	1	6	4	0	2	1	2	12
Bosques mixtos calcícolas	11	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	7	4	0
Bosques mixtos silicícolas	74	0	2	1	0	3	3	28	34	10	0	11	40	16
Carballais	169	5	18	5	0	3	28	61	32	0	2	12	74	48
Ervedais	5	1	1	0	0	0	2	0	1	0	0	3	1	1
Faiais	61	0	0	0	0	2	1	42	13	0	3	5	25	31
Freixidos riparios	38	1	3	8	0	1	3	12	7	3	0	32	5	2
Louredos interiores	15	0	0	0	0	12	0	1	2	0	0	7	4	4
Louredos litorais	17	3	0	3	0	0	0	8	2	0	1	11	0	6
Reboleiras	3	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3	0	0
Soutos	44	0	2	0	0	2	3	10	13	14	0	2	20	19
Teixedais	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Total	542	18	37	27	1	43	45	186	124	30	23	115	217	166
%	100	3,3	6,8	5,0	0,2	7,9	8,3	34,3	22,9	5,5	4,2	21,2	40,0	30,6

Táboa 7.- Frecuencia de aparición nas diferentes unidades litolóxicas e de tipoloxía edáfica presentadas polas mostras de bosques estudadas (sinálanse en negriña as categorías máis representadas para cada tipo de bosque). n: número de inventarios disponibles; GA: granitoides alcalinos; GCA: granitoides calcoalcalinos; BAS: rochas básicas; SERP: rochas ultrabásicas serpentinizadas; CAL: rochas calías; Q: rochas cuarcíticas; AMM: alternancia de rochas silíceas metamorfizadas; LOU: lousas; MEST: mestura de rochas silíceas e calías; SED: sedimentos cenozoicos non consolidados.

A influencia humana neste tipo de formacións arborizadas ponse de manifesto nalgúns casos pola existencia de balados e lindes de fincas polo seu interior, polo feito de estar dominados por pés que presentan signos visibles de teren sido podados en reiteradas ocasións ou por conservarse evidencias de cortas sobre diversas especies arbóreas, principalmente *Fraxinus excelsior* e *Quercus robur*. Noutras situacións, nembargantes, cando os louredos se atopan sobre tesos pouco accesibles ou afloramentos rochosos, o seu carácter espontáneo parece libre de toda duda.

Louredos litorais

Como no caso anterior, os louredos litorais son formacións arboradas de baixa talla (3-14 m) e presentan unha estrutura mesta (cobertura media do estrato superior do 95,8%) que proporciona un ambiente umbroso ó sotobosque (Táboa 3). Medran na beiramar en posicións topográficas abruptas e, preferentemente soalleiras e protexidas dos ventos mariños fortes.

Ademáis do loureiro no estrato superior, poden atoparse árbores frecuentes nos carballais, como *Quercus robur*, *Castanea sativa* ou *Crataegus monogyna*, sendo menos habituais *Acer pseudoplatanus*, *Quercus pyrenaica*, *Prunus spinosa* ou *Rhamnus alaternus*. Por debaixo predomina o rexenerado do propio loureiro, entre o que adoitan aparecer taxóns de ampla distribución nos bosques presentes en áreas baixas, como *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus*, *Smilax aspera*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *A. onopteris*, *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Tamus communis*, *Polystichum setiferum*, *Iris foetidissima*, *Arum italicum*, *Teucrium scorodonia*, *Phyllitis scolopendrium*, *Primula acaulis*, *Holcus mollis*, *Rubus* sp., *Umbilicus rupestris*, *Pteridium aquilinum* ou *Digitalis purpurea*, xunto con outras especies características da vexetación litoral, como *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Parietaria judaica*, *Dactylis marina*, *Crithmum maritimum*, *Festuca rubra* subsp. *pruinosa*, *Silene uniflora*, *Leucanthemum pluriflorum* ou *Rumex biformis*.

Pola súa situación estritamente litoral, todas as representacións deste tipo de bosque medran en áreas hiperoceánicas, dentro do termostipo termostemperado e baixo un ombroclima subhúmido (cf. Rodríguez Guitián 2004). As unidades litolóxicas sobre as que se sustentan os louredos litorais son moi variadas, todas elas son silíceas, e orixinan solos cun grao de desenvolvemento diverso, con frecuencia escaso (leptosoles) pero que en ocasións atinxe profundidades elevadas (cambisoles) (Táboas 4-7).

Erbedais

Os erbedais son formacións de temperamento helio-xerófilo dominadas polo érbedo ou “borrachín” (*Arbutus unedo*) que, con frecuencia, se atopan no límite entre as matogueiras altas e os bosques de pequena talla (microbosques), sendo frecuente que non sobrepassen os 6-8 m de altura. Aparecen en áreas retiradas do litoral, principalmente ó longo dos tramos medios e baixos de diversos ríos que verten ó Mar Cantábrico e ó Golfo Ártabro, estando ausentes dentro da parte galaico-asturiana septentrional que drena ó Río Miño. Anque cando medran en áreas pouco castigadas polos

lumes forestais chegan a configurarse como formacións densas, é máis habitual observalos baixo apariencias máis ou menos abertas, formando mosaico con diversos tipos de matogueiras secas (uceiras, toxearas). No primeiro caso, a clara dominancia do érbedo (*Arbutus unedo*) leva aparelada unha cobertura elevada do estrato superior, mentras que nas etapas máis xuvenís a uz branca (*Erica arborea*) compite con éste polos espazos baleiros. Outras especies arbóreas que contribúen a conformar a fisionomía dos herbedais son *Frangula alnus*, *Quercus robur*, *Q. pyrenaica*, *Ilex aquifolium*, *Castanea sativa*, *Betula alba*, *Sorbus aucuparia* e *Crataegus monogyna*.

A cobertura do nivel inferior destes microbosques está inversamente relacionada coa que se acada no estrato superior, polo que oscila fortemente, entre o 20 e o 95% (Táboa 3). Entre os taxóns arbustivos de baixa talla soen estar presentes *Daboecia cantabrica*, *Calluna vulgaris*, *Ulex europaeus*, *U. gallii*, *Erica australis* e *E. cinerea*. Máis esporádica é a presenza de *Lithodora prostrata*, *Erica vagans*, *Vaccinium myrtillus*, *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum* e *Pterospartum tridentatum*. As especies herbáceas máis frecuentes son plantas habituais nas matogueiras do entorno (*Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp.,) así como outras de carácter nemoral, como *Teucrium scorodonia*, *Polypodium vulgare*, *Holcus mollis*, *Blechnum spicant*, *Dryopteris affinis*, *Solidago virgaurea* e *Oxalis acetosella*.

Os erbedais galaico-asturianos aparecen dentro dun amplo intervalo altitudinal, dende os 100 ata os 800 m de altitude que se fai progresivamente máis amplo canto máis lonxe da costa se atopan, como consecuencia do aumento do grao de insolación que se experimenta cara ó S na parte centro-oriental da área de estudo. En todo caso, trátase dun tipo de formación vexetal que se concentra, bioclimáticamente falando, en áreas termotemperadas e mesotemperadas inferiores e que, só en lugares especialmente favorables, aparece dentro do horizonte superior do piso mesotemperado (Táboas 4-7). En coherencia coas preferencias helio-xerófilas do érbedo, os erbedais tenden a ser máis frecuentes nas áreas que reciben unha menor precipitación (ombroclimas subhúmidos e húmidos), ocupando posicións de teso ou ladeira moderada a fortemente inclinadas e con orientacións de compoñente S ou W maioritariamente. As litoloxías representadas nas mostras estudadas son pobres en nutrientes e pouco alterables (rochas cuarcíticas e graníticas principalmente), a partir das que se orixinan solos nos que abundan os afloramentos rochosos e a pedregosidade (leptosoles e regosoles).

Amenados riparios

Constitúen o tipo de bosque dominado polo ameneiro (*Alnus glutinosa*) máis difundido na área de estudo, debido a gran extensión e complexidade que presenta a rede hidrográfica. Distribúense altitudinalmente entre o nivel do mar e os 800 m, contactando río arriba, na maior parte dos casos, con freixidos riparios.

Desde o punto de vista fisionómico-estructural, os amenados riparios presentan tallas medias próximas ós 15

m de altura, oscilando a altura dominante entre os 12 e os 20 m (Táboa 3). Con respecto á cobertura por estratos, a fracción de cabida cuberta no superior varía entre o 80 e o 100%, mentras que no nivel inferior a variabilidade é maior (50-90%).

Florísticamente os amenedos riparios caracterízanse polo dominio de *Alnus glutinosa*, que pode ser a única árbore, anque o habitual é que comparta o dosel con especies como *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Salix atrocinerea*, *Corylus avellana*, *Betula alba* ou, en menor medida, *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Sambucus nigra* ou *Ulmus glabra*.

No estrato inferior obsérvase una gran riqueza de taxóns, entre os que cabe destacar fentos (*Osmunda regalis*, *Athyrium filix-femina*, *Woodwardia radicans*, *Dryopteris dilatata*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polypodium vulgare*, etc.) e taxóns nemorais como *Viola riviniana*, *Brachypodium sylvaticum*, *Lathraea cladestina*, *Luzula henriquesii*, *Saxifraga spathularis*, *Stellaria holostea*, *Narcissus asturiensis*, *Stachys officinalis*, *Hypericum androsaemum*, *Valeriana pyrenaica*, etc.

Bioclimáticamente falando, os amenedos riparios teñen preferencia polos termotipos termotemperado e mesotemperado inferior, estando ausentes do piso bioclimático supratemperado. O tipo de bioclima baixo o que se desenvolven é maioritariamente o hiperoceánico, anque tamén están ben representados nas áreas máis alonxadas da costa (oceánicas). Ó tratarse dun tipo de bosque edafodependente non presenta especial preferencia por ombrotipos determinados.

Os cauces fluviais ós que se asocian os amenedos riparios presentan unha pendente variable, que oscila entre a categoría de “chan ou case chan” e “moderadamente inclinado”, en posicións topográficas que van desde fondos de val encaixados a amplas veigas con exposicións moi variadas. Estes bosques aséntanse sobre sustratos predominantemente silíceos que sustentan solos cunha profundidade media ou elevada, a miúdo con rasgos de certa evolución edáfica (cambisoles), anque tamén se dan casos de escaso desenvolvemento (leptosoles, fluvisoles)(Táboas 4-7).

Freixidos riparios

Debido ás características montañosas da maior parte da área de estudio, os freixidos riparios aparecen representados con profusión ó longo desta ligados, principalmente, ós tramos medios e altos dos cursos fluviais, áreas nas que as características morfolóxicas e a inestabilidade das marxes fluviais son pouco propicias para a instalación dos amenedos.

Á vista dos datos dispoñibles, os freixidos riparios inclúense na maior parte dos casos dentro da categoría dos mesobosques (altura dominante entre 12 e 24 m), anque nalgúns casos sería posible calificalos como micro ou macrobosques. Polo xeral amósanse como bosques pechados, cunha cobertura media no estrato superior próxima ó 95 %, nivel que non se soe acadar no inferior (entre o 20 e o 100 %, media = 71 %) debido a que a

porcentaxe do solo cuberta por vexetación é moito máis variable, en función da rochosidade do terreo (Táboa 3).

O estrato superior adoita estar constituído por un número elevado de taxóns, entre os que destacan como máis constantes *Fraxinus excelsior*, *Corylus avellana*, *Acer pseudoplatanus*, *Ulmus glabra*, *Salix atrocinerea*, *Quercus robur* e *Castanea sativa*, e nos que, salvo nos tramos de contacto cos ameneirais, non está presente o ameneiro. No sotobosque son abundantes as especies nemorais, como *Luzula henriquesii*, *Oxalis acetosella*, *Brachypodium sylvaticum*, *Euphorbia dulcis*, *Stellaria holostea*, así como un elevado número de fentos (*Asplenium onopteris*, *Asplenium trichomanes*, *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant*, *Culcita macrocarpa*, *Cystopteris* sp., *Dryopteris aemula*, *D. affinis*, *D. dilatata*, *D. filix-mas*, *Hymenophyllum tunbrigense*, *H. wilsonii*, *Lastrea limbosperma*, *Osmunda regalis*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polypodium vulgare*, *Polystichum setiferum*, *Stegogramma pozoi*, *Woodwardia radicans*). Prácticamente constantes son *Hedra helix*, *Lonicera periclymenum* e as silvas (*Rubus* spp.).

Os freixidos riparios aparecen distribuídos desde cotas situadas perto do nivel do mar ata case os 800 m de altitude. Dentro deste intervalo altitudinal a maior parte das mostras inclúense no termotipo mesotemperado inferior, sendo moi escasas as que se atopan no termotemperado e supratemperado. En concordancia coa cercanía ás áreas litorais de moitos dos inventarios estudados, o bioclima baixo o que se desenvolven estes bosques é maioritariamente hiperoceánico. O ombrotipo dominante é de tipo húmido superior, anque algunhas mostras atópanse nos tipos húmido inferior e hiperhúmido inferior.

A situación topográfica sobre a que se asentan os freixidos estudados correspóndense case na súa totalidade con cauces encaixados, a miúdo con paredes rochosas e leito con elevada pedregosidade, de pendente moi variable, que oscila entre a case horizontalidade e tramos de pendente elevada (>25°). As orientacións nas que aparecen os bosques estudados son moi variadas, anque dominan as de compoñente N e W. O sustrato litolóxico sobre o que medran estes freixidos é na totalidade dos casos de tipo silíceo. A inestabilidade das marxes fluviais sobre as que se asentan nuns casos ou o predominio de afloramentos rochosos noutros, non permiten que os solos cheguen a presentar rasgos evolucionados, sendo predominantes os leptosoles sobre os de carácter cumúlico (regosoles) ou os cambisoles (Táboas 4-7).

Abeledos riparios

Os abeledos riparios son bosques de pequena talla (microbosques), cunha altura dominante media de 9,2 m, que raramente acadan o nivel dos mesobosques. Medran asociados ós tramos iniciais das redes hidrográficas instaladas nas áreas montañosas, caracterizados por unha certa inestabilidade nas marxes dos cauces e unha oscilación elevada do caudal, que a miúdo se reduce a pequenos regos durante a época estival.

Desde o punto de vista fisionómico destaca o claro dominio da abelaira (*Corylus avellana*), que soe estar acompañada por *Salix atrocinerea*, *Crataegus monogyna* e *Ilex aquifolium*. Moi de cando en cando, estas especies mestúranse con pes aillados de *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra*, *Betula alba*, *Quercus robur*, *Sambucus nigra*, *Pyrus cordata*, *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*, *Prunus avium*, *Laurus nobilis* ou *Malus sylvestris*. A cobertura media no estrato superior soe ser elevada (media do 95%). No nivel inferior destaca a gran cantidade de especies higroesciófilas representadas (*Saxifraga spathularis*, *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *D. aemula*, *Polygonatum verticillatum*, *Woodwardia radicans*, *Hymenophyllum tunbrigense*, *Culcita macrocarpa*, *Primula acaulis*, *Anemone nemorosa*, *Luzula henriquesii*). Outros taxóns moi constantes neste tipo de bosques son *Hedera helix*, *Dryopteris affinis*, *Oxalis acetosella*, *Lonicera periclymenum*, *Holcus mollis*, *Euphorbia dulcis*, *Carex remota*, *Viola riviniana*, *Ajuga reptans*, *Rubus* sp., *Omphalodes nitida*, *Geranium robertianum* e *Cardamine pratensis*. A anfractuosidade dos cauces ós que se asocian estes bosques, polo xeral conformados por afloramentos rochosos e grandes bloco, provoca unha grande variación na cobertura acadada no estrato inferior, que oscila entre o 30 e o 90% (media=72,5%) (Táboa 3).

Desde o punto de vista altitudinal, os abeledos riparios atópanse repartidos por unha franxa que vai dende os 355 ós 830 m, dentro da que están representado principalmente o horizonte superior do termotipo mesotemperado. Os ombroclimas que afectan a este tipo de bosques son o húmido superior e o hiperhúmido inferior.

A posición topográfica característica dos abeledos seriais é a de “cauce encaixado”, a máis frecuente nos tramos altos e medios da rede fluvial que verte ó cantábrico así como na vertente meridional das Serras Septentrionais galegas. Nestas situacións, as vertentes sobre as que medran os bosques estudados tenden a ser máis ou menos escarpadas (>25°), anque nalgúns casos atópanse en áreas cunha menor inclinación. Como no caso doutros tipos de bosques riparios, as orientacións das ladeiras nas que medran estes abeledos son variadas, anque existe unha maior representación daquelas que teñen compoñente N e E, coincidindo igualmente o carácter silíceo dos grupos litolóxicos a partir dos que se desenvolven os solos, maioritariamente pouco evolucionados e con abundancia de afloramentos rochosos (leptosoles), sobre os que se asenta este tipo de bosques riparios (Táboas 4-7).

Amenados pantanosos

Os amenedos pantanosos son bosques que medran en solos ricos en materia orgánica que, polo xeral, permanecen enchoupados unha parte importante do ano. Debido á súa localización en áreas topográficas achairadas moi apetecidas para as labores agrícolas, os bosques pantanosos foron substituídos desde tempos remotos por áreas de cultivo nas que se favoreceu a drenaxe mediante a construción de regos e canles polos que se evacúan as augas pluviais e de escorrentía que, de xeito natural, tenden a circular moi lentamente ou permanecer estancadas. Por esta casusa as actuais representacións destes bosques

ocupan áreas marxinais dende o punto de vista agrícola que solen estar asociadas ós complexos húmidos, tanto costeiros como interiores, existentes na área de estudio. Nalgunhas áreas nas que a presión antrópica decreceu nos derradeiros decenios, obsérvase a recuperación destes bosques, a miúdo por medio dunha facies dominada por salgueiro (*Salix atrocinerea*) que, posteriormente, se ve substituído polo ameneiro (*Alnus glutinosa*). No estrato superior, que pode acadar unha altura variable (8,0-20,0; media de 15,5 m) e presenta, polo xeral, unha cobertura elevada (entre o 80 e o 100%, media 97,8%)(Táboa 3), ademais da presenza constante de *Alnus glutinosa*, adoitan aparecer *Salix atrocinerea* e *Sambucus nigra*. Máis raros son *Laurus nobilis*, *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus*, *Corylus avellana* e *Castanea sativa*. O sotobosque, con cobertura moito máis variable (60-100%) está dominado por taxóns característicos de solos enchoupados, como *Carex lusitanica*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans*, *Iris pseudacorus* ou *Carex laevigata*, xunto a especies frecuentes nos bosques de ribeira (*Athyrium filix-femina*, *Osmunda regalis*, *Solanum dulcamara*), sendo máis reducido o número de taxóns típicos dos bosques mesófilos (*Dryopteris dilatata*, *D. affinis*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera helix*).

Os bosques aquí comentados aparecen entre o nivel do mar e os 500 m de altitude, tanto en localizacións litorais como interiores. En función da súa localización, o bioclima baixo o que se desenvolven é hiperoceánico (66% dos casos) ou oceánico (34% das mostras), variando os termotipos entre o termotemperado e o mesotemperado. Na maior parte dos casos o ombrotipo é húmido inferior, atopándose os bosques en posicións de chaira ou en vertentes de moi baixa inclinación (<6°) que poden presentar exposicións moi variadas. Os solos maioritarios sobre os que se desenvolven estes bosques proceden de materiais litolóxicos silíceos e presentan unha textura limosa no seu horizonte superficial e rasgos de hidromorfia en profundidade (cambisoles gleycos, gleysoles). Os amenedos que medran en áreas pantanosas presentan unhas valores dos parámetros de altura e coberturas bastante próximos ós amenedos riparios, se ben os promedios de cobertura son lixeiramente superiores nestes (Táboas 4-7).

Amenados de ladeira

Trátase de bosques de ameneiros situados en posición de ladeira que medran asociados a afloramentos de augas freáticas que circulan dun xeito difuso pola superficie do terreo, sen conformar cauces ben xerarquizados dando ó sustrato edáfico unha consistencia fangosa característica pero que mantén uns niveis de aireación superiores ós dos bosques pantanosos.

Estes amenedos presentan unha talla variable, entre os 12 e 22 m de altura (micro a mesobosques), nos que tanto a cobertura arbórea como a do sotobosque son moi elevadas (media CE₁=93,8%; media CE₂=96,3%)(Táboa 3).

Desde o punto de vista florístico, presentan unha composición peculiar a medio camiño entre os bosques riparios, os amenedos pantanosos e os carballais, xa que,

anque adoitan conter taxóns característicos das ripisilvas (*Ranunculus ficaria*, *Solanum dulcamara*, *Carex pendula*, *Salix fragilis*, *Carex remota*, *Frangula alnus*, *Circaea lutetiana*, *Symphytum tuberosum*, *Arum italicum*, *Myosotis lamottiana*, *Dryopteris aemula*, *Senecio bayonensis*) xunto a taxóns característicos da clase *Alnetea glutinosae*, como *Carex laevigata*, así como un número elevado de taxóns propios da clase *Querco-Fagetea* (*Blechnum spicant*, *Dryopteris affinis*, *D. dilatata*, *Lonicera periclymenum*, *Fraxinus excelsior*, *Viola riviniana*, *Polystichum setiferum*, *Hedera helix*, *Hypericum androsaemum*, *Lysimachia nemorum*, etc.).

Distribúense ó longo da área de estudo, dende as cercanías ó mar ata os 500 m nas áreas montañosas do interior. Os pisos bioclimáticos correspondentes con estas localizacións son o termotemperado e o mesotemperado inferior, estando repartidos os bioclimas practicamente ó 50 % entre o tipo hiperoceánico e o oceánico. Os ombrotipos representados son sempre húmidos, maioritariamente inferiores. A posición topográfica típica na que aparecen estes bosques é a parte baixa das vertentes, en ladeiras cunha inclinación variable (6-24°). Por outra banda, as orientacións tenden a presentar compoñente N, sendo moi raros os exemplos presentes en ladeiras soalleiras. Non se observa unha preferencia litolóxica marcada neste tipo de amenedos, xa que poden desenvolverse tanto en solos derivados de materiais silíceos como calíos (cf. Giménez de Azcárate 1993, Rodríguez Guitián 2004). Os solos derivados destes materiais tenden a presentar unha certa pedregosidade anque non amosan problemas para o enraizamento (regosoles e cambisoles) (Táboas 4-7).

Biduedos higrófilos

Bosques dominados pola abidueira que medran sobre solos que presentan unha humidade elevada durante todo o ano e, con moita frecuencia, poden estar enchoupados durante o outono-inverno.

Os valores mínimos, medios e máximos obtidos para a altura dominante e as coberturas por estrato neste grupo de biduedos son practicamente idénticos ós obtidos para os biduedos seriais, salvo no caso da mínima do estrato inferior, que é lixeiramente inferior neste caso (Táboa 3). Cambia, nembargantes, a composición florística. Así, no estrato superior están presentes taxóns como *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Viburnum opulus*, *Prunus spinosa* ou *Quercus pyrenaica*, ausentes nos biduedos seriais, á vez que acadan unha maior importancia *Salix atrocinerea* e *Frangula alnus*. No nivel inferior voltan a ser maioritarias as plantas acidófilas (*Holcus mollis*, *Lonicera periclymenum*, *Teucrium scorodonia*, *Blechnum spicant*), reducíndose, incluso, as de carácter indiferente (*Hedera helix*, *Dryopteris affinis*), á vez que están presentes diversos higrófitos, como *Senecio bayonensis*, *Deschampsia hispanica*, *Valeriana dioica*, *Danthonia decumbens*, *Solanum dulcamara*, *Scutellaria minor*, *Erica vagans*, *Fraxinus angustifolia*, *Carex remota* ou *C. pendula*, ademais do ameneiro.

Polo xeral estes biduedos atópanse en áreas relativamente elevadas, comprendidas entre os 300 e 600 m, sendo raros

por baixo da cota inferior sinalada. Os termotipos representados son o mesotemperado e puntualmente o termotemperado superior. Nas mostras que se atopan ó norte das montañas septentrionais galegas e no sublitoral occidental asturiano, o bioclima é de tipo hiperoceánico, mentras que as situadas máis ó sur están sometidas a un bioclima oceánico. Os niveis de precipitación rexistrados nestas áreas caen dentro do rango do ombrotipo húmido inferior, anque en conxunto abranguen dende o subhúmido superior ata o hiperhúmido inferior. Desde o punto de vista topográfico, a maior parte das mostras atópanse en área achairadas cunha nula ou moi escasa inclinación (Táboas 4-7).

Os materiais litolóxicos predominantes nas áreas onde aparece este tipo de bosques son de natureza silícea, sendo, os solos relativamente profundos, con horizontes superficiais ricos en materia orgánica, texturas a miúdo limosas ou limo-arxilosas e presentando rasgos de hidromorfía máis ou menos desenvolvidos en profundidade (cambisoles gleycos, gleysoles, vertisoles).

Avaliación do estado de conservación

Tamaño das masas arboradas e grao de fragmentación

Os estudos sobre a xeometría das masas forestais (tamaño, forma, relacións de proximidade, etc.) facilitan información sobre o estado de conservación das mesmas mediante a valoración de parámetros relacionados co efecto borde, a área mínima que reúne determinados atributos característicos de cada tipo de bosque, etc. Paradóxicamente, tanto no caso da área de estudo, como no resto de Galicia, se carece practicamente de información específica a este respecto, salvo algunhas aportacións recentes derivadas da aplicación de técnicas de fotointerpretación á caracterización da cuberta vexetal nun sector do N de Galicia (Díaz Varela 2005). De modo indirecto, pódense extraer algúns datos da análise das unidades cartográficas utilizadas no Mapa Forestal de España E. 1:50.000 (BDN 2000) ("tipos estruturais" na terminoloxía utilizada nesta fonte documental). Segundo esta información, a superficie ocupada por masas arboradas dominadas por especies autóctonas dentro do Subsector Galaico-Asturiano Septentrional, ascendería a unhas 100.000 ha, equivalentes a algo máis do 14% do territorio (Táboa 8). Dentro desta superficie, o tamaño medio das teselas cartográficas delimitadas e de 46 ha, anque este parámetro oscila entre as 60,2 has que teñen de media as masas incluídas na categoría "mestura de frondosas" e as 25,6 ha que acadan por termo medio as teselas correspondentes ó estrato "especies de ribeira". O valor promedio máximo acadado en calquera dos estratos dominados por especies autóctonas é superado polo tamaño medio dos eucaliptais, que supera as 75 ha.

Se a isto engadimos que existe un reparto desigual das formacións arboradas autóctonas ó longo do territorio estudado, xa que son moi escasas e de moi pequena superficie nas áreas próximas ó litoral, temos que concluir,

anque sexa de maneira preliminar, que a análise dos atributos xeométricos dos bosques estudados revela un estado de conservación pouco favorable para os mesmos.

Influencia da actividade humana na fisionomía dos tipos de bosques

A partir da análise dos datos dasométricos dispoñibles sobre os bosques estudados e da súa comparación coas parcelas de inventariación do IFN3 (MMA 2002a, b, c), pódese establecer que as formacións arboradas autóctonas galaico-asturianas presentan unhas características estruturais que responden basicamente a dous modelos (Rodríguez Guitián 2004, Rodríguez Guitián et al. 2005):

- tipos de bosques caracterizados polo predominio das clases diamétricas inferiores (< 30 cm), con alturas dominantes menores de 20 m, densidades elevadas e idades dos pes que raramente superan os 80 anos (biduedos, acebais, bosques mixtos, bosques riparios, reboleiras e abeledos seriais). Nalgúns casos estas características van asociadas ó carácter serial dos bosques (biduedos e abeledos seriais, acebais), pero noutros son indicativos dun estado xuvenil.

- tipos de bosques nos que se da a coexistencia de rodaís ou masas dominados por pes grosos e vellos, anque de alturas medias e densidades non demasiado elevadas (carballais, faiais e sotos) con outros de características semellantes ás do grupo anterior. Estas diferencias responden ás formas de aproveitamento (monte alto dominado por trasmochos ou talladía) predominantes en cada caso.

A escaseza de pés das clases diamétricas superiores que acaden tallas próximas ás súas respectivas alturas máximas nos bosques galaico-asturianos estudados debe interpretarse como resultado da ancestral presión antrópica, efectuada con finalidades diversas (obtención de madeira, leñas, carboneo, etc.) e que provocou un anovamento estrutural das masas arboradas nuns casos e á distorsión entre os parámetros dasométricos de altura e DBH favorecendo o predominio de árbores cun baixo coeficiente de esbeltez. En conclusión, estaríamos diante de formacións arboradas que, na maior parte dos casos, teñen estado influenciados pola actividade humana dende tempos remotos, polo que é difícil atopar hoxendía rodaís nos que se plasmen as características de madurez propias de cada un dos bosques estudados. Esta realidade debería terse en conta á hora de establecer os indicadores e criterios de xestión forestal sostible das masas arboradas autóctonas, dado que, para poder avaliar correctamente os efectos das diversas modalidades de aproveitamentos forestais prantexables é necesario determinar con antelación os niveis de perturbación tolerables polos ecosistemas arborados, e para elo hai que contar con rodaís de referencia nos que levar adiante os estudos e investigacións pertinentes.

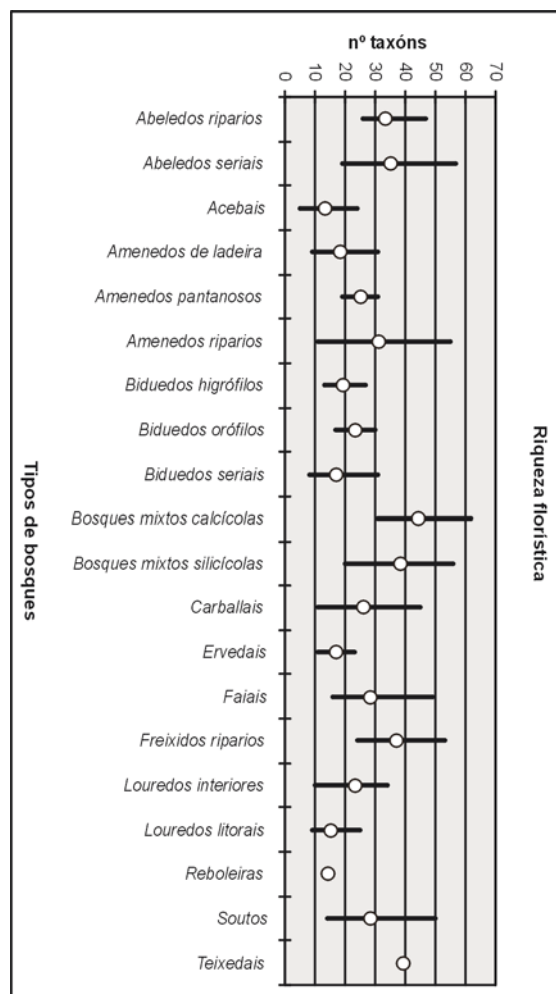


Figura 2.- Representación gráfica dos valores mínimos, medios e máximos de riqueza florística dos tipos de bosques presentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional.

Riqueza e significado ecolóxico da flora presente nos bosques estudados

Neste apartado imos voltar sobre os valores de riqueza florística da Táboa 3 que aparecen representados gráficamente, para facilitar as comparacións, na Figura 2.

Do total de taxóns de prantas vasculares identificados nos bosques estudados (363), 354 son especies autóctonas e 9 (0,36% sobre o total) son introducidas. A flora representada nos bosques aquí tratados ven a significar aproximadamente o 14,5 % da flora galega, o que da unha idea do significado que teñen estas formacións vexetais como reservorio da diversidade, anque sexa medida exclusivamente en función das especies de flora vascular presentes.

As principais conclusións que se poden tirar do estudo da diversidade florística destes bosques son, por unha banda, as grandes diferencias existentes no relativo á riqueza

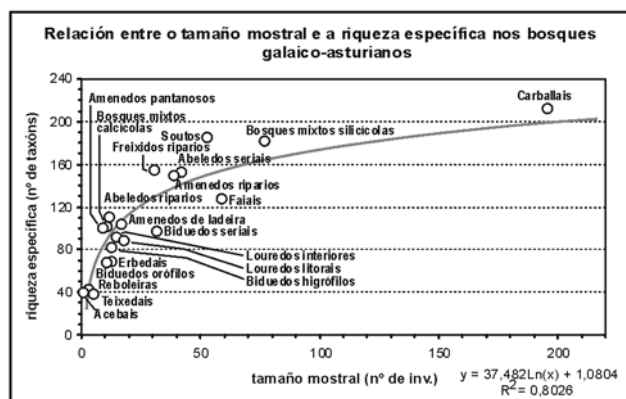


Figura 3.- Representación gráfica da relación existente entre o nº de inventarios dispoñibles para cada tipo de bosques e a súa correspondente riqueza florística total.

específica, que oscila entre 212 taxóns no caso dos carballais e 38 no caso dos acebais. Estas diferenzas son debidas a varios factores, entre os que hai que destacar o tamaño muestral, que aparece fortemente correlacionado, e de xeito positivo, co número de inventarios pertencentes a cada tipo de bosque (Figura 3), así como a variedade de situacións ambientais (amplitude ecolóxica) nas que medra cada unha das formacións arboradas estudadas, entre as que habería que considerar a intensidade da influencia antrópica. En principio cabe prantexar que estes factores inflúen positivamente sobre a riqueza específica naqueles tipos de bosques máis representados no medio natural con relación ós máis escasos, como pode apreciarse no caso dos carballais, soutos e amenedos riparios, de ampla distribución xeográfica e bioclimática, fronte ós acebais, erbedais, biduedos higrófilos ou orófilos, de distribución e ecoloxía moito máis restrinxida. Nembargantes, determinados tipos de bosques presentan, pola especial combinación de factores ambientais baixo os que se desenvolven, unha riqueza específica sensiblemente

superior á do resto de tipos de bosques, o que fai que a súa riqueza florística se vexa menos afectada pola súa frecuencia de aparición e o grao de alteración; este é o caso dos abeledos seriais, os bosques mixtos e os teixedais. En senso inverso, a condición perennifolia das árbores dominantes de certas formacións (acebais, loureos) ou o elevado grao de intercepción luminosa que realizan outras no verán anque sexan caducifolias (caso da faia), contribúen a seleccionar a flora que pode medrar á súa sombra, polo que tenden a ser máis pobres en especies con independencia do tamaño das súas masas. Con relación á flora presente nos carballais, os resultados por nós obtidos amosan que este grupo de bosques presenta unha riqueza específica moi elevada (212 taxóns), que ven a representar o 81,5 % da flora identificada por Amigo et al. (2001) na totalidade de bosques de quercíneas caducifolio-marcescentes de Galicia.

Por outro lado, e con independencia do anterior, a maior parte dos bosques existentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional presentan una elevada proporción de especies adaptadas ás perturbacións periódicas das condicións ecolóxicas, como taxóns de carácter heliófilo que viven ben en bosques sometidos a claras, pastoreo, cortas a matarrasa, incendios, etc., ou prantas nitrófilas querenciosas por ambientes nos que se produce unha mineralización rápida da materia orgánica debida a cambios bruscos das condicións mesolóxicas. Son excepción a esta situación algúns dos bosques estudados, como os faiais, os abeledos seriais e os bosques mixtos, nos que a representación deste tipo de especies apenas chega a un tercio do total, fronte a valores próximos ó 50% que se observan en bosques de ampla representación na área de estudo, como carballais, amenedos pantanosos e riparios, ou noutros de presenza máis restrinxida pero próximos a lugares fortemente afectados pola actividade humana, como os loureos litorais.

Tipo estrutural (especie dominante)	Nº teselas	Sup. (ha)	Sup. media/tesela	%
Mestura de frondosas	1.106	66.535,9	60,2	9,44
<i>Quercus robur</i>	303	14.949,3	49,3	2,12
<i>Castanea sativa</i>	233	12.858,7	55,2	1,82
Especies de ribeira	170	4.498,8	26,5	0,64
<i>Quercus pyrenaica</i>	17	645,0	37,9	0,09
<i>Fagus sylvatica</i>	3	140,1	46,7	0,02
Total frondosas	1.832	99.627,8	---	14,13
Coníferas	1.725	76.252,4	44,2	10,82
Mestura de coníferas e frondosas	1.381	67.363,6	48,8	9,56
<i>Eucalyptus</i> sp.	1.270	95.909,9	75,5	13,61
Matogueiras con e sen arborizado	312	12.887,9	41,3	1,83
Non forestal*	4.106	352.884,0	---	50,06
TOTAL	10.626	704925,5	---	100,00

Táboa 8.- Distribución das teselas do MFE50 incluídas no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional nos principais tipos estruturais presentes. * inclúe as seguintes categorías do MFE50: "Bosque", "Bosque de plantación", "Complementos del bosque", "Temporalmente desarbolado (talas)", "Temporalmente desarbolado (incendio)", "Matorral", "Monte sin vegetación superior", "Agrícola y prados artificiales", "Artificial", "Humedal", "Agua", "Mar", "Autopistas y autovías", "Minería, escombreras, vertederos", "Prados con sebes", "Mosaico arbolado sobre cultivo", "Mosaico arbolado sobre forestal desarbolado", "Mosaico desarbolado sobre cultivo".

Taxón	DH	CREAPA	XUNTA	ALRFVA
<i>Culcita macrocarpa</i> K. Presl	II	IE		EN
<i>Davallia canariensis</i> (L.) Sm.		VU		
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.		IE		
<i>Hymenophyllum tunbrigense</i> (L.) Sm.				VU
<i>Hymenophyllum wilsonii</i> Hooker				CR
<i>Ilex aquifolium</i> L.		IE	#	
<i>Narcissus asturiensis</i> (Jordan) Pugsley	II	IE		
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L. subsp. <i>nobilis</i> (Haw.) A. Fernandes	II	IE		
<i>Narcissus triandrus</i> L.	V			
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	V			
<i>Salix salvifolia</i> Brot.		IE		
<i>Taxus baccata</i> L.		IE		
<i>Thelypteris palustris</i> Schott		VU		
<i>Vandenboschia speciosa</i> (Willd.) G. Kunkel	II	VU		VU
<i>Woodwardia radicans</i> (L.) Sm.	II	IE		

Táboa 9.- Taxóns vexetais (únicamente plantas vasculares) de interese para a conservación presentes nos bosques galaico-asturianos septentrionais. D.H.: Anexos (II e V) da Directiva Hábitat, (*) taxóns prioritarios segundo o Anexo II da Directiva 92/43/CEE; CREAPA (Catálogo Regional de Especies Amenazadas del Principado de Asturias, Decreto 65/1995 de 27 de abril, publicado no BOPA do 5 de xuño de 1995): IE: interese especial, VU: vulnerable. #: taxón protexido pola legislación galega; ALRFVA "Atlas y Libro Rojo de la Flora vascular amenazada de España: taxones prioritarios" (Bañares et al. 2004): CR: en peligro crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable.

Tipo de bosque	Taxóns															Total
	<i>Culcita macrocarpa</i>	<i>Davallia canariensis</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	<i>Hymenophyllum wilsonii</i> *	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Nardoissus asturiensis</i>	<i>Nardoissus nobilis</i>	<i>Nardoissus triandrus</i>	<i>Ruscus aculeatus</i>	<i>Salix salvifolia</i>	<i>Taxus baccata</i>	<i>Thelypteris palustris</i>	<i>Vandenboschia speciosa</i>	<i>Woodwardia radicans</i>	
Abeledos riparios	+	---	---	+	---	+	+	---	---	+	---	---	---	---	+	6
Abeledos seriais	---	---	---	+	---	+	+	---	---	+	---	+	---	+	+	7
Acebais	---	---	---	---	---	+	+	---	---	---	---	---	---	---	---	2
Amenedos de ladeira	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	+	---	---	---	---	2
Amenedos pantanosos	---	---	---	---	---	---	---	---	---	+	+	---	+	---	---	2
Amenedos riparios	---	---	+	+	---	+	---	---	---	+	+	---	---	---	+	6
Biduedos higrófilos	---	---	---	---	---	+	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1
Biduedos orófilos	---	---	---	---	---	+	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1
Biduedos seriais	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	+	---	---	---	---	2
Bosques mixtos calcícolas	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	+	---	+	---	---	3
Bosques mixtos silicícolas	+	---	---	+	---	+	+	---	---	+	---	+	---	---	+	7
Carballais	---	+	---	+	---	+	+	+	+	+	---	+	---	---	---	8
Erbedais	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	+	---	---	---	---	2
Faiais	---	---	---	---	---	+	+	---	---	+	---	+	---	---	---	4
Freixidos riparios	+	---	---	+	+	+	+	---	---	+	---	+	---	---	+	8
Louredos interiores	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	---	+	---	---	---	3
Louredos litorais	---	+	---	---	---	+	---	---	---	+	---	+	---	---	---	3
Reboleiras	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	+	---	---	---	1
Soutos	---	---	---	---	---	+	---	---	+	+	---	---	---	---	---	4
Teixedais	---	---	---	---	---	+	---	---	---	+	---	+	---	---	---	3
Nº tipos de bosques	3	2	1	6	1	17	7	1	2	15	2	9	1	1	5	

Táboa 10.- Distribución dos taxóns vexetais (únicamente plantas vasculares) de interese para a conservación nos tipos de bosques recoñecidos no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional. +: taxón presente. *: taxón non presente no conxunto de inventarios estudados.

Tipo de bosque	Criterios de rareza			Tipo de rareza
	Área	Frecuencia	Tamaño	
Abeledos riparios	ampla	alta	pequeno	R2
Abeledos seriais	ampla	alta	pequeno	R2
Acebais	reducida	baixa	pequeno	R7
Amenedos de ladeira	ampla	baixa	pequeno	R3
Amenedos pantanosos	ampla	baixa	pequeno	R3
Amendos riparios	ampla	alta	grande	Non raro
Biduedos higrófilos	ampla	baixa	pequeno	R3
Biduedos orófilos	reducida	baixa	pequeno	R7
Biduedos seriais	ampla	alta	pequeno	R2
Bosques mixtos calcícolas	reducida	baixa	pequeno	R7
Bosques mixtos silicícolas	ampla	baixa	pequeno	R3
Carballais	ampla	alta	grande	Non raro
Erbedais	ampla	baixa	pequeno	R3
Faiais	ampla	baixa	pequeno	R3
Freixidos riparios	ampla	alta	pequeno	R2
Louredos interiores	ampla	baixa	pequeno	R3
Louredos litorais	ampla	baixa	pequeno	R3
Reboleiras	reducida	baixa	pequeno	R7
Soutos	ampla	alta	grande	Non raro
Teixedais	reducida	baixa	pequeno	R7

Táboa 11.- Determinación do grao de rareza dos tipos de bosques presentes no Subsector Galaico-Asturiano Septentrional segundo os criterios de Izco (1998).

Tipo de bosque	Tipo de hábitat según Directiva 92/43/CEE
Abeledos riparios	91E0* Bosques aluviales con <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion <i>incanae</i> , Salicion <i>albae</i>)
Abeledos seriais	9180* Bosques de ladeiras, desprendementos e barrancos do <i>Tilio-Acerion</i> (p.p.).
Acebais	9380 Bosques de <i>Ilex aquifolium</i> .
Amenedos de ladeira	91E0* Bosques aluviales con <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion <i>incanae</i> , Salicion <i>albae</i>)
Amenedos pantanosos	91E0* Bosques aluviales con <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion <i>incanae</i> , Salicion <i>albae</i>)
Amenedos riparios	91E0* Bosques aluviales con <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion <i>incanae</i> , Salicion <i>albae</i>)
Biduedos higrófilos	91D0* Turbeiras arboradas (p.p.)
Biduedos orófilos	91D0* Turbeiras arboradas (p.p.)
Biduedos seriais	- - -
Bosques mixtos calcícolas	9180* Bosques de ladeiras, desprendementos e barrancos do <i>Tilio-Acerion</i> .
Bosques mixtos silicícolas	9180* Bosques de ladeiras, desprendementos e barrancos do <i>Tilio-Acerion</i> .
Carballais	9230 Bosques galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>
Erbedais	- - -
Faiais	9120 Faiais acidófilos atlánticos con <i>Ilex</i> e, as veces, <i>Taxus</i> no sotobosque (<i>Quercenion robori-petraeae</i> o <i>Ilici-Fagenion</i>)
Freixidos riparios	91E0* Bosques aluviales con <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion <i>incanae</i> , Salicion <i>albae</i>)
Louredos interiores	5230* Matogueiras arborescentes con <i>Laurus nobilis</i> .
Louredos litorais	5230* Matogueiras arborescentes con <i>Laurus nobilis</i> .
Reboleiras	9230 Bosques galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> .
Soutos	9260 Bosques de <i>Castanea sativa</i> .
Teixedais	9580* Bosques mediterráneos de <i>Taxus baccata</i>

Táboa 12.- Correspondencia dos tipos de bosques galaico-asturianos septentrionais recoñecidos cos tipos de hábitats arborados incluídos no Anexo I da Directiva 92/43/CEE. * = hábitats prioritarios

Dende o noso punto de vista, este feito podería estar relacionado co elevado grao de fragmentación que presentan as masas arboradas autóctonas na área de estudo e a intensidade co que foron aproveitadas ata épocas moi recentes.

Interese para a conservación

Presenza de taxóns protexidos ou ameazados

Nas Táboas 9 e 10 indícanse os taxóns vexetais protexidos pola lexislación vixente en materia de protección ambiental e a súa presenza en cada un dos tipos de bosques estudados respectivamente. Entre pteridofitas e prantas con frores, trátase dun total de 15 taxóns que presentan un reparto non homoxéneo, como era de esperar, en función dos seus particulares requerimentos ecolóxicos. Así, o interese destes bosques para a conservación das especies comentadas oscila entre baixo (mínimo de 1 taxón presente) e moi elevado (máximo de 8 taxóns presentes). Os valores menores se obteñen no caso de biduedos higrófilos e orófilos xunto as reboleiras, mentras que os máximos se acadan nos carballais e freixidos riparios, seguidos de abeledos seriais e bosques mixtos silicícolas (con 7 taxóns cada un). O valor máximo atopado nos carballais concorda co feito de as masas arboradas dominadas por quercíneas caducifolias son os que presentan unha distribución xeográfica e bioclimática (e por extensión, ecolóxica) máis ampla.

Dende o punto de vista taxonómico, destaca a elevada representación dos pteridófitos entre a flora de interese para a conservación. Este feito está fortemente relacionado co ambiente umbroso e húmido, especialmente propicio para o cilco vital de moitos fentos, que caracteriza á maior parte dos bosques bosques galaico-asturianos, na liña do sinalado en reiteradas ocasións por diversos autores (Amigo & Norman 1993, 1995; Izco 1994; Quintanilla & Amigo 1999; Quintanilla et al. 2002).

Canto o comportamento das propias especies de interese, algunhas presentan unha “ampla valencia” con respecto ós tipos de bosques que as poden acoller (prantas “silvoeurióicas”), como é o caso de *Ilex aquifolium* ou *Ruscus aculeatus*; outras, pola contra, pódense interpretar como exemplos de taxóns moi esixentes en canto ó ambiente ecolóxico no que poden medrar dentro do territorio estudado (vexetais “silvoestenoicos”). Neste senso, *Fraxinus angustifolia*, *Hymenophyllum wilsonii*, *Narcissus nobilis*, *Thelypteris palustris* e *Vandenboschia speciosa* presentan unha forte dependencia na área de estudo hacia algún dos tipos de bosque descritos, polo que a súa supervivencia depende, en maior ou menor medida, da persistencia das masas arboradas que as acollen.

Grao de rareza dos bosques estudados

O resultado da aplicación da metodoloxía proposta por Izco (1998) para avaliar o grao de rareza de comunidades vexetais no caso dos bosques estudados amósase na

Táboa 11. Nela obsérvase que, como resultado da estimación do tamaño da área (ampla ou reducida), a frecuencia de aparición (alta ou baixa) e o tamaño das propias comunidades, entendido éste no plano potencial e como resultado probabilístico de existencia das condicións ambientais para que podan aparecer, os bosques estudados repártense en catro posibilidades: non raro, R2, R3 e R7. Segundo esta metodoloxía, serían tipos de bosques amplamente representados no territorio e, consecuentemente non calificables de raros, os carballais, amenedos riparios e soutos, mentras que o resto de formacións arboradas poderíanse considerar comunidades vexetais raras, nunhos casos como resultado dun tamaño reducido das súas manifestacións, anque relativamente frecuentes (rareza tipo R2: abeledos seriais e riparios, biduedos seriais e freixidos riparios), noutros pola coincidencia de frecuencia baixa e pequeno tamaño (rareza tipo R3: amenedos de ladeira e pantanosos, biduedos higrófilos, bosques mixtos silicícolas, erbedais, faiais e louredos); por último, os acebais, biduedos orófilos, bosques mixtos calcícolas, reboleiras e teixedais atoparíanse no caso máis extremo de rareza dentro do territorio estudado, xa que neles se da a coincidencia dun área de distribución reducida, baixa frecuencia de aparición e un tamaño pequeno para as representación existentes.

Correspondencia cos tipos de hábitats do Anexo I da DC/92/43/CEE

A correspondencia entre os tipos de bosques analisados e os hábitats arborados incluídos no Anexo I da Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitat) amósase na Táboa 12. Como pode observarse, a maior parte de tipos de bosques identificados teñen correspondencia directa con algunha categoría de bosques priorizados polo seu interese para a conservación da biodiversidade dentro da Unión Europea. Tal é o caso dos carballais, reboleiras, faiais e soutos, considerados como hábitats de interese comunitario, e o dos abeledos, amenedos, bosques mixtos, louredos e teixedais, tipificados como hábitats de interese “prioritario” para a conservación. Pola contra, noutros casos a inclusión nalgún tipo de hábitat do devandito anexo depende das condicións ecolóxicas particulares nas que medren as diferentes representacións existentes. Así, deben considerarse incluídos no hábitat “91D0* Turbeiras arboradas” aqueles biduedos orófilos e higrófilos que medran na periferia de sistemas turbosos (xa sexan turbeiras altas, baixas ou de cobertor) colonizando sustratos orgánicos, mentras que estarían excluídas desta categoría o resto de situacións.

Dos 20 tipos de bosques estudados, somentes os biduedos seriais e erbedais carecerían de interese para a conservación tomando como criterio a Directiva Hábitat.

Factores de degradación e ameazas que afectan ós bosques galaico-asturianos septentrionais

Existen causas históricas que xustifican, en parte, a situación na que se atopan os bosques dentro de territorio

estudado (cf. Rodríguez Guitián et al. 1997), pero tamén actúan en contra do mantemento das masas arboradas autóctonas factores de carácter social e económico que teñen unha orixe máis recente (despoboamento, abandono de certas prácticas culturais, escaseza de mercado para a madeira das especies autóctonas, escasa concienciación social sobre a función ecolóxica dos bosques, etc.). Segundo o Consello de Europa (C.E. 2003b), a pesares do intenso éxodo e envellecemento da poboación que caracteriza ó medio rural do noso continente, e do descenso da presión antrópica que esto conleva, unha gran parte das actividades humanas que se están a desenvolver na actualidade nas áreas non urbanas inciden negativamente na biodiversidade forestal do continente europeo. Entre estas poderíanse destacar especialmente as seguintes:

- a corta de árbores nativas antes de acadar a madurez fisiolóxica e a súa idade máxima.
- a modificación da composición específica e da estrutura vertical dos bosques debido a intervencións selvícolas inapropiadas.
- a eliminación dos bosques aluviais para a instalación de pastos e inducción de cambios na composición florística e estrutural en bosques pantanosos por alteración das condicións hidrolóxicas.
- a drenaxe de turbeiras e bosques húmidos para acelerar o crecemento das árbores utilizadas en repoboacións.
- o establecemento de formacións arborizadas que non se reproducen de xeito natural e propician unha biodiversidade asociada á interferencia humana continuada nos procesos de sucesión vexetal.
- a construción de redes de vías de saca en espazos sensibles.
- a repoboación de terras de cultivo abandonadas e antigas áreas de pastoreo.

Todos estes factores que actúan de forma negativa na conservación do patrimonio forestal a escala europea teñen incidencia sobre os bosques en Galicia, pero aínda se poderían engadir, con carácter e incidencia máis local, algúns máis, como son:

- a expansión de especies vexetais de carácter invasor.
- a substitución consciente de bosques por plantacións de especies exóticas.
- ao espallamento de doenzas, en ocasións favorecidas pola actividade humana, que afectan ás especies autóctonas (grafiose, tinta, chancro do castiñeiro, etc.).
- a introducción de fenotipos alleos ó noso entorno biogeográfico en labores de recuperación de masas arboradas autóctonas, incluso en espazos protexidos contravindo a Lei de Conservación da Natureza de Galicia.
- a acumulación de restos de cortas e verquidos de entullos en áreas sensibles (cauces fluviais, barrancadas, húmidais, etc.).
- a elevada incidencia e recurrencia en determinadas áreas xeográficas dos incendios forestais.

- a redución drástica da superficie ocupada por masas arboradas autóctonas naquelas parroquias e concellos nos que se leva a cabo a concentración parcelaria.

- a recolección incontrolada de especies protexidas ou de interese para a conservación.

Conclusións

Á vista do ata aquí exposto pódese concluir que, a pesar do elevado nivel de alteración da cuberta vexetal existente nas áreas litorais e sublitorais do extremo noroccidental ibérico, aínda se conserva unha elevada diversidade silvática (tipos de bosques). Desde o punto de vista da súa importancia para a conservación da diversidade vexetal, estes bosques son interesantes por dobre motivo: (1) constitúen ambientes óptimos para albergar poboacións de especies protexidas ou ameazadas, e (2): na maior parte dos casos, trátase de representación de hábitats considerados como raros ou en perigo de desaparición no contexto da UE. Nembargantes, como resultado dos diversos tipos de usos e aproveitamentos que se lles deu ás masas arboradas dende épocas prehistóricas, son claramente dominantes os bosques con características alonxadas da madurez e máis ou menos alterados (características estruturais anovadas, elevada fragmentación, pequeno tamaño, elevada proporción de especies non silvodependentes). Ademais, os aproveitamentos forestais imperantes favorecen actuacións e procesos (substitución por plantacións forestais con especies exóticas ou pasteiros, aproveitamentos madeiros non compatibles con criterios de sustentabilidade, etc.) que inciden negativamente sobre o seu estado e valor de conservación. Por todo elo, é imprescindible e urxente a promulgación e posta en práctica de medidas legais dentro das respectivas comunidades autónomas (Galicia e Principado de Asturias) que garantan a súa preservación con carácter xeral.

Agradecimentos Este traballo realizouse no marco do proxecto PGIDT04RFO276008PR.

Bibliografía

- Amigo, J. & Norman, G. (1993): La conservación de las Fragas del Río Eume: valoraciones botánicas. *Congreso Forestal Español. Ponencias y Comunicaciones*, Tomo IV: 15-20. S.E.C.F. Xunta de Galicia. Lourizán.
- Amigo, J. & Norman, G. (1995): Identification of site-types important for rare ferns in an area of deciduous woodland in northwest Spain. *Vegetatio* 116: 133-146.
- Amigo Vázquez, A., Silva-Pando, F.J., González Hernández, M.P., Rozados Lorenzo, M.J., Rois Díaz, M. & Díaz-Maroto, I. (2001): Diversidad florística en robledales atlánticos del Noroeste de la Península Ibérica. *Actas del III Congreso Forestal Español*, Mesa 7: 169-175. Junta de Andalucía-S.E.C.F. Granada.

- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (Eds)(2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España: Taxones Prioritarios. 1072 pp. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. M.M.A. Madrid.
- B.D.N. (2000). Mapa Forestal de España. MFE50. Serie Técnica-Formato Digital. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Braun-Blanquet, J. (1979). Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. 820 pp. Ed. Blume. Barcelona.
- C.E. (2003a). Interpretation Manual of the European Union Habitats-EUR 25. 127 pp. DG Environment. Nature and biodiversity. Bruxelles.
- C.E. (2003b). Natura 2000 y los bosques. Retos y oportunidades. Guía de interpretación. 104 pp. Dirección General de Medio Ambiente. Unidad de Naturaleza y Biodiversidad.
- Díaz Varela, R.A. (2005). Aplicación de Sistemas de Información Geográfica y teledetección a la identificación y seguimiento de hábitats en la Red Natura 2000. Tese de Doutoramento inédita. 383 pp. Escola Politécnica Superior. USC.
- Izco, J. (1994). *O bosque atlántico*. En: C. Vales (Ed.): Os bosques atlánticos europeos: 13-49. Ed. Bahía. A Coruña.
- Izco, J. (1998). Types if rarity of plant communities. *Journ. Veg. Sci.* 9: 641-646.
- Izco, J. (2003). Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación. En: J.J. Casares Long (Coord.): Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia: 277-321. Centro de Desenvolvemento Sostible. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Izco, J., J. Amigo & D. García-San León (1999). Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa* 20: 29-47.
- M.M.A. (2002a). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: A Coruña. Madrid.
- M.M.A. (2002b). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: Lugo. Madrid.
- M.M.A. (2002c). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: Asturias. Madrid.
- Quintanilla, L.G. & Amigo, J. (1999). Catálogo de las pteridofloras de los espacios naturales protegidos de Galicia. *Botanica Complutensis* 23: 11-110.
- Quintanilla, L.G., Amigo, J. Pangua, E. & Pajarón, S. (2002). Análisis biogeográfico de la pteridoflora de la Sierra de la Capelada (La Coruña, España). *Lazaroa* 23: 17-24.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Serie Técnica, 1: 9-208, I.C.O.N.A. Madrid.
- Rivas-Martínez, S. & Loidi Arregui, J. (1999). Bioclimatology of the Iberian Peninsula. En: S. Rivas-Martínez, J. Loidi Arregui, M. Costa Taléns, T.E. Díaz González, & A. Penas Merino: *Ibericum A.D. MIM. Itinera Geobot.* 13: 41-47.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousã, M. & Penas, A. (2002). Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobot.*, 15, 2 volumes.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2004). Aplicación de criterios botánicos para a proposta de modelos de xestión sustentable das masas arborizadas autóctonas do Subsector Galaico-Asturiano Septentrional. Tese de Doutoramento inédita. 620 pp. Escola Politécnica Superior de Lugo. USC.
- Rodríguez Guitián, M.A., Ramil Rego, P., Pérez Antelo, A., García González, I., Rigueiro Rodríguez, A. & Díaz Vizcaíno, E. (1997). Efectos de la actividad humana sobre la diversidad de los ecosistemas forestales en las montañas del norte de Lugo (Galicia, España). Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso/II Congreso Forestal Español, Tomo V: 395-400. Pamplona.
- Rubio, A., Elena, R., Sánchez, O., Blanco, A., Gómez, V. & Graña, D. (2001). Hábitat edáfico de los castañares de Galicia (España). *Edafología*, 8-2: 1-12.
- Ruiz de la Torre, J. (Dir.)(1990). Mapa Forestal de España. E. 1:200.000. Memoria General. 191 pp. M.A.P.A. Madrid.
- Silva-Pando, F.J. & Rigueiro Rodríguez, A. (1992). Guía das árbores e bosques de Galicia. 224 pp. Ed. Galaxia. Vigo.
- Rigueiro Rodríguez, A. (2003). Bosques y masas arboladas. En: J.J. Casares Long (Coord.): Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia: 323-359. Centro de Desenvolvemento Sostible. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- V.V. A.A. (2000). Lista Roja de la Flora Vascular Española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal* 6 (extra): 11-38.

Relatorio

Ignacio García González

Los hongos: otros recursos del bosque y su interés de conservación

Recibido: 24 Noviembre 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen Entre todos los recursos del bosque, los hongos presentan una gran relevancia, si bien muchos de sus potenciales utilidades son desconocidos para mucha gente. Por este motivo, el presente trabajo trata de mostrar en primer lugar, la gran diversidad que existe dentro de los hongos, y los principales aprovechamientos que el hombre puede hacer de los mismos, sobre todo en lo que se refiere a las setas silvestres. No obstante, dado que la sobreexplotación de los recursos fúngicos que se realiza en muchas ocasiones puede poner en peligro las poblaciones de numerosas especies, se comentan las principales amenazas, así como las medidas que deben ser llevadas a cabo con el fin de conservar la diversidad fúngica y lograr un aprovechamiento sostenible de los innumerables recursos que aportan los hongos, explicando un caso práctico que ha sido llevado a cabo con éxito en la Península Ibérica.

Palabras clave diversidad fúngica, aprovechamiento sostenible, setas, sobreexplotación

Summary Fungi are of great importance among all forest products, although many of their potential utilities are widely unknown. For this reason, the present work deals with the huge diversity within fungi and the main resources they can provide for human needs, especially as regards wild mushrooms. However, since overexploitation of fungi often reduces and endangers populations of many species, this paper reviews the major threats, and discusses the main guidelines to preserve fungal diversity and to obtain a

sustainable use of fungal resources, focusing on a study case successfully performed in the Iberian Peninsula.

Keywords fungal diversity, sustainable use, mushrooms, overexploitation

Diversidad de los hongos

Los hongos son sin duda uno de los grupos de organismos que incluye un mayor número de especies. No obstante, el principal grupo en cuanto a su riqueza específica son los artrópodos, y en especial los insectos, para los cuales se ha descrito en la actualidad poco menos de un millón de especies (Wilson, 1992), y que constituyen más de la mitad de las especies presentes en la Tierra; tras los insectos, se situarían los hongos en cuanto a su importancia respecto al número de especies, si bien en la actualidad existe todavía un mayor número de plantas descritas, pero el conocimiento en este grupo es mucho mayor que el de los hongos.

La estimación del número de especies fúngicas es bastante difícil, ya que varía notablemente de unos autores a otros, tanto en el número de especies descritas como todavía más en lo que respecta a las especies estimadas.

De acuerdo con Hawksworth et al. (1995), en la actualidad existen unas 72.000 especies de hongos, aunque otros autores elevan este número hasta casi 250.000. En cualquier caso, esta última cifra viene a corresponder al número de especies fúngicas descritas en la actualidad, pero muchas de ellas han de ser revisadas en los próximos años, ya que son muchas las sinonimias que se encuentran en estos organismos (Calonge, 2004), por tanto el número de especies conocidas debe ser, en cualquier caso, considerablemente inferior al de la nomenclatura.

En cuanto a los diversos grupos taxonómicos existentes dentro de los hongos, existen también notables diferencias, ya que de estas 72.000 especies la mayoría se sitúan dentro de los phyla Ascomycota (más de 30.000 especies) y Basidiomycota (más de 20.000), grupos en los cuales se sitúan también los hongos más estudiados, así como los de

Ignacio García González
Departamento de Botánica. Escola Politécnica Superior.
Universidade de Santiago de Compostela. Campus de Lugo.
E-27002 Lugo. Tel. +34 982 252361. Fax +34 982 285985.
e-mail: bvluigg@lugo.usc.es

mayor tamaño, incluyendo la totalidad de las setas, especialmente el segundo de ellos. También es alto el número de especies de hongos mitospóricos, esto es, aquellos en los cuales no se conoce fase de reproducción sexual, y que deben ser objeto de revisiones importantes. Por el contrario, otros grupos como los hongos plasmodiales presentan un número de especies bastante bajo, con poco más de 700 especies de Mycomycota (un grupo que ha despertado bastante interés y ha sido notablemente estudiado), menos de 100 en varios phylla o incluso un número tan bajo como tan sólo 12 especies dentro del phylum Acrasiomycota.

Estas cifras anteriormente mencionadas se refieren al número de especies hongos descritas en el planeta, pero el número total de especies que existen debe ser mucho mayor. Así, en la actualidad hay una tasa de descripción de nuevas especies es de 800-1.700 al año, de las cuales más de la mitad corresponden a ecosistemas tropicales y ecuatoriales. De acuerdo con estas estimaciones, el número total de especies fúngicas estaría situado entre un millón y millón y medio de especies; Hawksworth (1991) estima que existen unas cinco especies de hongos por cada especie de planta; así, teniendo en cuenta que el número de plantas vasculares es próximo a 300.000, los hongos estarían en torno a la cifra anteriormente mencionada.

Importancia de los hongos como recurso

Uno de los motivos empleados con frecuencia para defender la necesidad de conservar la diversidad de los organismos es su importancia como recursos que sean útiles para el hombre. Es bien conocida la utilidad que presentan muchas plantas y animales, así como numerosos microorganismos y algunos hongos. Algunos hongos son empleados en procesos industriales, como sucede con muchas levaduras (para procesos fermentativos) o con hongos productores de antibióticos (especialmente las penicilinas) u otras sustancias de interés médico como las ciclosporinas (normalmente obtenidas a partir de *Tolypocladium inflatum*, y que se usan como inmunomoduladores en transplantes); no obstante, éstos no son el objeto principal de este trabajo, sino los hongos

silvestres, en especial aquellos de mayor tamaño (habitualmente conocidos como macromicetos), de los cuales es también posible obtener numerosos recursos, muchos de los cuales son desconocidos para una gran parte de la población.

Son muchos los recursos que pueden obtenerse del bosque; algunos de ellos se asocian directamente con el aprovechamiento directo de las especies forestales (madera, resina, corcho...), pero otros organismos que crecen en el ecosistema son también de notable importancia, pudiendo ser económicamente tanto o más importantes que las propias especies forestales. Entre estos son destacables las poblaciones cinegéticas, la recolección de frutos silvestres y la producción de hongos.

Sin duda, la utilidad de los hongos silvestres más conocida desde antiguo es su empleo en alimentación humana, o sea, el aprovechamiento directo de las setas comestibles, que en muchas culturas como la romana llegaron a ser altamente apreciados. Son bastante numerosas las especies comestibles que son comercializadas, con diversos niveles de calidad y que por tanto alcanzan precios muy distintos en el mercado, y unas pocas más las especies de valor que pueden ser consumidas pero que no son explotadas desde un punto de vista comercial. En la Península Ibérica, entre las especies más importantes destacan *Amanita caesarea*, algunos boletos (*B. edulis*, *B. pinophilus*, *B. aereus*), *Lactarius deliciosus*, *L. sanguifluus*, *C. cibarius* (Figura 1), *C. lutescens*, *C. tubaeformis*, *Craterellus cornucopioides*, *Marasmius oreades*, *Tricholoma portentosum*, *T. terreum*, *Calocybe gambosa*, *Hydnum repandum* (Figura 2)... así como diversas especies de ascomicetos, destacando las colmenillas (*Morchella* spp.) y las trufas negras (*Tuber melanosporum* y *T. brumale*), así como muchas otras, algunas recogidas sólo localmente (como *A. ponderosa*, *Macrolepiota procera* (Figura 3) o *Terfezia arenaria*). Otras son de gran valor comestible pero más problemáticas para su comercialización, como *Amanita rubescens* o *Agaricus campestris* (Figura 4). En el caso de Galicia, un catálogo justificado de las especies comercializables ha sido elaborado recientemente por Soliño & Castro (2004). Como alimento, las setas comestibles suelen presentar un alto contenido en agua



Figura 1.- *Cantharellus cibarius*, especie comestible de gran interés comercial.



Figura 2.- *Hydnum repandum*, una de las especies más recogidas y vendidas en Galicia.



Figura 3.- *Macrolepiota procera*, seta comestible tradicionalmente más popular en Galicia.



Figura 4.- *Agaricus campestris* (champiñón silvestre), seta comestible de gran valor recogida por muchos aficionados.

(superior al 80%), así como ser muy ricas en proteínas y bajas en grasas; además, presentan múltiples posibilidades desde un punto de vista gastronómico, lo que hace que sean muy apreciadas en la cocina. Por todo ello, la recolección de setas y su actividad económica relacionada mueve importantes cantidades de dinero.

Pero el empleo como comestibles no es el único recurso que presentan las setas. Así, por ejemplo, muchas de ellas poseen propiedades medicinales, pueden ser empleadas como objetos de artesanía y decoración, en el control biológico de otros organismos, contribuir a mantener la calidad del bosque, e incluso es posible desarrollar actividades económicas regionales que combinen una explotación sostenible de los recursos fúngicos, compatibles con el turismo rural y de naturaleza.

Muchos hongos silvestres tienen propiedades medicinales, y algunas de ellas son conocidas desde la antigüedad. Por ejemplo, *Lariciformes officinales*, que en dosis elevadas puede ser un fuerte laxante, era utilizado por los romanos después de las comidas copiosas, o la gleba de muchos gasteromicetos era empleada para cortar las hemorragias (Figura 5). Guzmán (1994) realizó una revisión de la

medicina tradicional de Mesoamérica y México en la que se observa que se usaban al menos 37 especies de hongos. Uno de los hongos más interesantes desde el punto de vista medicinal es *Pleurotus ostreatus* (Figura 6), especie ampliamente consumida, por tratarse de una de las setas más cultivadas, pero que además de su valor culinario presenta propiedades medicinales de enorme interés; así, en sus micelios posee sustancias antioxidantes y antitumorales, si bien su principal efecto consiste en reducir el nivel de colesterol en sangre, debido a que posee gran cantidad de lovastatina, localizada principalmente en las láminas viejas (cerca de 6000 µg/g en carpóforos de 10 cm) (Gunde-Cimerman & Cimerman, 1995). Otra especie destacable es *Ganoderma lucidum* (reishi-take), cultivado en países orientales y muy usado como medicinal; puede encontrarse con frecuencia en diversos preparados de venta en herboristerías, y se le atribuyen propiedades antitumorales, antivirales, hepatoprotectoras y de hipotensor cardiovascular. La cordicepina es otra sustancia que se emplea en preparados y se le atribuyen propiedades antitumorales y antifúngicas; se obtiene de varias especies del género *Cordyceps*, especialmente *C. sinensis*. Otros hongos frecuentes parecen poseer también propiedades



Figura 5.- *Lycopodium perlatum*. La parte interior (gleba) de este gasteromiceto y otros similares fue usada antiguamente contra las hemorragias.



Figura 6.- *Pleurotus ostreatus*, ampliamente cultivado para consumo, pero que además presenta grandes propiedades medicinales.



Figura 7.- *Coprinus comatus*, seta comestible de gran valor, recientemente cultivada y que posee algunas propiedades medicinales.

medicinales (antidiabéticas en muchos casos) como por ejemplo *Lentinus edodes*, *Grifola frondosa*, *Coprinus comatus* (Figura 7), *Trametes versicolor*, *Piptoporus betulinus* (Figura 8) o *Schizophyllum commune*, algunos de los cuales son setas consumidas con frecuencia.

También son importantes para el control biológico de determinados organismos. Así, *Cordyceps militaris*, hongo parásito de las crisálidas, ha llegado a ser empleado para controlar la procesionaria del pino. Otros hongos de menor tamaño son también muy importantes, ya que *Trichoderma viride* es muy usado para evitar invasiones por otros hongos (por ejemplo, *Armillaria mellea*); incluso han llegado a elaborarse micoherbicidas para el control de determinadas malas hierbas, existiendo en la actualidad varios productos comerciales patentados, que han sido obtenidos a partir de esporas de hongos.

Existen numerosas especies de hongos de consistencia dura o seca, similar al corcho o a la madera, y que pueden ser empleados para artesanía o decoración. Así, numerosas poliporáceas, como *Trametes versicolor*, *Ganoderma lucidum* o *Coltricia perennis* pueden usarse para la elaboración de ramos o centros florales, o simplemente como objetos decorativos; incluso otras especies como *Fomes fomentarius* pueden servir para obtener tejidos similares al cuero, y ser así usados para la fabricación de bolsos, sombreros, práctica que forma parte del artesanato de algunas regiones de Europa.

La presencia de micorrizas con hongos en los ecosistemas forestales es también fundamental para el mantenimiento de la calidad del bosque.

Los hongos son también importantes para el mantenimiento de la calidad del bosque, especialmente debido a la micorrización. La presencia de micorrizas favorece mucho la calidad del bosque, la que favorece el crecimiento de las especies arbóreas al favorecer la absorción de nutrientes y agua, debido al importante aumento de superficie de absorción que constituye el micelio del hongo, así como evitar la intoxicación por metales pesados, que con frecuencia son mucho mejor tolerados por las especies fúngicas. Por este motivo, muchas reforestaciones en



Figura 8.- *Piptoporus betulinus*, seta muy frecuente sobre troncos de abedul, y que está siendo objeto de estudio desde el punto de vista medicinal.

suelos pobres, contaminados o áridos se realizan con plantas micorrizadas.

Por último, en algunas regiones la micología constituye un recurso muy importante en el desarrollo del turismo rural y de naturaleza, y que puede ser de gran interés para desarrollar en un futuro, especialmente en zonas deprimidas económicamente; este tipo ya ha sido realizado con éxito en España, como será tratado con mayor detalle en el último apartado del presente trabajo.

Principales amenazas de la diversidad fúngica

En la actualidad, existen muchos procesos a nivel global que afectan a la conservación de numerosos organismos, e igualmente suponen una seria amenaza para muchas especies de hongos. Entre éstos destacan procesos tan importantes como la destrucción y fragmentación de hábitats, diversos tipos de contaminación o incluso los cambios climáticos a nivel global. Pero además de estos procesos, cuya solución es mucho más compleja y debe ser abordada a nivel internacional, existen otros problemas, en general derivados de una recolección indiscriminada y masiva de setas para consumo, y que ponen en peligro la supervivencia de muchas poblaciones de hongos.

La recolección masiva de setas ha llegado a reducir notablemente las poblaciones de ciertas especies; dicha recogida tiene lugar tanto para comercialización como por parte de aficionados, aunque suele ser la comercial la que acarrea mayores problemas, ya que el volumen de hongos recolectados suele ser mucho mayor.

El problema no radica únicamente en el hecho de que se obtenga una mayor cantidad de hongos de la que sería deseable, sino que además existe una serie de "malas prácticas" ligadas a la recolección, como son la recogida de individuos muy jóvenes (antes de que puedan llegar a reproducirse), o muy viejos (de escaso valor, pero con gran cantidad de esporas, que de este modo son retiradas del medio); también el empleo de utensilios inadecuados, como

por ejemplo rastrillos, que dañan los micelios. Tampoco pueden dejar de mencionarse efectos indirectos, como la compactación del suelo debido al pisoteo en lugares muy frecuentados. Además, todas estas prácticas no dañan sólo a las especies recolectadas, sino también a muchas otras presentes en los mismos lugares, que en muchos casos pueden ser incluso más vulnerables que las recolectadas, y que resultan necesarias para la estabilidad del ecosistema.

Numerosos estudios han mostrado que en los últimos años está habiendo cambios muy importantes en las poblaciones de hongos, existiendo una alarmante pérdida de diversidad ligada a los problemas anteriormente mencionados, como se ha puesto en evidencia en numerosos trabajos realizados en varias regiones de Europa (Arnolds, 2001). Así, muchas especies comestibles bien conocidas y recogidas por gran cantidad de gente están disminuyendo considerablemente, junto otras especies no explotadas pero que aparecen en los mismos hábitats. Por este motivo, parece necesario un cambio urgente en las prácticas de explotación de los recursos micológicos, llevando a cabo un aprovechamiento sostenible, que emplee métodos menos agresivos, permitiendo preservar la diversidad fúngica.

Aprovechamiento sostenible y protección de especies

El principal modo de evitar este importante daño sobre la biota fúngica anteriormente mencionado estaría en llevar a cabo un aprovechamiento sostenible de los recursos micológicos. De este modo, se podría lograr una conservación de la diversidad micológica, estableciendo una serie de medidas legales que regulen su explotación, tal y como ha sido propuesto por algunos investigadores (García Rollán, 1999; Justo et al., 2001). En algunas regiones, este tipo de explotación ya ha sido llevado a cabo con éxito, aportando grandes beneficios para esas áreas.

En el caso de España, el proyecto LIFE-Medio Ambiente MYAS (Micología y Aprovechamiento Sostenible), desarrollado en la comarca de Pinares Llanos de Soria (www.myas.info), constituye un buen ejemplo de cómo puede desarrollarse un proyecto de este tipo (Molina Ibáñez & López Estebaranz, 2004). Este proyecto fue iniciado en el año 2001 en dicha comarca, que engloba 11 municipios, y que en los últimos años sufría un importante retroceso demográfico; fue financiado con fondos de la Unión Europea. Dentro de dicho proyecto se realizó una experiencia piloto de regulación micológica engloba 11 municipios, con 42 montes de utilidad pública que cubren un total de 31.000 hectáreas.

El principal objetivo de este proyecto fue la “conservación, puesta en valor y difusión del recurso micológico y sus hábitats naturales como motor de desarrollo rural sostenible”, de modo que se puedan preservar los recursos micológicos, ser aprovechados de manera sostenida y fomentar un desarrollo turístico de naturaleza ligado a la micología.

Las actividades y regulaciones llevadas a cabo en dicho proyecto muestran con gran claridad las diferentes medidas

y regulaciones que deberían ser tenidas en cuenta para llevar a cabo un aprovechamiento sostenible de los recursos micológicos, y que pueden ser aplicadas en muchas otras regiones, por ejemplo en Galicia.

Así, en primer lugar debe tenerse en cuenta que, para lograr un aprovechamiento sostenible, la recolección de setas no debe afectar a la abundancia de las diferentes especies (tanto las recogidas como otras presentes en el mismo hábitat), ni debe producir alteración de éste; por este motivo, es necesario regular la recolección de setas (épocas, lugares, especies, cantidad, estado de desarrollo de los carpóforos, etc.). En el caso de Soria, existe una clara reglamentación sobre la recogida de hongos en la comarca. Existen períodos durante los cuales es posible recoger setas, mientras en otros no está permitido; de este modo, se evita recoger setas en aquellos momentos en que éstas sean escasas, o incluso en años en que sean poco abundantes; esta regulación puede ser dinámica, o sea, en ciertas zonas puede prohibirse la explotación durante cierto tiempo (establecer zonas de veda), permitiendo la regeneración cuando se haya producido algún tipo de perturbación o sobreexplotación. También existe una regulación a nivel de especie, indicando cuáles pueden ser recolectadas, en qué hábitat y la cantidad permitida persona y día; del mismo modo, debe regularse el tamaño o porte de los ejemplares a recoger, evitando la recogida de ejemplares de pequeño tamaño o no aprovechables, asegurando así la regeneración.

Al igual que sucede en otras actividades, la recogida de hongos podría exigir la posesión de un “permiso de recolector”. En el caso de Soria, existe este tipo de permiso, que requiere el pago de una tasa, diferenciando entre recolectores aficionados (o sea, aquellas personas que recogen setas por ocio, normalmente en fin de semana) y recolectores profesionales, que se dedican a la recogida para venta. Es también conveniente que las personas que posean dicho permiso tengan un conocimiento mínimo hongos, sobre todo de las especies a recoger, lo cual puede regularse fácilmente en el momento de obtener la licencia de recolector, y facilitarlo mediante la realización de cursos de formación. Esta regulación, junto con las anteriormente mencionadas, hace necesaria la existencia de un equipo de guardas micológicos.

La recolección directa de hongos no es el único recurso que se puede explotar mediante este modelo, sino que este aprovechamiento micológico llevaría un desarrollo económico paralelo que afectaría a diversos sectores. Esto se aprecia claramente mediante el desarrollo del micoturismo, o sea, el turismo rural orientado a la micología, que es una de las aplicaciones más importantes del proyecto MYAS, y que tiene gran difusión en los últimos años en varios países, sobre todo en Italia. Así, se trata de atraer al turismo no sólo mediante la recogida de setas, sino también gracias a una serie de actividades de ocio u hostelería. Mediante el proyecto MYAS se han establecido 16 parques micológicos o itinerarios micoturísticos, en los cuales el visitante puede observar las diferentes setas que se encuentran en la zona, en muchos con el apoyo de guías micológicos. También se celebran cursos de diverso tipo, concursos relacionados con la micología, concursos

gastronómicos, etc. Además, la actividad hostelera la que cobra una especial relevancia, con una oferta orientada al micoturismo, estableciendo distintivos de calidad de acuerdo con los "servicios micológicos" que ofrecen determinados establecimientos; finalmente múltiples actividades relacionadas también ayudan a fomentar el turismo (cursos de cocina, jornadas de catadores,...), y todo esto permite una gran promoción de los productos de la región preservando la explotación de recursos micológicos así como su diversidad. Es de esperar que muchas otras regiones en las cuales las setas son un importante recurso puedan adoptar un modelo similar en los próximos años.

Finalmente, los hongos no deben ser ajenos al establecimiento de figuras de protección, ni a la elaboración de listas rojas de especies amenazadas. A pesar de que este tipo de medidas resulta más difícil que en muchos otros organismos, debido a los problemas de reconocimiento de especies, y al hecho de que sean bastante efímeros, en los últimos años se están llevando a cabo iniciativas que puedan finalizar en la elaboración de estas listas de especies amenazadas, incluso en la Península Ibérica (Calonge, 1993), y ya son algunos los países europeos que las han llevado a cabo (Arnolds, 2001).

Bibliografía

- Arnolds, E. (2001). The future of Fungi in Europe. En Moore, D., Nauta, M.M., Evans, S.E. & Rotheroe, M. (Eds.). Fungal conservation – issues and solutions. Cambridge University Press.
- Calonge, F.D. (1993). Hacia la confección de una lista roja de Macromycetes (hongos) en la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid* 18: 171-178.
- Calonge, F.D. (2004). Biodiversidad fúngica y aprovechamiento sostenible de las setas. *Anais da Associação Micológica A Pantorra* 4: 45-52.
- García Rollán, M. (1999). Conservación de la biodiversidad de hongos superiores (Macromicetos) y control de la recogida de setas y trufas. *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid* 24: 221-257.
- Gunde-Cimerman, N. & A. Cimerman (1995). *Pleurotus* fruiting bodies contain the inhibitor of 3-hydroxy-3-methylglutaryl-coenzyme A reductase lovastatin. *Experimental Mycology* 19, 1: 1-6.
- Guzmán, G. (1994). Los hongos en la medicina tradicional de Mesoamérica y de México. *Revista Iberoamericana de Micología*: 81-85.
- Hawksworth, D.L., Kirk, P.M., Sutton, B.C. & Pegler, D.N. (1995). Dictionary of the Fungi (8th edition). CAB International, New York.
- Justo, A., Lorenzo, P. & Castro, M.L. (2001). Aproveitamento sustido dun recurso natural: os cogomelos. *Anais da Associação Micológica A Pantorra* 1: 61-66.
- Molina Ibáñez, M. & López Estebanz, M. (2004). Hacia un modelo de puesta en valor y gestión sostenible de la micología: Presentación del proyecto life – medio ambiente MYAS: "micología aprovechamiento sostenible". *Anais da Associação Micológica A Pantorra* 4: 5-14.
- Soliño, A & Castro, M. (2004). Cogomelos comercializables en Galicia (España): catálogo xustificado. *Anais da Associação Micológica A Pantorra* 4: 67-74.
- Wilson, E.O. (1992). The diversity of life. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA.

Relatorio

Pedro Galán

Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación

Recibido: 16 Setembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen Se describen las principales amenazas que sufren los anfibios y reptiles de Galicia en base a la información obtenida en los últimos 30 años (1975-2005). Los principales factores de amenaza identificados son la alteración por causas humanas del hábitat, tanto acuático como terrestre, y la introducción de especies alóctonas (principalmente de crustáceos y peces de agua dulce). Esas alteraciones han llevado a la extinción de varias poblaciones gallegas de anfibios y reptiles. Otros factores de amenaza pueden ser también importantes, pero no han sido aún estudiados en Galicia, especialmente el efecto de las enfermedades emergentes (bacterianas, víricas y fúngicas). Esta última amenaza es una de las principales causas de declive global de los anfibios. También se analiza la situación actual de la herpetofauna gallega. En base a los declives poblacionales y a la reducción del área geográfica observada, el anfibio más amenazado es *Pelobates cultripes*. También se encuentran amenazadas otras especies como *Chioglossa lusitanica*, *Rana iberica* y *Rana temporaria*. En reptiles, la especie más amenazada es *Emys orbicularis*. Además de ésta, las restringidas y limitadas poblaciones gallegas de *Lacerta vivipara*, *Chalcides bedriagai* y *Vipera latasti* se encuentran también amenazadas. En otras poblaciones de reptiles (*Blanus cinereus*, *Psammmodromus hispanicus*, etc.), la información disponible es muy escasa y es posible que su situación sea precaria. También se analiza la situación particular de las poblaciones insulares de anfibios y reptiles de la costa gallega.

Palabras clave: Anfibios, Reptiles, Galicia, Conservación, Biodiversidad.

Abstract The main threats to the amphibians and reptiles of Galicia (NW Spain) are studied in relation to the information obtained during the last 30 years (1975-2005). The most negative factors affecting amphibians and reptiles in this territory are the human alteration of both aquatic and terrestrial habitats, and the introduction of exotic species (mainly freshwater crustaceans and fishes). These menaces have led to the extinction of some Galician populations of amphibian and reptiles. Other factors, such as emergent diseases, can be very important, but they have not been studied yet. This last threat is one of the main causes for the global amphibian decline. The recent status of the Galician herpetofauna is also analysed. According to the main population declines and areal reduction observed, the most endangered amphibian species is *Pelobates cultripes*. Other amphibians, such as *Chioglossa lusitanica*, *Rana iberica* and *Rana temporaria*, are also importantly put at risk. The most endangered reptile species is *Emys orbicularis*. The restricted and limited Galician populations of *Lacerta vivipara*, *Chalcides bedriagai* and *Vipera latasti* are also threatened. The available information for other reptile species (*Blanus cinereus*, *Psammmodromus hispanicus*, etc.), is still very scarce, but it is possible that their situation is also precarious. The particular status of the insular populations of amphibians and reptiles from the islands off the Galician coast is also analysed.

Palabras clave Amphibians, Reptils, Galicia. Conservation. Biodiversity.

Pedro Galán
Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología.
Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña.
Campus da Zapateira, s/n.
15071-A Coruña
e-mail: pgalan@udc.es.

Introducción

En el contexto europeo e ibérico, Galicia posee una diversidad relativamente elevada de anfibios, con 14 especies (5 urodelos y 9 anuros), así como de reptiles, con 30 especies (8 quelonios, incluyendo un galápago introducido y cinco tortugas marinas, de las cuales sólo dos son de presencia regular, 1 anfisbénido, 13 saurios y 8

ofidios) (Galán & Fernández, 1993; Galán, 2002). Esta riqueza específica se debe a una serie de factores, siendo uno de los principales su posición geográfica, en una zona de transición entre las dos principales regiones biogeográficas de Europa Occidental: la Eurosiberiana, que ocupa la mayor parte del territorio, y la Mediterránea, que incluye el sur de Lugo y gran parte de la provincia de Ourense. Este hecho permite que estén presentes en territorio gallego una mezcla de especies características de ambas regiones, además de las endémicas del área occidental de la Península Ibérica. Al carácter transicional entre las principales regiones biogeográficas europeas se une la existencia de una compleja morfología y la variada climatología gallega, que crean un mosaico de condiciones ambientales y hábitats que permite la existencia de una diversificada herpetofauna (Bas, 1983, 1984; Galán & Fernández, 1993; Balado et al., 1995; Galán, 1999a).

Las zonas de mayor diversidad herpetológica de Galicia son el litoral de las Rías Baixas y determinadas comarcas del interior. Se observa un patrón diferente en esta riqueza específica entre los anfibios y los reptiles. En los anfibios, la mayor riqueza de especies se da en las comarcas costeras y en zonas montañosas próximas, lo que se relaciona con las áreas de mayor pluviosidad y menor amplitud térmica. En los reptiles, esta mayor diversidad se da en la mitad sur (Pontevedra y Ourense), claramente relacionada con las mayores temperaturas de estas zonas (Bas, 1984; Galán & Fernández, 1993; Balado et al., 1995). Las especies de herpetos de distribución más amplia en Galicia corresponden mayoritariamente a taxones endémicos de la Península Ibérica y taxones eurosiberianos, mientras que aquellas que presentan una distribución marginal en este territorio son las especies mediterráneas de carácter termófilo, por un lado (limitadas al cuadrante suroccidental de Ourense) y a determinados elementos eurosiberianos por otro (limitados a las montañas de Lugo y del norte de A Coruña).

En Galicia, al igual que en otras zonas europeas de alta densidad de población humana, el intenso uso del territorio desde épocas históricas, e incluso prehistóricas, ha reducido la extensión de los medios naturales y originado declives en las especies que los habitan, tanto vegetales como animales, en muchas ocasiones de manera crítica (Díaz Fierros, 1986; Viéitez & Rey, 2005). Únicamente en zonas muy concretas del territorio gallego se han conservado hábitats en un estado más o menos favorable, que en muchas ocasiones constituyen el último resto de esos medios naturales. Así, por ejemplo, determinados humedales, tanto costeros como del interior (Troya & Bernués, 1990), turberas de montaña (Aldasoro et al., 1996), bosques atlánticos (Fernández, 1994; Izco, 1994), etc. En estas limitadas zonas con hábitats en favorable estado de conservación se localiza una parte muy importante de la diversidad faunística gallega, lo que plantea la urgente necesidad de protegerlas, sobre todo ante el incremento de los impactos ambientales producido por el desarrollo socioeconómico de los últimos años (Campeny et al., 1994; Mouriño et al., 2004).

Los anfibios y los reptiles (la herpetofauna) constituyen unos bioindicadores muy adecuados del estado de

conservación del entorno natural. Sin embargo no suelen despertar la atención popular, por lo que hasta fechas recientes no se han iniciado estudios sobre sus problemas de conservación (ver revisión bibliográfica sobre este tema en Corbett, 1989; Langton & Burton, 1997; Lizana & Barbadillo, 1997; Galán, 1999a y Márquez & Lizana, 2002). Un aspecto fundamental para poder evaluar el estado de conservación de las especies es el de determinar la tendencia general de las distintas poblaciones en un plazo de tiempo significativo (Márquez & Lizana, 2002). Esta comparación con situaciones anteriores no es simple, ya que depende de la existencia de estudios previos que a menudo faltan. En el caso de la herpetofauna de Galicia, se realizó un intento de reunir la información disponible sobre su estado de conservación y tendencias poblacionales a finales de la década de 1990 (Galán, 1999a). En el caso del conjunto de España, se han realizado importantes revisiones en Pleguezuelos et al. (2002).

En estos últimos años se ha incrementado el conocimiento de la distribución, biología y estado de conservación de la herpetofauna de algunas zonas de Galicia, como es el caso de las poblaciones insulares de anfibios y reptiles del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia (Galán, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b), o de algunas especies, como *Emys orbicularis* (Ayres & Cordero, 1999a, 1999b, 2001, 2004), *Mauremys leprosa* (Ayres & Cordero, 2004), *Anguis fragilis* (Ferreiro & Galán, 2004; Cabido et al., 2004), *Chalcides bedriagai* (Galán, 2003c), *Iberolacerta monticola* (Galán, 1999b, Rúa & Galán, 2003) y *Podarcis bocagei* (Galán, 1997c, 1999c, 2000, 2004c). Nos basaremos en estos estudios y en otros personales inéditos recogidos durante 30 años (1975-2005) para analizar las amenazas, las tendencias poblacionales y el estado de conservación actual de los anfibios y reptiles de Galicia.

Amenazas sobre la herpetofauna gallega

Aunque existen pocos estudios que aporten información objetiva, se han detectado importantes regresiones numéricas en numerosas poblaciones de anfibios y reptiles de Galicia (Galán, 1997b, 1999a; Pleguezuelos et al., 2002 y datos inéditos). Los factores de amenaza que se han podido identificar en poblaciones gallegas de anfibios y reptiles son los siguientes:

Alteración de los hábitats acuáticos

Los anfibios precisan de medios acuáticos para realizar la reproducción. La mayor parte de las especies depositan los huevos en el agua y es en el medio líquido donde tiene lugar el desarrollo larvario hasta la metamorfosis, por lo que la existencia de tales medios en favorable estado es imprescindible para su conservación. En los últimos años un gran número de medios de agua dulce se han visto alterados o han sido eliminados en numerosas zonas de Galicia, suponiendo la desaparición de poblaciones enteras de anfibios.

En el caso de los reptiles, los vertidos y rellenos con escombros en las escasas charcas donde aún sobreviven



Figura 1.- Charca contaminada. La alteración de los medios acuáticos ha supuesto la desaparición de poblaciones enteras de anfibios en las últimas décadas. En el entorno de A Coruña, como ejemplo del conjunto de Galicia, más del 75% de los medios acuáticos se han visto profundamente degradados o han sido eliminados en los últimos 25 años.

poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) supone el peligro de la desaparición de éstas, como está sucediendo en determinadas zonas del sur de Pontevedra (Ayres & Cordero, 2004).

En un estudio publicado en 1999 se pudieron determinar las causas de eliminación completa o alteración severa que sufrieron una serie de medios acuáticos utilizados por los anfibios para reproducirse en la provincia de A Coruña (Galán, 1999a). En un periodo de 15-23 años (de las décadas de 1970 y 1980 a la segunda mitad de la de 1990), de un total de 139 medios acuáticos estudiados (que comprendían desde manantiales y charcas estacionales hasta arroyos, ríos, embalses, lagunas, etc.), 42 de ellos (el 30%) fueron completamente eliminados, mientras que otros 63 (45%) sufrieron alteraciones importantes. Por lo tanto, el 75% de estos medios fue destruido o alterado en ese periodo. Las causas de alteración o destrucción de un mayor número de medios acuáticos han sido las obras públicas (28,6%; n=105), especialmente las infraestructuras y urbanizaciones (14,3%); los vertidos (27,6%), principalmente de basuras (residuos sólidos urbanos, 11,4%) y las modificaciones del medio (23,8%), tales como las alteraciones de la cubierta vegetal (5,7%), los drenajes (5,7%), la clausura de manantiales (2,9%), el entubado de corrientes de agua, etc. (Galán, 1999a). Aunque estos datos se refieren a la provincia de A Coruña, pueden ser extrapolables al resto del territorio gallego, donde se han observado cambios similares (Galán, datos inéditos).

En los años transcurridos desde la realización de este estudio (1995-1998 hasta la actualidad, 2005), la situación de los medios dulceacuícolas gallegos muestreados, lejos de mejorar, ha empeorado sensiblemente, de manera que se ha incrementado en gran medida el número de los destruidos o alterados (Gómez-Hermida, 2004; Galán, en preparación).

Alteración de los hábitats terrestres

Los anfibios también dependen del medio terrestre para desarrollar una parte muy importante de su ciclo vital, desde la metamorfosis hasta que alcanzan la madurez. Y en la vida adulta, desde que finaliza la reproducción hasta que ésta se inicia de nuevo al año siguiente. Muy pocas especies de anfibios están vinculadas al agua todo el año; por lo tanto, las alteraciones que se produzcan sobre los medios terrestres serán también importantes factores de amenaza para su conservación. Por su parte, los reptiles se encuentran también estrechamente ligados a las características físicas de los hábitats que ocupan y son, por lo tanto, muy sensibles a las alteraciones del medio. Estos animales muestran generalmente unos estrechos márgenes de tolerancia en cuanto a las condiciones físicas de los distintos microhábitats que ocupan y pequeños cambios producidos en la vegetación, alteran el grado de insolación que recibe el suelo, la humedad y la temperatura, lo que puede acarrear su desaparición.

Las principales causas observadas de alteración del hábitat son:

- *Eliminación, fragmentación o degradación de los bosques autóctonos:* los bosques atlánticos (principalmente de *Quercus robur*) constituyen el hábitat principal de numerosas especies de anfibios, entre las que se encuentran algunas tan representativas como la salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*). La alteración de las escasas masas forestales remanentes supone una seria amenaza para la supervivencia de estos anfibios. Su sustitución por plantaciones forestales de especies arbóreas alóctonas (*Eucalyptus*, *Pinus*) también supone el declive o la desaparición de las especies de anfibios y reptiles forestales (Vences, 1993; Galán, 1999a). Los bosques de ribera y medios ribereños, especialmente las ripisilvas de *Alnus glutinosa*, *Salix* sp., *Fraxinus* sp., etc., mantienen las condiciones de umbría, humedad elevada y diversidad de microhábitats en las orillas de ríos y arroyos,



Figura 2.- Los monocultivos de eucalipto han hecho desaparecer a numerosas poblaciones de anfibios y reptiles, al sustituir en extensas zonas a los bosques atlánticos y a las zonas de matorral que formaban sus hábitats.

precisos para muchas especies de anfibios y también de reptiles (como *Iberolacerta monticola*). La alteración de esta vegetación supone una seria amenaza para las especies ligadas a estos medios, tales como los endemismos *Chioglossa lusitanica* o *Rana iberica*. Estas alisedas, saucedas, fresnedas, etc. son eliminadas para la obtención de madera o en aras de una agricultura intensiva que elimina estos sotos fluviales. Otra importante amenaza que pesa sobre ellos son las obras de infraestructura que acompañan a las minicentrales hidroeléctricas, que suelen estar ubicadas en los lugares donde aún persisten los mejores bosques de ribera gallegos. Las bruscas alteraciones del nivel de las aguas que ocasionan estos aprovechamientos hidroeléctricos también suponen una seria afección para toda la flora y fauna ribereña.

- *Alteración de medios de matorral y herbazales naturales*: estas zonas, muy importantes por su extensión en Galicia, son un importante hábitat para anfibios y reptiles; sin embargo gozan de una menor consideración ante la opinión pública que otros medios naturales (como los bosques) a la hora de prevenir riesgos derivados de actuaciones diversas, por lo que en muchas ocasiones son eliminados en amplias superficies. También sufren con frecuencia incendios (ver apartado siguiente) que ocasionan una elevada mortalidad de anfibios y reptiles. Determinados hábitats, como las turberas y zonas higroturbosas, han sufrido importantes disminuciones de superficie a causa de los drenajes y subsiguiente desecación. Importantes turberas en zonas elevadas de montaña están amenazadas también, o ya han sido parcial o totalmente destruidas por la construcción de grandes superficies de aerogeneradores para la obtención de energía eólica.

- *Incendios*: suponen un importante peligro para las especies vinculadas a medios tales como matorrales, setos, linderos, etc. Los incendios repetidos en zonas de matorral acarrearán la disminución o desaparición de diversas especies de saurios y ofidios. El efecto combinado de los incendios estivales repetidos y la erosión subsiguiente a causa de las lluvias invernales, originan a medio plazo un cambio drástico en la estructura de la vegetación que se ve



Figura 3.- Las actividades extractivas (canteras, minas a cielo abierto, etc.) degradan extensas zonas, eliminando las poblaciones de herpetos, como las del resto de la fauna. En la foto, mina de lignito de Meirama, A Coruña.

acompañado de un cambio faunístico. De esta forma, se ven desplazadas las especies de reptiles endémicas o boreales, dependientes de una cobertura vegetal de mayor porte, tales como *Salamandra salamandra*, *Bufo bufo* y *Rana temporaria* entre los anfibios, y *Lacerta schreiberi*, *Anguis fragilis*, *Coronella austriaca* y *Vipera seoanei* entre los reptiles (Galán, inédito).

- *Intensificación de la agricultura*: los setos vegetales de delimitación de fincas, cercados de piedras, masas de matorral, etc., son frecuentemente eliminados a causa de la intensificación de la agricultura o de la concentración parcelaria. Ello supone la desaparición de hábitats muy importantes para los anfibios y reptiles. Gracias a la persistencia de estos setos vivos, muchas especies típicamente forestales o de linderos, no sólo de anfibios y reptiles, sino también del resto de la fauna gallega, han podido sobrevivir a la desaparición de las masas forestales autóctonas. Al amparo de estas zonas, que incrementan la diversidad estructural y florística del paisaje, pueden sobrevivir en medios agrícolas y ganaderos muy antropizados. Su eliminación supone, por lo tanto, la pérdida de los últimos refugios para la fauna en extensas áreas del territorio gallego. Hemos podido comprobar en A Coruña y Lugo el efecto de la eliminación de estos setos sobre poblaciones de *Rana temporaria*, *Anguis fragilis*, *Lacerta schreiberi* y *Coronella austriaca*, que han disminuido muy apreciablemente, o incluso han desaparecido de amplias zonas.

- *Silvicultura intensiva con especies forestales exóticas*: esta forma de aprovechamiento forestal se ha incrementado de manera espectacular en Galicia en las últimas décadas, muchas veces en detrimento de los bosques autóctonos. En concreto, los monocultivos de eucaliptos ocupan extensas superficies del país, sobre todo en las comarcas costeras (Pérez Moreira, 1992). Ciertas especies de anfibios y reptiles ligadas a masas de bosque atlántico se han visto amenazadas por la sustitución de estos bosques por plantaciones de eucaliptos. Hemos podido comprobar este hecho en poblaciones de baja altitud de *Iberolacerta monticola* en el norte de A Coruña (Galán, 1999a) y también en poblaciones de *Rana temporaria* y *Lacerta schreiberi* de esta misma área (Galán, inédito). Cuando las plantaciones de eucaliptos ocupan áreas de matorral (de *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, etc.), su desarrollo elimina las poblaciones de anfibios y reptiles que las ocupan como hemos podido comprobar en varias zonas de A Coruña.

- *Actividades extractivas*: las canteras y minas a cielo abierto degradan extensas zonas por creación de grandes huecos en el terreno y el apilado de estériles en escombreras, pudiendo ejercer un efecto muy importante sobre el paisaje, el suelo y las aguas, extendiéndose la influencia negativa a causa de los efluentes que pueden originar. A pesar de que se ha demostrado la capacidad de recolonizar terrenos afectados que tienen los anfibios y reptiles en el caso de que se realicen labores de restauración (Galán, 1997a), la falta o deficiencia de estas actuaciones, unido a dificultad de realizarlas en algunos casos (como en las explotaciones de pizarras) y las amplias superficies afectadas, hace que su impacto ambiental sea muy alto.

- *Urbanización indiscriminada y proliferación desmedida de infraestructuras viales, turísticas e industriales*: el crecimiento de los núcleos urbanos (y rurales) también supone una importante causa de pérdida de hábitat para los reptiles (Langton & Burton, 1997). En Galicia, este crecimiento se ha disparado desde hace ya más de tres décadas y ha ido paralelo al abandono del campo por parte de numerosa población rural. El problema de la conservación del hábitat se agrava por la proliferación de plantas y polígonos industriales, así como de grandes áreas de servicios en los cinturones periurbanos, muchas veces contruidos sin una planificación urbanística adecuada. De esta manera, extensas zonas que anteriormente fueron agrícolas o ganaderas, pasan a ser áreas urbanas o industriales. En el caso de que se delimiten en ellas zonas verdes, las labores de ajardinamiento eliminan los escasos microhábitats remanentes para los anfibios y reptiles. Las grandes infraestructuras viales, además de las alteraciones que originan sobre los hábitats, suponen la fragmentación de poblaciones, incrementando el riesgo de extinción.

Contaminación de los medios acuáticos y terrestres

Esta es la segunda amenaza, en orden de importancia, tras el deterioro del hábitat e íntimamente relacionada con él, para la conservación de los anfibios, especialmente la acumulación de biocidas en el ambiente (Duellman & Trueb, 1994; Beebee, 1996; Langton & Burton, 1997). El incremento experimentado en el uso de los insecticidas y herbicidas, provoca que sus residuos contaminen el suelo y el agua cada vez en mayor medida. En muchos casos, la concentración de los tóxicos acumulados no es suficiente para matar a los anfibios adultos, pero los huevos depositados en el agua y las larvas son particularmente sensibles a esos tóxicos, originándose grandes mortalidades. Incluso cuando las concentraciones no son lo suficientemente elevadas para matar a los huevos o larvas, pueden afectar el desarrollo embrionario, originando un elevado grado de anomalías, malformaciones o una disminución en las tasas de crecimiento y desarrollo que prolongue la fase larvaria e incremente la mortalidad de las formas juveniles (Cooke, 1981; Duellman & Trueb, 1994; Beebee, 1996). El uso indiscriminado de insecticidas y herbicidas en agricultura también puede ocasionar mortalidad en muchas especies de reptiles, que son fundamentalmente insectívoras y, por lo tanto, susceptibles de ingerir presas contaminadas por biocidas. Pese a la importancia de estos factores de amenaza, no se dispone de información sobre los niveles y efectos de los contaminantes en las poblaciones gallegas de anfibios y reptiles.

Acidificación

En los países más industrializados de Europa se ha constatado una acidificación de las precipitaciones en los últimos 40 años, que en algunos casos ha llegado a ser bastante severa. Esta lluvia ácida ha provocado el descenso del valor del pH en muchos medios acuáticos que son utilizados por los anfibios para su reproducción. En algunos

casos, esta acidificación disminuye la viabilidad de las larvas, como se ha comprobado con las de la rana bermeja (*Rana temporaria*) en Inglaterra (Beattie *et al.*, 1993). Otros estudios han mostrado que cada especie de anfibio puede tener una sensibilidad diferente frente a la acidificación y a la liberación de metales pesados que ésta conlleva, siendo en general los huevos y los embriones más susceptibles que las larvas y los adultos (Clark & Hall, 1985). Estudios de campo y de laboratorio han revelado que los efectos causados por la acidificación sobre los anfibios pueden ser muy complejos (ver revisión de la bibliografía sobre el tema en Beebee, 1996), aunque en algunos casos se ha comprobado el impacto directo sobre poblaciones de determinadas especies, como lo ya comentado sobre la rana bermeja (*Rana temporaria*) o sobre el declive del sapo corredor (*Bufo calamita*), también en Inglaterra (Beebee *et al.*, 1990).

Galicia posee importantes centrales de combustión para la obtención de energía eléctrica, donde se queman lignitos pardos con un porcentaje variable de azufre. Aunque las emisiones son controladas y los lignitos locales son mezclados con lignitos de importación, para rebajar el contenido total de azufre, no existe ningún estudio sobre la posible acidificación de los medios acuáticos gallegos utilizados por los anfibios para su reproducción, por lo que se carece de datos sobre esta posible amenaza.

Introducción de especies alóctonas

La introducción de especies no nativas, especialmente de peces y crustáceos de agua dulce, supone un fuerte impacto negativo sobre las poblaciones de anfibios y, en menor medida, sobre las de reptiles. Se ha podido comprobar la práctica eliminación de la mayor parte de las poblaciones reproductoras de urodelos y anuros en embalses próximos a la ciudad de A Coruña como consecuencia de la introducción en ellos, en la década de los ochenta, de gambusia (*Gambusia holbrooki*), carpín dorado (*Carassius auratus*) y cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Galán, 1997b, 1999a). En otros medios acuáticos de Galicia (por ejemplo, en las Gándaras de Budiño, O Porriño, Pontevedra), la introducción de especies piscícolas depredadoras, como el black-bass (*Micropterus salmoides*) ha ocasionado una fortísima regresión en las especies de anfibios. La introducción de otras especies, como el visón americano (*Mustela vison*), bien documentada en Galicia (Vidal & Delibes, 1987), podría estar provocando la regresión de numerosas poblaciones tales como la rana patilarga (*Rana iberica*) (Ayllón *et al.*, 1996) o el tritón ibérico (*Triturus boscai*) (Lizana & Barbadillo, 1997). Existe evidencia directa de la depredación del visón americano sobre diversas especies de anfibios gallegos, fundamentalmente *Rana perezi* y *Discoglossus galganoi* (Vidal & Delibes, 1987; Galán, 1997d, 1999a).

La especie de reptil exótica más ampliamente comercializada en Galicia es la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*). Esta especie, liberada en ríos, lagunas y charcas, puede llegar a formar poblaciones



Figura 4.- Cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), especie alóctona introducida en los medios dulceacuícolas gallegos, que ha supuesto una fortísima regresión para las poblaciones de anfibios autóctonos. Embalse de Cecebre, A Coruña.

reproductoras y convertirse en un posible competidor de los galápagos autóctonos, especialmente del galápago europeo (*Emys orbicularis*) (Araújo *et al.*, 1996). También es posible la transmisión de enfermedades.

Algunos reptiles pueden ser introducidos por el hombre de manera accidental, ocultos en mercancías importadas. Este hecho ha sido comprobado en Galicia con salamandras (género *Tarentola*) de procedencia mayoritariamente macaronésica (Galán, 1999a).

Atropellos en carretera

La mortalidad ocasionada por atropellos en carreteras resulta en ocasiones muy elevada en el caso de los anfibios, afectando especialmente a los individuos adultos que se dirigen a los lugares donde crían, en la migración reproductora. En un estudio realizado en una carretera nacional de la provincia de Ourense, se comprobó que los anfibios eran el grupo más afectado por el tráfico rodado de todos los vertebrados, con el 89,2% del total de los individuos muertos. De una única especie de anfibio, el tritón ibérico (*Triturus boscai*) se encontraron nada menos que 7.326 individuos muertos en un tramo de 17 km a lo largo del año 1989; esta sola especie supuso el 60,1% del total de vertebrados atropellados (González-Prieto *et al.*, 1993).

Los atropellos en carretera también ocasionan una elevada mortalidad en algunas especies de reptiles. Los saurios muertos por esta causa representaron el 4,1% y los ofidios el 0,9% de los vertebrados atropellados Ourense (González-Prieto *et al.*, 1993). La práctica totalidad de las especies de saurios sufren mortalidad por este hecho, incluso aquellas que no son observadas con frecuencia en zonas despejadas de vegetación (como el asfalto), como el Lución (*Anguis fragilis*) y los eslizones (*Chalcides* spp.). Lagartos y lagartijas (familia de los Lacértidos) son las especies más afectadas. Dentro de los ofidios, la especie que sufre una mayor mortalidad por atropellos en el norte de

Galicia es la Culebra de collar, *Natrix natrix* (datos propios inéditos) y en el sur, las especies mediterráneas como *Coronella girondica*, *Natrix maura*, *Elaphe scalaris* y *Malpolon monspessulanus* (González-Prieto *et al.*, 1993).

Persecución directa por el hombre.

La consideración popular de muchas especies de anfibios y reptiles como animales “repugnantes y venenosos”, especialmente la salamandra común, los sapos y, sobre todo, los ofidios, ha ocasionado una persecución directa que se remonta a épocas históricas. Sin embargo, dadas sus costumbres, generalmente discretas, suelen pasar desapercibidos y, salvo casos puntuales, opinamos que la mortalidad por esta causa no es muy grave (sobre todo comparándola con el impacto que supone la alteración de los hábitats). No obstante, sería deseable emprender campañas de educación para destacar el carácter inofensivo y beneficioso de estos animales (además de señalar su protección legal, que penaliza el que se las mate o maltrate).

Captura de ejemplares

La terrariofilia es una afición en alza y, aunque el tráfico y comercio de especies está regulado por la ley, todavía la captura de ejemplares salvajes para este fin puede suponer una importante amenaza, sobre todo cuando afecta a especies o poblaciones con escasos efectivos. Según la legislación vigente, ninguna especie de anfibio o reptil gallega (y del resto del España) puede ser mantenida en cautividad como “animal de compañía”.

Incremento de la radiación ultravioleta

La radiación ultravioleta procedente del sol de tipo B (UV-B) puede tener efectos negativos sobre la supervivencia de huevos de anfibios cuando el grado de exposición supera ciertos límites (Blaustein & Wake, 1990; Blaustein *et al.*, 1994; Astudillo *et al.*, 1995; Marco *et al.*, 2001). El incremento de esta radiación puede ocurrir como consecuencia del deterioro de la capa de ozono que actúa como filtro, a causa de la contaminación atmosférica (Tevini, 1993). En España se ha podido comprobar el aumento de la mortalidad de los huevos y embriones de anfibios en poblaciones de montaña del sapo común (*Bufo bufo*), debido a los altos valores de radiación ultravioleta (UV-B) a gran altitud (Pedraza & Lizana, 1997; Lizana & Pedraza, 1998). Se desconoce el efecto que este incremento de la radiación pueda estar ejerciendo sobre las poblaciones gallegas de anfibios.

Enfermedades

En épocas recientes se ha descubierto que algunas poblaciones de anfibios están siendo severamente afectadas por diversas enfermedades. Por su aparente reciente aparición se las denomina “enfermedades



Figura 5.- Rana patilarga (*Rana iberica*) hinchada a causa de una enfermedad, fotografiada en Arteixo, A Coruña. Las enfermedades emergentes son una de las principales causas del declive global de los anfibios.

emergentes". Las que mayores mortalidades provocan están causadas por iridovirus y por el hongo quitridio *Batrachochytrium dendrobatidis* (quitridiomycosis), que ya ha afectado a poblaciones de anfibios españoles, en concreto, a *Alytes obstetricans* en el Parque Natural de Peñalara (Bosch et al., 2001). No hay información sobre tales enfermedades en los anfibios gallegos.

Estos nuevos virus específicos y el hongo quitridio se han convertido en una de las amenazas más serias para los anfibios de todo el mundo y una de las principales causas del declive global de estos animales (ver apartado siguiente).

Existe muy poca información sobre el efecto que las enfermedades tienen sobre las poblaciones salvajes de reptiles, no solamente en el ámbito gallego, sino a nivel mundial (Cooper & Jackson, 1981; Martínez-Silvestre, 1995). Las diversas enfermedades que puedan sufrir las poblaciones salvajes de reptiles, aunque en algunos casos no originen una mortalidad importante, pueden disminuir grandemente la resistencia de los individuos a los cambios operados en el medio por causas humanas (Galán, 1996).

Declive global de los anfibios

Un tema que ha suscitado un amplio debate en años recientes es el denominado declive global de los anfibios (*Global Amphibian Decline*). Se ha constatado en las últimas décadas que las poblaciones de anfibios están disminuyendo por doquier, lo que ha llevado a la desaparición de algunas especies en sus hábitats naturales. Este fenómeno es mundial, y al parecer multicausal, afectando a todos los continentes y a la mayor parte de los hábitats de la tierra (Blaustein & Wake, 1990; Wake, 1991). El declive de los anfibios por causas evidentes, tales como la alteración del hábitat o la introducción de especies alóctonas competidoras o depredadoras, se conoce desde hace muchos años; sin embargo, la desaparición de

poblaciones y especies sin causas aparentes, incluso en áreas bien conservadas, fue la que desencadenó la alarma a finales de la década de 1980. Hasta años muy recientes se mantuvo la controversia de si tales declives no serían en realidad tan sólo fluctuaciones naturales de las poblaciones a lo largo del tiempo, como indican entre otros Pechmann & Wilbur (1994). Sin embargo, gracias a estudios a largo plazo, hoy está fuera de toda duda que los anfibios están desapareciendo a un ritmo acelerado en todo el mundo (Houlahan et al., 2000; Stuart et al., 2004).

Las causas de estos declives se pueden dividir en dos grandes grupos en relación a los agentes implicados: 1º Agentes abióticos (calentamiento global de la Tierra, lluvia ácida, contaminación del agua y la tierra, incremento de la radiación ultravioleta, etc.) y 2º Agentes bióticos (principalmente bacterias, virus y hongos). En este segundo grupo de agentes causales tendrían una especial importancia los patógenos responsables de las enfermedades emergentes, comentadas en el apartado anterior.

Es muy posible que entre ambos agentes, abióticos y bióticos, se produzcan sinergias, alterando el sistema inmune de los anfibios algún agente abiótico, lo que facilitaría la infección por los hongos quitridios, los iridovirus, etc.

En Galicia, podrían deberse a algunos de estos factores ciertas evidencias del declive de algunas poblaciones de anfibios por causas no del todo claras, como las de la rana bermeja (*Rana temporaria*) que habitaban unas zonas higroturbosas de A Coruña en las décadas de 1970 y principios de la de 1980. En la década de 1990 algunos de estos hábitats no se habían visto sensiblemente afectados, pero las poblaciones de *R. temporaria* habían disminuido en casi un 90%. Por el contrario, las poblaciones de sapo corredor (*Bufo calamita*) que compartían los mismos hábitats no han sufrido cambios numéricos significativos en el mismo período (Galán, 1999a).

Poblaciones pequeñas y aisladas

Determinadas especies de reptiles tienen en Galicia el límite geográfico de su distribución y sólo aparecen en este territorio en pequeñas poblaciones más o menos desconectadas del resto de las de su especie. A menudo estas poblaciones se encuentran vinculadas sólo a hábitats muy concretos. Tal es el caso de la lagartija de turbera (*Lacerta vivipara*), restringida a algunas turberas de montaña en Lugo o el sapo de espuela (*Pelobates cultripes*), limitado a determinados hábitats y zonas del sur de Galicia. Lo reducido de su ámbito geográfico, unido a la dependencia de hábitats concretos las hace muy sensibles a cualquier alteración que se produzca en ellos. La misma amenaza afecta a las escasas poblaciones de víbora hocicuda (*Vipera latasti*) de algunas sierras de Ourense o a las poblaciones de baja altitud de la lagartija serrana (*Iberolacerta monticola*), acantonadas en gargantas fluviales con presencia de bosques atlánticos del norte de A Coruña y Lugo (Galán, 1999a).

Las poblaciones insulares de reptiles gallegos se ven amenazadas por las mismas causas. Aunque algunas de ellas puedan tener efectivos localmente numerosos (por ejemplo, algunas lagartijas insulares del género *Podarcis*), la reducida extensión de las islas gallegas (por no hablar ya de los islotes) hace que los efectivos totales sean pequeños. La enorme expansión experimentada en los últimos años por las colonias de cría de la gaviota patiamarilla puede suponer una importante amenaza para estas poblaciones. Otras especies presentan efectivos mucho más reducidos en las islas y son, por ello, considerablemente más vulnerables ante cualquier amenaza. Entre ellos destacan tres especies de anfibios (*Salamandra salamandra*, *Triturus boscai* y *Discoglossus galganoi*), de los que se han constatado importantes declives poblacionales recientes e incluso extinciones puntuales (Galán, 2003a). También la persecución directa por el hombre de la culebra de escalera (*Elaphe scalaris*), en Ons, o la captura de los escasos ejemplares remanentes del eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*) en Cíes pueden ser importantes amenazas. Algunas de las poblaciones reptilianas insulares pueden presentar además cierto grado de diferenciación evolutiva con respecto a las poblaciones de tierra firme de sus mismas especies, lo que las convierte en unos elementos endémicos de alto interés natural y científico (Galán, 2003a). Todo esto incrementa la importancia de estas poblaciones y las hace acreedoras de un mayor esfuerzo conservacionista.

Estado de conservación de los anfibios y reptiles de Galicia

Anfibios

Todas las especies de anfibios de Galicia han experimentado declives poblacionales más o menos marcados en las últimas décadas, así como extinciones de poblaciones locales, debido a las causas que se han comentado más arriba (ver también Galán, 1997b, 1999a). Estas regresiones han afectado de forma diferente a las distintas especies, en relación a determinadas características de su distribución y/o a dependencia de determinados tipos de hábitats. A continuación se expone de manera sucinta la situación de las diferentes especies.

Urodelos

La salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*) es probablemente el anfibio gallego más carismático por tratarse de un endemismo ibérico de distribución mundial reducida al extremo noroeste de la Península y que además ocupa sólo hábitats muy específicos, como son los bosques atlánticos en favorable estado de conservación o arroyos no contaminados. Se han detectado en Galicia declives poblacionales importantes, así como una disminución en el número de localidades donde se conocía su presencia (si bien, ha sido encontrado recientemente en otras). A nivel mundial posee el grado de amenaza de "Vulnerable".

La salamandra común (*Salamandra salamandra*), al igual que las tres especies de tritones gallegos, han sufrido



Figura 6.- Salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*), especie endémica del noroeste ibérico, que posee el grado de amenaza de "Vulnerable" a nivel mundial. Parque Natural de las Fragas del Eume, A Coruña.



Figura 7.- Sapo de espuela (*Pelobates cultripes*), la especie más amenazada de anuro gallego por haber sufrido en las últimas décadas graves declives poblacionales, unido a su limitada distribución en Galicia. A Lanzada, Pontevedra.



Figura 8.- Galápago europeo (*Emys orbicularis*), la especie de reptil gallego más amenazado, limitado en la actualidad a sólo dos poblaciones supervivientes, una en Pontevedra y otra en Ourense.

declives importantes (Galán, 1999a), sin embargo aún están bien distribuidos en Galicia, sobre todo donde los medios terrestres y acuáticos no se han visto severamente alterados. Las dos especies de tritones ligados a masas acuáticas de mayor entidad (embalses, lagunas, grandes charcas), como son el palmeado (*Triturus helveticus*) y el jaspeado (*Triturus marmoratus*), son las que han sufrido mayores declives, incluyendo extinciones locales, principalmente a causa de la introducción de peces y crustáceos alóctonos (Galán, 1997b). El tritón ibérico (*Triturus boscai*) continua siendo el tritón más abundante en Galicia, pese a haber sufrido importantes reducciones poblacionales.

Anuros

La especie más amenazada de anuro gallego es el sapo de espuela (*Pelobates cultripipes*), que ha sufrido en las dos últimas décadas declives muy graves, especialmente importantes por su limitada distribución en Galicia. Las últimas poblaciones de esta especie en el noroeste ibérico se limitan a unos pocos arenales en las Rías Baixas (muy amenazados por el desarrollo turístico de la zona) y algunas depresiones de la mitad sur gallega, como A Limia, Verín o Monforte de Lemos (muy amenazados por la presencia del cangrejo rojo americano en las charcas donde se reproduce).

Otras dos especies de anuros que han experimentado declives poblacionales importantes, unidos a la pérdida de numerosos hábitats de cría, son las ranas pardas gallegas, la rana bermeja (*Rana temporaria*), más abundante en las montañas orientales de Lugo y en el extremo norte de A Coruña, y la rana patilarga (*Rana iberica*), extendida por la mayor parte de Galicia (Galán, 1999a). La rana verde común (*Rana perezi*) continúa ampliamente extendida en todo tipo de masas acuáticas de cierta entidad, pero ha sufrido una fortísima disminución numérica en todas aquellas donde se han introducido peces y crustáceos alóctonos. Lo mismo ha sucedido con la ranita de San Antón (*Hyla arborea*), con quien comparte los humedales provistos de abundante vegetación ribereña. Esta pequeña rana trepadora ha reducido notablemente su número en las dos últimas décadas y ya solo abunda (como la rana verde) en las escasas charcas donde aún no han llegado las gambusias y los cangrejos rojos (Galán, 1997b, 1999a).

Los “sapos” de la fauna gallega también han sufrido un destino paralelo al de las “ranas”. Aquellas especies que realizan migraciones masivas a las charcas de cría (“*explosive breeding*”, como el sapo común, *Bufo bufo*) son diezmados por el tráfico rodado al atravesar carreteras. La dependencia de esta especie por medios acuáticos de cierta entidad también hace vulnerables a sus huevos y larvas al cangrejo rojo y la gambusia, entre otras especies introducidas, por lo que se han producido notables declives. Las especies ligadas a charcas temporales, de menor entidad y, por lo general, libres de crustáceos y peces depredadores, han corrido mejor suerte. Así, el sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*) sigue siendo el anfibio gallego más numeroso. Su adaptabilidad hace que sea la única especie de anuro presente en las islas gallegas

(Galán, 2003a), así como la última en desaparecer en los hábitats más alterados (Galán, 1999a). Más escasos, aunque aún relativamente abundantes en Galicia son el sapo partero (*Alytes obstetricans*) y el corredor (*Bufo calamita*), generalmente ligados a suelos poco compactos, en zonas de matorral. También en ellos se han producido disminuciones poblacionales.

Reptiles

Tortugas marinas

En las aguas costeras gallegas se han citado 5 especies de tortugas marinas (Penas-Patiño & Piñeiro, 1989; Galán & Fernández, 1993; Camiñas, 2002), tres de las cuales se pueden considerar como especies accidentales, ya que su presencia en aguas gallegas es excepcional. Las dos especies más frecuentes son la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y la tortuga boba (*Caretta caretta*), aunque la presencia de ambas es esporádica y no utilizan las playas gallegas para realizar la cría. Las tortugas marinas se ven afectadas por la captura accidental en artes de pesca (Corbett, 1989; Camiñas, 2002). Se ignora el efecto que este hecho puede suponer para las tortugas marinas en nuestras aguas, sin embargo, recientes observaciones parecen indicar que es superior al que se pensaba. Siguiendo las directrices de la IUCN (2001, 2004), todas las especies de tortugas marinas deben considerarse como “En Peligro” (EN).

Galápagos

Existen en la actualidad tres especies de tortugas de agua dulce en Galicia. De ellas, el galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) es una especie alóctona introducida (procedente de Norteamérica), a partir de individuos liberados por particulares que la habían adquirido como mascota en tiendas de animales. Se encuentra presente en gran número de embalses, lagunas y ríos de Galicia.

La segunda especie, el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) se considera también introducido a partir de ejemplares escapados de cautividad, aunque podrían existir poblaciones reproductoras en el sur de Galicia (en las áreas de mayor influencia climática mediterránea) quizá autóctonas.

Finalmente, la única especie sin duda autóctona, el galápago europeo (*Emys orbicularis*) es actualmente el reptil gallego más amenazado. Únicamente se conocen dos poblaciones en Galicia, después de haberse extinguido muchas otras: las Gándaras de Budiño (Pontevedra) y el río Arnoia (Ourense), que deben ser consideradas con la categoría de “En Peligro” (EN). Sobre ambas poblaciones pesan importantes amenazas para su conservación, que se describen y analizan en Cordero & Ayres (2004).

Saurios

Dentro de los saurios o lagartos (orden Squamata), algunas especies mantienen aún su presencia en áreas relativamente extensas del territorio gallego, por lo que no se califican como amenazadas, aunque se hayan podido



Figura 9.- Eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*), saurio de distribución muy restringida en Galicia. La urbanización de zonas costeras está eliminando sus escasas poblaciones remanentes. Lariño, A Coruña.

constatar declives poblacionales importantes en algunas de ellas. Entre éstas se encuentran las dos especies de lacértidos de talla grande, el lagarto ocelado (*Lacerta lepida*) y el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*), las lagartijas del género *Podarcis*: lagartija de Bocage (*Podarcis bocagei*), la lagartija ibérica (*P. hispanica*) y la lagartija roquera (*P. muralis*), esta última presente sólo en una zona muy restringida del territorio gallego, en el límite con León (zona de Piornedo, municipio de Cervantes, en los Ancares lucenses, en el límite con los Ancares leoneses; Galán, inédito). También entre los lacértidos, la lagartija colilarga (*Psammodromus algerus*) no se considera amenazada, estando presente en amplias zonas de la mitad meridional gallega. Las otras especies de saurios que no se consideran amenazados en virtud a su extensa distribución y al mantenimiento de las poblaciones (aunque la información detallada sobre sus tendencias demográficas es escasa, como en las anteriores especies), son el lución (*Anguis fragilis*) y el eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*).

Por el contrario, otros saurios se encuentran en una situación muy diferente en Galicia, por lo que deben ser calificados como “Vulnerables” (VU), atendiendo a los criterios de la IUCN (2001, 2004). En esta situación se encuentra el eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*), endemismo de distribución muy restringida en Galicia. En este territorio sus hábitats principales son los arenales costeros (en algunos enclaves de las Rías Baixas y la costa sur de A Coruña), los cuales se encuentran muy amenazados por todo tipo de construcciones: urbanización indiscriminada, paseos marítimos, etc.

Más restringida aún se encuentra la lagartija de turbera (*Lacerta vivipara*), de la que sólo existen dos poblaciones en Galicia, que además son las más extremas de su amplísima distribución geográfica (desde el noroeste ibérico hasta Japón), lo cual les confiere un indudable interés biogeográfico. Estas poblaciones se limitan a las zonas altas de las sierras de Xistral y Ancares, ambas en Lugo.

Finalmente, varias poblaciones de la lagartija serrana (*Iberolacerta monticola*), aisladas entre sí y con un reducido número de efectivos, tanto en las zonas de baja altitud de A



Figura 10.- Lagartija de turbera (*Lacerta vivipara*) en su hábitat de la sierra de Xistral (Lugo). Esta población aislada, auténtica reliquia glacial, se ve amenazada por las alteraciones que actualmente sufren las turberas a causa de la proliferación de parques eólicos.

Coruña (montes del Pindo, valles del Mandeo, Eume, etc.) como en las sierras de Ourense, se encuentran amenazadas, habiéndose constatado la extinción reciente de alguna de ellas (Galán, 1999b). Por el contrario, el resto de las poblaciones de esta especie, de distribución más continua en zonas de montaña del norte y este de Lugo, están en situación más favorable.

Otras tres especies de reptiles mediterráneos de distribución muy restringida en el sur de Galicia, como la salamanquesa común (*Tarentola mauritanica*), la lagartija cenicienta (*Psammodromus hispanicus*) y la culebrilla ciega (*Blanus cinereus*), deberían ser estudiadas en detalle con el fin de determinar su situación y sus tendencias poblacionales.

Ofidios

Las 8 especies de serpientes de la fauna gallega, pertenecientes también al orden Squamata, han sido poco estudiadas hasta la fecha (ver Galán, 1988), estimándose su situación por datos indirectos basados en la frecuencia de observación y área de presencia (Galán, 1999a, 2003a). En base a esta información, 7 de estas especies no parecen encontrarse amenazadas, aunque en algunas de ellas se han detectado declives poblacionales importantes, como en los dos natricinos, ligados a los medios acuáticos, la culebra de collar (*Natrix natrix*) y la culebra viperina (*Natrix maura*) (Galán, inédito). Las especies ligadas a zonas de matorral y linderos parecen mantener sus poblaciones o haber experimentado únicamente declives locales, como las dos culebras lisas, la europea (*Coronella austriaca*), probablemente el ofidio más abundante en el norte de Galicia y la meridional (*Coronella girondica*), más abundante en la mitad sur. Lo mismo sucede con la culebra de escalera (*Elaphe scalaris*) y la bastarda (*Malpolon monspessulanus*), aunque ambas se limitan al sur de Galicia y experimentan elevadas mortalidades a causa de los incendios, los atropellos en carretera y la persecución humana. La víbora de Seoane (*Vipera seoanei*), endémica del norte ibérico,

parece seguir la misma pauta de otros ofidios gallegos, manteniendo las poblaciones, aunque con declives locales, sobre todo debidos a alteraciones severas del medio (incendios, urbanización, etc.). Sin embargo, el otro vípido de nuestra fauna, la víbora hocicuda (*Vipera latasti*), que únicamente se encuentra presente en algunas sierras de Ourense, se puede considerar como el ofidio más amenazado de Galicia debido a su presencia marginal y a los declives poblacionales que ha experimentado en las escasas localidades que habita. No parece haber una razón clara que explique esta disminución, sobre todo porque afecta también a gran parte de las poblaciones ibéricas de la especie (Brito, 2003), pero el gran impacto ambiental que suponen los repetidos incendios estivales en las sierras de Ourense, pueden ser un importante factor de amenaza.

Conclusión

Todas las especies de anfibios y reptiles de Galicia se encuentran protegidas por la Ley (Leyes 4/89 y 9/01; Reales Decretos 439/90 y 1997/95; Directiva de Hábitats, 92/43/CEE; convenios internacionales de Berna, Bonn y Washington –CITES–, por citar las más destacadas); su salvaguarda, al igual que la del resto de la fauna salvaje protegida, debe quedar también garantizada ante las actividades humanas gracias a los estudios de evaluación de los impactos (o efectos) ambientales que preceden al desarrollo de los proyectos. Sin embargo, y a pesar de todo esto, la situación de muchas poblaciones de anfibios y reptiles gallegos se ha vuelto más y más precaria en los últimos años, pese a toda esta legislación y, en muchas ocasiones, coincidiendo con el desarrollo de las normativas protectoras.

Según los datos disponibles, entre la década de 1970 y la de 1990 se habían producido importantes declives poblacionales, especialmente marcados en los anfibios, causados sobre todo por las transformaciones ocurridas en el medio natural gallego (alteración de los hábitats, contaminación e introducción de especies alóctonas; Galán, 1999a). Pero considerando su evolución más reciente (finales de la década de 1990 y años 2000), el estado de conservación de la herpetofauna gallega, lejos de mejorar, se ha agravado, en muchos casos de manera considerable.

Este deterioro de la situación se debe a que la alteración de los medios naturales gallegos, en vez de remitir, ha aumentado en los últimos años, en ocasiones exponencialmente. El reciente aumento en la degradación del entorno está originado por el notable incremento experimentado por todo tipo de obras públicas (principalmente la creación o ampliación de vías de comunicación), por las plantas de energías renovables (con parques eólicos que cubren o están a punto de cubrir la mayor parte de las montañas de Galicia y un elevado número de centrales hidroeléctricas), por los parques industriales (que suelen ubicarse en las mejores zonas de valles y vegas), por la urbanización indiscriminada, etc. Muchas de estas obras están afectando además áreas que se habían mantenido hasta ahora en favorable estado de conservación (cumbres de sierras, gargantas fluviales,

costas poco habitadas, etc.). Además, no se ha modificado la tendencia a la intensificación de la agricultura (con extensas concentraciones parcelarias que eliminan setos, humedales, pequeños bosques, etc.), así como de la silvicultura (con plantaciones masivas de especies alóctonas).

Todo esto está suponiendo que la situación de declive generalizado de poblaciones de anfibios y reptiles de Galicia (al igual que de la mayor parte de la biodiversidad) que se había señalado para el período 1975-1998 (Galán, 1999a), lejos de remitir, se ha incrementado de una manera notable a causa del deterioro generalizado del hábitat por estas actuaciones. Si se aplican los modelos de viabilidad poblacional a la situación actual, es previsible que en un futuro próximo se produzca un alto número de extinciones locales (Brook et al., 2000).

En el momento actual está muy próxima a su publicación el *Catálogo de Especies Amenazadas de Galicia*, emanado de la Ley 9/2001, de 21 de agosto, de *Conservación de la Naturaleza en Galicia*, donde figurarán las especies de anfibios y reptiles más amenazadas de la comunidad gallega. Sin embargo, sin un cambio drástico en la orientación de las políticas conservacionista y de desarrollo, la utilidad de este Catálogo será muy limitada. Es decir, de poco valdrá el proteger un listado de especies, si por otro lado se consiente que lo poco que queda de los hábitats naturales y de los paisajes agrícolas y ganaderos tradicionales gallegos desaparezcan bajo infraestructuras, polígonos industriales, urbanizaciones, etc. Como toda nuestra fauna, el destino de los anfibios y reptiles está indisolublemente unido a la conservación de los medios naturales y a que el desarrollo sea de verdad sostenible.

Bibliografía.

- Aldasoro, J. J.; Aedo, C.; Muñoz, J.; Vega, J. C.; de Hoyos, C.; Negro, A.; Moreno, G. & Sánchez Pedraja, O. (1996). Las últimas turberas cantábricas. *Quercus*, 129: 16-19.
- Araújo, A. P.; Segurado, P. & Raimundo, N. (1996). Avaliação da situação das tartarugas de água doce em Portugal. IV Congreso Luso-Español y VIII Congreso Español de Herpetología. Porto, Diciembre de 1996.
- Astudillo, G.; Ayllón, E. & Bosch, J. (1995). El declive de los anfibios. *Gaia*, 7: 16-22.
- Ayllón, E.; López, A. & Oberhuver, T. (1996). Introducción de especies. *Gaia*, 9: 20-28.
- Ayres, C. & Cordero, A. (1999a). A new subspecies of *E. orbicularis* in the Iberian Peninsula? Proceedings of the second Symposium on *Emys orbicularis*, 1999.- *Chelonii*, 2: 20-22.
- Ayres, C. & Cordero, A. (1999b). El galápago europeo en la Península Ibérica. *Reptilia*, 20: 66-69.
- Ayres, C. & Cordero, A. (2001). Sexual dimorphism and morphological differentiation in European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) population from Northwestern Spain. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 100-106.

- Ayres, C. & Cordero, A. (2004). 1994-2004, 10 años de conservación de galápagos en Galicia, situación actual y perspectivas. VIII Congreso Luso-Español y XII Congreso Español de Herpetología. Málaga, 13 al 17 de julio de 2004. pp. 62-63.
- Balado, R.; Bas, S. & Galán, P. (1995). Anfibios e réptiles. En: Consello da Cultura Galega y Sociedade Galega de Historia Natural (Eds.): Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación a distribución dos Vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85. Tomo 1: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos. pp. 65-170. Agencia Gráfica, S. A. Santiago de Compostela.
- Bas, S. (1983). Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979. Parte I: Anfibios y reptiles. *Monogr. Univ. Santiago de Compostela*, 73: 1-54.
- Bas, S. (1984). Biogeografía de los anfibios y reptiles de Galicia, un ensayo de síntesis. *Amphibia-Reptilia*, 5: 289-310.
- Beattie, R. C.; Aston, R. J. & Milner, A. G. P. (1993). Embryonic and larval survival of the common frog (*Rana temporaria* L.) in acidic and limed ponds. *Herpetol. J.*, 3: 43-48.
- Beebee, T. J. C. (1996). Ecology and Conservation of Amphibians. Conservation Biology Series. Chapman & Hall, London.
- Beebee, T. J. C.; Flower, R. J.; & Stevenson, A. C. (1990). Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain; palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological Conservation*, 53: 1-20.
- Blaustein, A. R.; Hoffman, P. D.; Hokit, D. G.; Kiesecker, J. M.; Wals, S. C. & Hays, J. B. (1994). UV repair and resistance to solar UV-B in amphibians eggs: a link to population declines? *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 91: 1791-1795.
- Blaustein, A. R. & Wake, D. B. (1990). Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends Ecol. Evol.*, 5: 203-204.
- Bosch, J.; Martínez-Solano, I. & García-París, M. (2001). Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological Conservation*, 97: 331-337.
- Brito, J. C. (2003). Ecología da Víbora-cornuda (*Vipera latastei*, Boscá 1878) em Portugal e a problemática da sua conservação. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 293 pp.
- Brook, B. W.; O'Grady, J. J.; Chapman, A. P.; Burgman, M. A.; Akçakaya, H. R. & Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*, 404: 385-387.
- Cabido, C.; Gonzalo, A.; Galán, P.; Martín, J. & López, P. (2004). Chemosensory predator recognition induces defensive behavior in the slow-worm (*Anguis fragilis*). *Canadian Journal of Zoology*, 82 (2): 510-515.
- Camiñas, J. A. (2002). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E., Madrid. pp. 385-420.
- Campey, R.; Rosell, C. & Stefanescu, C. (1994). Criterios para establecer zonas de interés faunístico. *Ecosistemas*, 8: 30-35.
- Clark, K. L. & Hall, R. J. (1985). Effects of elevated hydrogen ion and aluminium concentrations on the survival of amphibian embryos and larvae. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 116-123.
- Cooke, A. S. (1981). Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environmental Pollution*, 25: 123-133.
- Cooper, J. E. & Jacson, O. F. (1981). Miscellaneous diseases. In: Cooper, J. E. & Jacson, O. F. (Eds.). Diseases of the Reptilia. Academic Press. London. pp. 488-504.
- Corbett, K. (1989). The Conservation of European Reptiles and Amphibians. Christopher Helm, London.
- Cordero, A. & Ayres, C. (2004). A management plan for the European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations of the Luro river basin (Northwest Spain). *Biología (Bratislava)*, 59 (14): 161-171.
- Díaz Fierros, F. (1986). A conservación do meio físico en Galiza. O Meio Natural Galego. Cuad. Sem. Sargad., 47: 81-108. Ed. O Castro. Sada.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. (1994). Biology of Amphibians. 2ª ed. McGraw-Hill. New York.
- Fernández, A. (1994). Situación do bosque atlántico na Galiza, proposta para a súa conservación, con especial referencia a áreas de alto valor natural. En: Vales, C. (Ed.). Os bosques atlánticos europeos: status e conservación. O bosque atlántico en Galicia. Bahía Edicións. A Coruña. pp. 159-181.
- Ferreiro, R. & Galán, P. (2004). Reproductive ecology of the slow worm (*Anguis fragilis*) in the Northwest Iberian Peninsula. *Animal Biology*, 54 (4): 353-371.
- Galán, P. (1988). Segregación ecológica en una comunidad de ofidios. *Doñana, Acta Vertebrata*, 15 (1): 59-78.
- Galán, P. (1996). Infecciones externas en una población natural de *Podarcis bocagei*: desarrollo estacional de la enfermedad e incidencia en la mortalidad, reproducción y crecimiento. *Amphibia-Reptilia*, 17: 103-113.
- Galán, P. (1997a). Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.
- Galán, P. (1997b). Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (Noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 38-40.
- Galán, P. (1997c). Reproductive ecology of the lacertid lizard *Podarcis bocagei*. *Ecography*, 20: 197-209.

- Galán, P. (1997d). Presencia de poblaciones asilvestradas de Visón americano (*Mustela vison* Schreber, 1777) en La Coruña (NO de España). *Galemys*, 9 (2): 35-37.
- Galán, P. (1999a). Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía N° 72. A Coruña.
- Galán, P. (1999b). Declive y extinciones puntuales en poblaciones de baja altitud de *Lacerta monticola cantabrica*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 47-51.
- Galán, P. (1999c). Demography and population dynamics of the lacertid lizard *Podarcis bocagei* in Northwest Spain. *Journal of Zoology, London*, 249: 203-218.
- Galán, P. (2000). Females that imitate males. Dorsal coloration varies with reproductive stage in female *Podarcis bocagei* (Lacertidae). *Copeia*, 2000 (3): 819-825.
- Galán, P. (2002). Galicia. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E., Madrid. p. 467.
- Galán, P. (2003a). Anfibios y reptiles del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Faunística, biología y conservación. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Galán, P. (2003b). Reproductive characteristics of an insular population of the lizard *Podarcis hispanica* from north-west Spain (Cíes islands, Galicia). *Copeia*, 2003 (3): 657-665.
- Galán, P. (2003c). Female reproductive characteristics of the viviparous skink *Chalcides bedriagai pistaciae* (Reptilia, Squamata, Scincidae) from an Atlantic beach in north-west Spain. *Amphibia-Reptilia*, 24: 79-85.
- Galán, P. (2004a). *Natrix maura* (Viperine Snake). Marine inhabitation. *Herpetological Review*, 35 (1): 71.
- Galán, P. (2004b). Herpetofauna del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia: faunística y proceso microevolutivos en islas no oceánicas. VIII Congreso Luso-Español y XII Congreso Español de Herpetología. Málaga, 13 al 17 de julio de 2004. pp. 26-27.
- Galán, P. (2004c). Structure of a population of the lizard *Podarcis bocagei* in Northwest Spain: variations in age distribution, size distribution and sex ratio. *Animal Biology*, 54 (1): 57-75.
- Galán, P. & Fernández, G. (1993). Anfibios e réptiles de Galicia. Edicións Xerais. Vigo.
- Gómez-Hermida, A. (2004). Efectos de la alteración de los hábitats terrestres sobre las poblaciones de anfibios del norte de Galicia. Memoria inédita trabajo tutelado. DEA. Universidad de A Coruña. pp. 52-94.
- González-Prieto, S.; Villarino, A. & Freán, M. M. (1993). Mortalidad de vertebrados por atropello en una carretera nacional del NO de España. *Ecología*, 7: 375-389.
- Houlahan, J. E.; Findlay, C. S.; Schmidt, B. R.; Meyer, A. H. & Kuzmin, S. L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- IUCN (2001). Categorías y criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1. IUCN Species Survival Comisión. Gland, Switzerland.
- IUCN (2004). 2004 IUCN Red List of Threatened Species. www.redlist.org.
- Izco, J. (1994). O bosque atlántico. En: Vales, C. (Ed.). Os bosques atlánticos europeos: status e conservación. O bosque atlántico en Galicia. Bahía Edicións. A Coruña. pp 13-49.
- Langton, T. & Burton, J. A. (1997). Amphibians and reptiles. Conservation management of species and habitats. Planning and Management Series, 4: 1-96. Council of Europe Publishing. Strasbourg.
- Lizana, M. & Barbadillo, L. J. (1997). Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. En: Pleguezuelos, J. M. (Ed.). Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. Monografías de Herpetología, n° 3. Editorial Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española, Granada, pp. 477-516.
- Lizana, M. & Pedraza, E. M. (1998). The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of Central Spain. *Conservation Biology*, 12: 703-707.
- Marco, A.; Lizana, M.; Álvarez, A. & Blaustein, A. R. (2001). Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. *Animal Behaviour*, 61: 639-644.
- Márquez, R. & Lizana, M. (2002). Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. En: Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E., Madrid. pp. 345-383.
- Martínez Silvestre, A. (1995). Manual Clínico de Reptiles. Grass-Iatros Ed., Barcelona.
- Mouriño, J.; Otero, X. L.; Salvadores, R.; Alonso, P.; Sierra-Abraín, F.; Arcos, F. & Vázquez, A. (2004). Los espacios naturales de Galicia. Ed. Nigra Trea. Vigo.
- Pechmann, J. H. K. & Wilbur, H. M. (1994). Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, 50 (1): 65-84.
- Pedraza, E. M. & Lizana, M. (1997). Primeros datos sobre el efecto de la radiación ultravioleta en el declive de los anfibios españoles. *Quercus*, 137: 15-17.
- Penas Patiño, X. M. & Piñeiro, A. (1989). Cetáceos, Focas e Tartarugas Mariñas das Costas Ibéricas. Ed. Consellería de Pesca. Santiago.
- Pérez Moreira, R. (1992). Ecoloxía forestal e ordenación do bosque. Edicións do Castro. Sada. A Coruña.

- Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Eds.). (2002). Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-A.H.E., Madrid.
- Rúa, M. & Galán, P. (2003). Reproductive characteristics of a lowland population of an alpine lizard: *Lacerta monticola* (Squamata, Lacertidae) in north-west Spain *Animal Biology*, 53 (4): 347-366.
- Stuart, S. N.; Chanson, J. S.; Cox, N. A.; Youn, B. E.; Rodrigues, A. S. L.; Fischman & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.
- Tevini, M. (1993). UV-B radiation and ozone depletion: effects on humans, animals, plants, micro-organism, and materials. Lewis Publishers. Boca Ratón. Florida.
- Troya, A. & Bernués, M. (Coordinadores) (1990). Humedales españoles en la lista del Convenio de Ramsar. ICONA. Madrid.
- Vences, M. (1993). Habitat choice of the salamander *Chioglossa lusitanica*: the effects of eucalipt plantations. *Amphibia-Reptilia*, 14: 201-212.
- Vidal, T. & Delibes, M. (1987). Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecología*, 1: 145-152.
- Viéitez, E. & Rey, J. M. (Eds.) (2005). A Natureza Ameazada 2004. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- Wake, D. J. (1991). Declining amphibian populations. *Science*, 253: 860.

Relatorio

Xavier Font

La gestión de la biodiversidad mediante bases de datos en línea y el programario b-vegana

Recibido: 24 Noviembre 2005 / Aceptado: 19 Diciembre 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen El Banco de datos de Biodiversidad de Cataluña (BDBC) lleva ya más de seis años accesible en Internet y se ha convertido de hecho en el portal de referencia de la biodiversidad de Cataluña. En la actualidad es posible la consulta de datos sobre vegetación, cormófitos, briófitos, hongos, vertebrados, líquenes, moluscos y algunos grupos de artrópodos; en total se encuentran disponibles 1.889.270 citas, referentes a 21.833 taxones. El portal del BDBC empieza a ser bastante conocido y en el 2004, último año completo registrado, ha recibido cerca de 130.000 consultas. B-VegAna (Biodiversity & Vegetation Analysis) es un paquete integrado de programas destinado a la gestión y el análisis de datos de biodiversidad, ecológicos en general y muy especialmente de vegetación. Contiene siete programas principales (Fagus, Quercus, Ginkgo, Yucca, Welwitschia, Araucaria y WebHerb). Los cuatro primeros programas tienen una distribución libre y gratuita y su descarga (<http://biodiver.bio.ub.es/vegana/>), así como las actualizaciones, se realiza automáticamente gracias a la tecnología Java Web Start. El trabajo conjunto del BDBC con B-VegAna constituye un auténtico "Sistema de Información en Biodiversidad" formado por los datos y los programas que permiten su edición y su análisis.

Palabras clave biodiversidad, banco de datos, Sistemas de Información

Abstract The Biodiversity data bank of Catalonia (BDBC) takes more than six years accessible in Internet and has become the portal of Catalonia biodiversity reference. At

present, the data querying is possible on vegetation, cormophytes, bryophytes, fungi, lichens, mollusks and some arthropods groups; 1.889.270 citations, concerning to 21.833 taxa, are in total available. The BDBC portal is being quite known and in the 2004, last registered complete year, has received nearly 130.000 queries.

B-VegAna (Biodiversity & Vegetation Analysis) is an integrated software package oriented towards the management and analysis of biodiversity data, ecological in general and very especially of vegetation. It contains seven master programs (Fagus, Quercus, Ginkgo, Yucca, Welwitschia, Araucaria and WebHerb). The four first programs have a free distribution and their download (<http://biodiver.bio.ub.es/vegana/>), as the updates, are automatically done thanks to the Java Web Start technology.

The joint work of the BDBC with B-VegAna constitutes one authentic "Biodiversity Information System" formed by the data and the programs that allow its edition and its analysis.

Keywords: biodiversity, data bank, information system.

Introducción

Está ampliamente reconocido y aceptado por todos los sectores implicados que para gestionar la biodiversidad hay que disponer, en primer lugar, de estudios de base que cataloguen los organismos e indiquen, donde viven –preferiblemente con una estimación de su abundancia y dominancia- y qué requerimientos ecológicos tienen. Más tarde se podrá estudiar sus interacciones, su genética, su situación de amenaza, etc. para, si se suponen perturbaciones en las especies o en los hábitats, emprender estudios de seguimiento y control. En la práctica, la escasez de conocimientos sobre la biodiversidad lleva a las direcciones de las áreas protegidas (parques nacionales, parques naturales, etc.) y a las distintas administraciones responsables de la conservación y la gestión de la naturaleza (municipales, provinciales, autonómicas y estatales) a encargar a investigadores (normalmente

Xavier Font
Centre de Documentació de Biodiversitat Vegetal (CeDocBiV) -
Parc Científic de Barcelona.
Baldri Reixac, 4-6 Torre D, 08028 Barcelona.
e-mail: xfont@ub.edu

adsritos a Universidades y centros de investigación) y a consultorías medioambientales un gran número de informes que los autores entregan en infinidad de formatos y soportes distintos (informes en papel, informes electrónicos en PDF, mapas, CD con matrices o bases de datos, etc.), a menudo incompatibles entre sí.

El resultado de todo ello es una ingente producción de información de base que muchas veces es difícil de utilizar y aun más difícil de intercambiar, debido en buena medida a la gran diversidad de formatos con que se trabaja actualmente. A esta información reciente, principalmente inédita, generada por los organismos de protección de la naturaleza, hay que añadir la acumulada a lo largo de muchos años por el mundo académico y científico. Se trata, sobre todo, de información publicada en revistas y libros, o de información todavía inédita contenida en tesis doctorales, trabajos docentes y colecciones.

En la actualidad y gracias a las nuevas leyes de transparencia de las administraciones, esta información ambiental debe tener carácter público y ser accesible al ciudadano. Se hace, pues, evidente la necesidad imperiosa de centralizar y homogeneizar los datos sobre biodiversidad para formar "Sistemas de información" abiertos y consultables por Internet. La solución técnica a este reto se materializa en el desarrollo de bases de datos (sobre organismos vivos y de información medioambiental). Es en este contexto donde los conocimientos en bioinformática, y más concretamente en la rama de "Informática de la biodiversidad" (*biodiversity informatics*) pueden aportar soluciones.

Otro problema, no menos complejo, consiste en la interconexión de estas bases de datos para hacer posible el intercambio de información entre Sistema de Información y el posterior análisis conjunto de datos. Para que esto sea posible habrá que seguir los estándares de datos, y en algunos casos generar de nuevos. Este nivel superior de integración plantea nuevos problemas difíciles de resolver, ya que las entidades generadoras de datos están bajo la

tutela de administraciones de muy distinto tipo con tradiciones y mecanismos de trabajo propios y con centros de informática más preocupados por la seguridad que por solucionar los problemas diarios, que dificulta y dificultará la tarea de conexión. En este campo, muy activo en la actualidad, se están desarrollando un buen número de proyectos a muy distintas escalas. Destaca, a escala mundial, el proyecto GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*, <http://www.gbif.org/>), y a escala europea, el proyecto BIOCASE (*A Biological Collection Access Service for Europe*, <http://www.biocase.org/>). A escala regional presentamos aquí el "Banco de datos de biodiversidad de Cataluña" (BDBC), que recopila en un único portal una parte, ya notable, de la información de los organismos que viven en dicho territorio. El BDBC trabaja de manera transparente con el paquete de programas B-VegAna y entre ambos constituyen un autentico "Sistema de Información en Biodiversidad" formado por los datos y los programas que permiten su análisis.

La experiencia catalana: el Banco de Batos de Biodiversidad (BDBC)

Para trabajar en el camino de la unificación de los formatos de datos de biodiversidad y para ofrecer una ventana única de información pública sobre los organismos de Cataluña se creó, a través de un convenio entre la Generalidad de Cataluña y la Universidad de Barcelona, el Banco de datos de la biodiversidad de Cataluña (BDBC, accesible en la dirección <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>). Este banco de datos cuenta con un importante volumen de información (Tabla 1) y es ya una pieza clave para la toma de decisiones en la gestión y en la generación de políticas de conservación del patrimonio natural del territorio catalán. Aunque el Banco se formó en 1998 (año de firma del Convenio antes mencionado), la recopilación de datos de Cormófitos se remonta al 1993 gracias a un encargo del Departamento de Medio Ambiente y Vivienda del gobierno catalán. A partir del 1999 se amplió el proyecto a nuevos

Grupo biológico	Responsable taxonómico	Año de inicio	Número de taxones	Registros	Documentos informatizados
Cormófitos	X. Font	1993	5.028	1.499.190	809
Hongos	J. Llistosella	1999	4.447	57.332	400
Vertebrados	X. Ferrer	1999	836	124.376	1.510
Artrópodos	A. Serra	1999	8.964	109.471	1.703
Líquenes	N. Hladun	2002	1.372	26.931	77
Moluscos	M. Ballesteros	2002	1.186	14.002	144
Briófitos	M. Brugués	2004	-	-	-
Vegetación	X. Font	1993	-	19.008 inventarios	310
Totales=8	7	-	21.833	1.889.270	4.643

Tabla 1.- Responsable taxonómico, fecha de inicio de la recogida de datos, número de taxones tratados, volumen de citas y trabajos informatizados, para cada uno de los grupos taxonómicos incluidos en el BDBC (hasta octubre de 2005).

grupos taxonómicos y se unieron a él diversos responsables científicos bajo la dirección de X. Font (véanse fechas y relación de participantes en la Tabla 1).

Cada grupo taxonómico tiene asignado un responsable, encargado de resolver los problemas nomenclaturales y taxonómicos de las citas, filtrar, y en su caso rechazar, los datos no fiables y proporcionar la bibliografía a informatizar. En general, se ha empezado por la informatización de los datos aparecidos en las publicaciones recientes y se deja para el final los datos más antiguos. De momento no está prevista la informatización de las colecciones, tarea que, en principio, ha de corresponder a los centros depositarios. Todas las citas son, siempre que es posible, georeferenciadas a una malla UTM de, como mínimo, 10 Km de lado.

El Banco de datos de Biodiversidad de Cataluña (BDBC) lleva ya más de seis años en Internet y en la actualidad es posible la consulta de datos sobre vegetación, cormófitos, hongos, líquenes, vertebrados, moluscos y algunos grupos de artrópodos, y se encuentran en elaboración los datos sobre briófitos. En total, se hallan disponibles 1.889.270 registros, referentes a casi 22.000 taxones (véase la Tabla 1). Aunque es ya un proyecto bastante conocido (más de 80 referencias en *Google*), el número de consultas anual no cesa de aumentar; durante el año 2004 (el último para el que disponemos de datos completos) se realizaron cerca de 130.000 consultas. El perfil de usuario del BDBC es muy diverso, aunque hasta el momento, se observa un claro dominio de usuarios del ámbito universitario, seguido del personal de las administraciones públicas. Con la incorporación de fotografías de plantas se ha registrado en los dos últimos años un cierto aumento de consultas de aficionados a la naturaleza.

Para todos los grupos se han implementado numerosas consultas, agrupadas en cuatro apartados: florísticas (distribución y listas de especies por cuadrado UTM), bibliográficas, estadísticas y de conservación. Véase, como ejemplo, la ficha biológica de *Rhamnus alaternus* (Fig. 1), que incluye diversos parámetros biológicos (forma biológica, distribución general, floración, tamaño, amplitud altitudinal, etc.), así como los números cromosómicos, un mapa con el área de distribución y fotografías generales y de detalle de la planta. Al disponer el BDBC de un volumen relativamente elevado de datos corológicos de las plantas vasculares y de inventarios de vegetación es posible ya realizar consultas con un elevado componente de análisis. Por ejemplo, se pueden relacionar las comunidades (asociaciones y alianzas) con su composición florística, dibujar el mapa de distribución potencial de los taxones (en relación con 90 variables ambientales) y realizar determinaciones automáticas de inventarios mediante el módulo *Araucaria* de B-VegAna. Para los próximos años esta previsto seguir aumentando el número de registros de la Base y el número de grupos taxonómicos implicados. Pero se pretende también aumentar el esfuerzo en la depuración de los datos (*datacleaning*) a fin de reducir el número de redundancias.

B-VegAna

Aunque inicialmente el BDBC vino a resolver en gran parte los problemas de documentación antes mencionados, persistían algunas dificultades para el usuario (¿qué programas y qué estándares de datos usar para los datos de biodiversidad y cómo descargar y utilizar los datos del Banco?). Para intentar homogeneizar la toma de datos y su posterior análisis, en Cataluña se empezó a desarrollar a partir del año 2003 el paquete de programas que actualmente llamamos B-VegAna (Biodiversity & Vegetation Analysis). Este paquete está formado por siete módulos que reciben nombres genéricos de plantas (excepto uno, WebHerb). Cuatro de ellos (*Quercus*, *Fagus*, *Ginkgo* y *Yucca*) trabajan localmente en el ordenador del usuario y tienen una distribución libre y gratuita. La descarga de estos programas, así como las actualizaciones posteriores, se realiza automáticamente gracias a la tecnología *Java Web Start* (<http://java.sun.com/products/javawebstart/>). Cada módulo puede trabajar independientemente, pero todos ellos comparten un formato de datos común (en XML). Los tres módulos restantes (*Welwitschia*, *Araucaria* y *WebHerb*) corresponden a programas situados en servidores y no tienen una distribución libre. Todo el software de VegAna está desarrollado en lenguaje Java, por lo que es posible su ejecución en todas las plataformas que soporten la máquina virtual de Java (Windows, Linux, Mac, Solaris, etc.). Tanto los ficheros de datos como los ficheros de configuración de los programas se guardan en formato XML, por lo que pueden ser visualizados externamente mediante programas que soportan este estándar. B-VegAna está pensado para la informatización, la edición y el análisis de datos de biodiversidad y de vegetación, y su página principal se encuentra en <http://biodiver.bio.ub.es/vegana/>. Hasta la actualidad (octubre del 2005), se han realizado en esta página Web más de 6.000 descargas de los módulos de B-VegAna; el 48% de ellas corresponde a *Ginkgo*, el 30% a *Quercus*, el 14 % a *Fagus* y el resto (8%) a *Yucca*.

Módulo *Fagus*

Permite informatizar y recopilar citas florísticas para luego elaborarlas y generar etiquetas, floras, espectros, distribuciones, etc. Si las citas han sido ya informatizadas en el BDBC, existen opciones automáticas de descarga que mantienen toda la información original. Dichas citas pueden corresponder tanto a pliegos de herbario como a observaciones de campo como a datos bibliográficos. En cada cita se almacenan los datos básicos: el nombre del taxón, la identidad del autor, la fecha de la observación, la georeferenciación, etc. Además, es posible asociar a cada cita taxonómica nuevos campos definidos por el usuario, para lo cual hay que modificar el fichero de configuración. Mediante las opciones de búsqueda es posible agrupar las citas de diferentes tablas de acuerdo con el valor de un campo determinado, escogido por el usuario. Ello permite crear nuevas tablas (combinación de las originales) que contengan, por ejemplo, todas las citas de un taxón o todas las citas correspondientes a un determinado cuadrado UTM. Entre las herramientas de análisis destaca la elaboración de espectros o diagramas a partir de atributos de los taxones

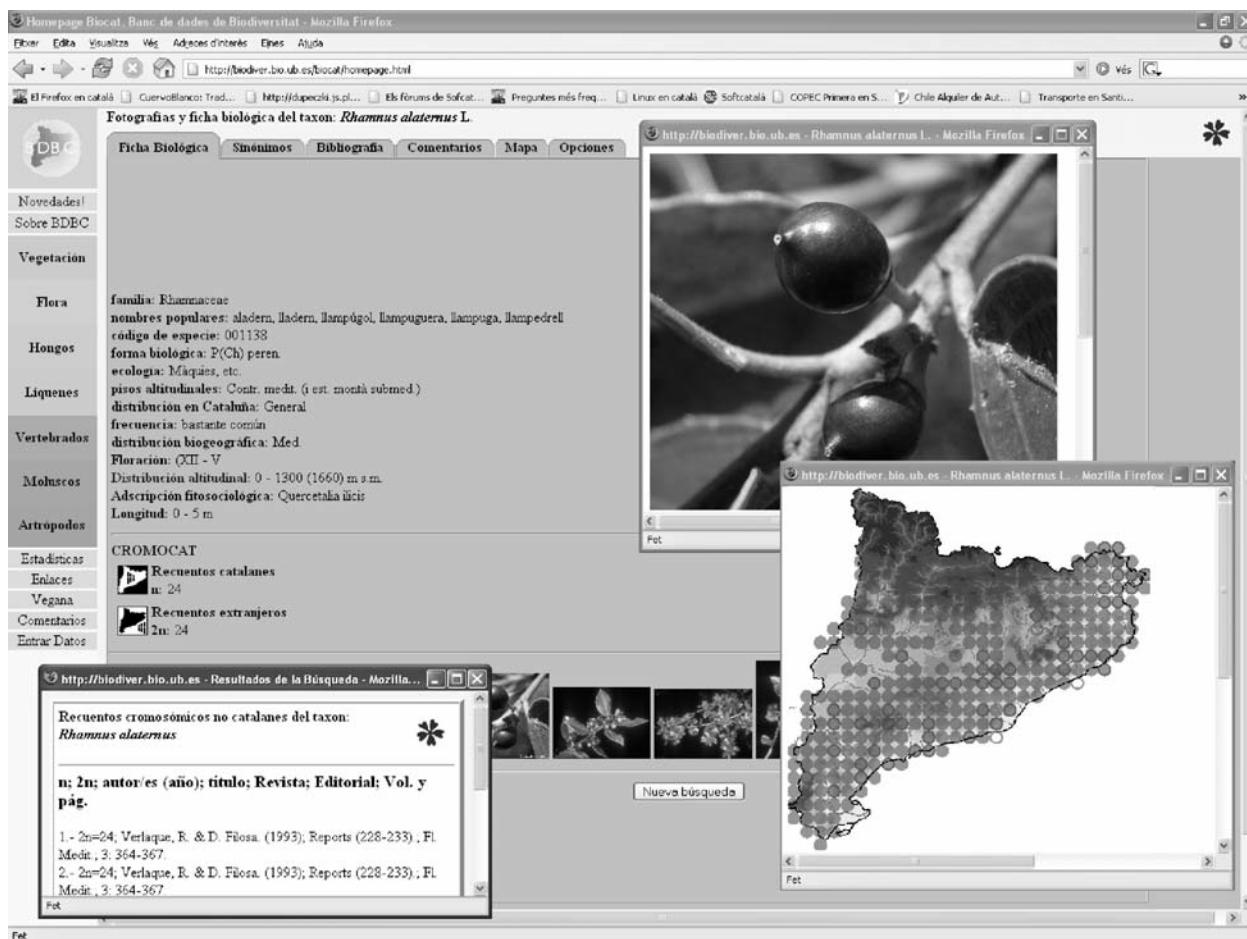


Figura 1.- Ficha biológica de un taxón con indicación de parámetros biológicos (forma biológica, floración, tamaño, amplitud altitudinal, etc.), números cromosómicos, área de distribución y fotografías. Datos accesibles en <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>.

(informatizados en el fichero tesauro), la realización de cartografía corológica (asociada al módulo Yucca) y la confección de catálogos, tipo flora, con todas las citas almacenadas en Fagus, ordenadas por taxones de manera alfabética o taxonómica. La flora generada se guarda en un fichero RTF. Como Quercus, Fagus necesita para su correcto funcionamiento un fichero tesauro de taxones; el mismo programa proporciona un editor para este tipo de ficheros (Figura 2).

Módulo Quercus

Se ha concebido como una herramienta de edición, tratamiento y almacenaje de inventarios de vegetación. Quercus surgió de la evolución de otro programa para gestionar inventarios de vegetación, desarrollado para el sistema operativo DOS, llamado XTRINAU (Font, 1990; Font y Ninot, 1995). Aunque QUERCUS es sobre todo un editor con las funciones de introducir, modificar y eliminar inventarios, permite opciones de consulta parecidas a las que se realizan en una base de datos; cada tabla de inventarios corresponde a un fichero físico. Para la definición de campos a considerar en los inventarios se han seguido las directrices propuestas por Mucina et. al (2000).

Como valores de abundancia de los taxones admite, tanto los coeficientes de la escala de Braun-Blanquet como porcentajes de cobertura como, simplemente, presencia/ausencia, lo que facilita que pueda ser usado por un amplio espectro de usuarios. Además es posible definir nuevos campos específicos para los inventarios y hacer búsquedas sobre ellos. Dado que Quercus es un editor de datos referentes a taxones, es obligatorio asociar dichos datos a un fichero tesauro de taxones. También es posible el uso de tesauros sintaxonómicos y bibliográficos. Quercus proporciona las herramientas necesarias para generar y actualizar todos los ficheros de los tesauros. En relación con la conectividad con los módulos restantes de B-VegAna, Quercus puede importar tablas del BDBC y los datos florísticos contenidos en los inventarios pueden exportarse fácilmente al módulo Fagus. Los inventarios se analizan estadísticamente en Ginkgo.

Módulo Yucca

Este programa es una herramienta de visualización cartográfica de información georeferenciada. Con Yucca se pueden generar mapas de distribuciones de taxones, sintaxones, número de citas florísticas, etc. Para ello es

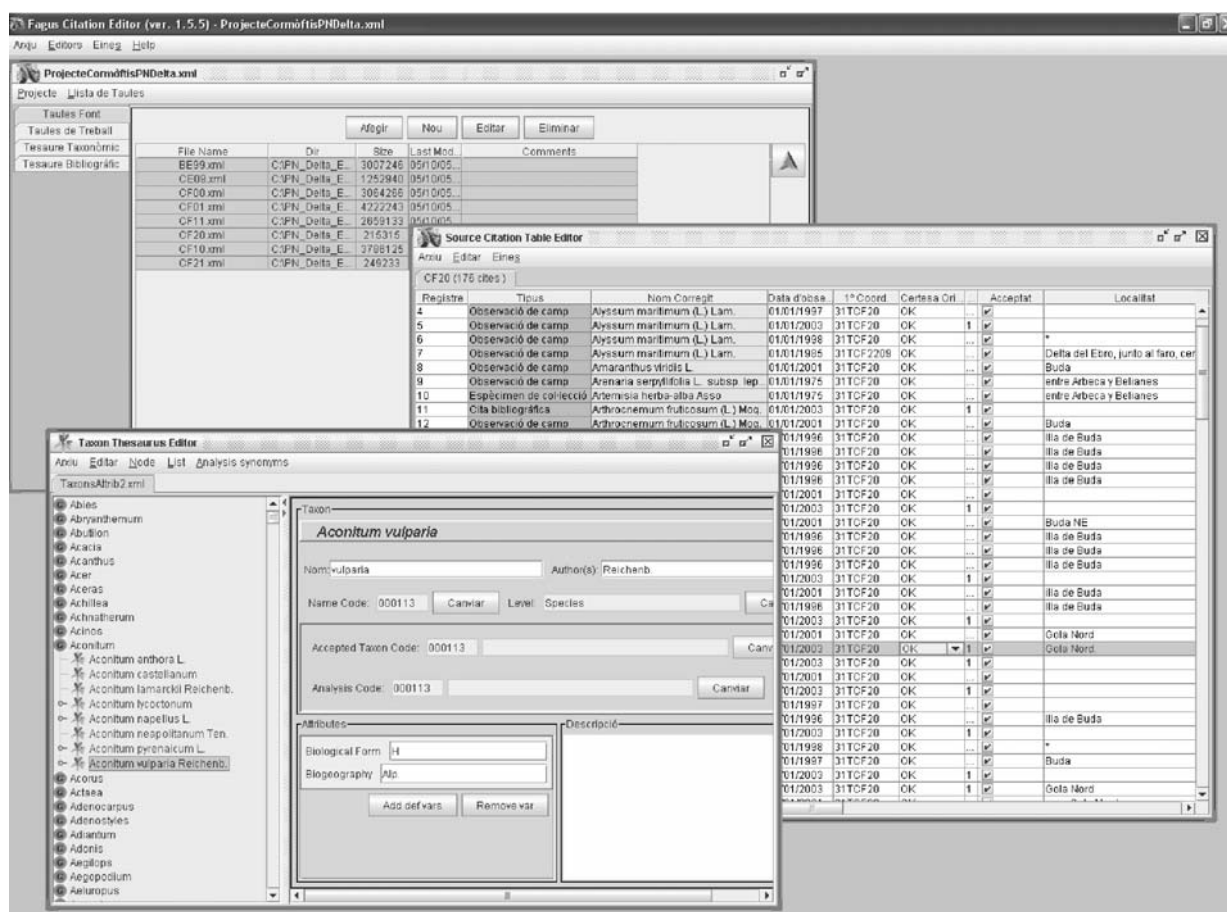


Figura 2.- Ventanas de trabajo (editor taxonómico, editor de citas y lista de tablas de trabajo) del editor Fagus.

necesario disponer de imágenes en formato jpg o gif con puntos de referencia para calibrar. Ambos editores, Quercus y Fagus, permiten que sus datos sean exportados y visualizados mediante Yucca (Fig. 3).

Módulo Ginkgo

Ginkgo facilita diversas herramientas de análisis multivariante a usuarios no expertos en estadística (Bouxin, 2005). La interfaz de usuario presenta 3 ventanas que proporcionan un marco integrado de trabajo para la exploración paso a paso de datos multivariantes. En primer lugar, permite elegir entre distintos coeficientes de similitud y disimilitud adecuados a los datos de los que se dispone. A continuación, puede ir siendo dilucidada la estructura de los datos, por medio de técnicas de ordenación y clasificación multivariante. Las operaciones que generan información añaden nuevos elementos a la ventana correspondiente. El programa permite guardar, tanto matrices de datos como resultados de análisis en un solo fichero de proyecto, con lo que un proceso largo de análisis de datos puede realizarse en varias sesiones. En la actualidad dispone de los siguientes métodos:

Ordenaciones:

- Análisis de Componentes Principales (PCA)

- Análisis de Coordenadas Principales (o *Metric scaling*, Gower, 1966)

- *Multidimensional scaling* No Métrico (NMDS, Kruskal 1964a, 1964b).

- Análisis Factorial de Correspondencias (CA, Hill 1973).

Clasificaciones:

- *Clustering* jerárquico aglomerativo (*Single*, *Complete*, *UPGMA*, *WPGMA*, *UPGMC*, *WPGMC*, *Ward's* y *beta* - flexible)

- *K-means* (MacQueen, 1967)

- *Fuzzy C-means* (Bezdek, 1981)

- *Possibilistic C-means* (Krishnapuram & Keller, 1993)

- Análisis discriminante lineal, cuadrático y basado en distancias (Cuadras et al., 1997)

Módulo Welwitschia

Se trata de un motor de sitios Web de biodiversidad, constituido por programas Java (principalmente *servlets*) que permiten publicar en Internet bases de datos de biodiversidad. El módulo está totalmente orientado a objetos, por lo que se adapta fácilmente a distintas estructuras de datos. Al funcionar a través del puente JDBC,

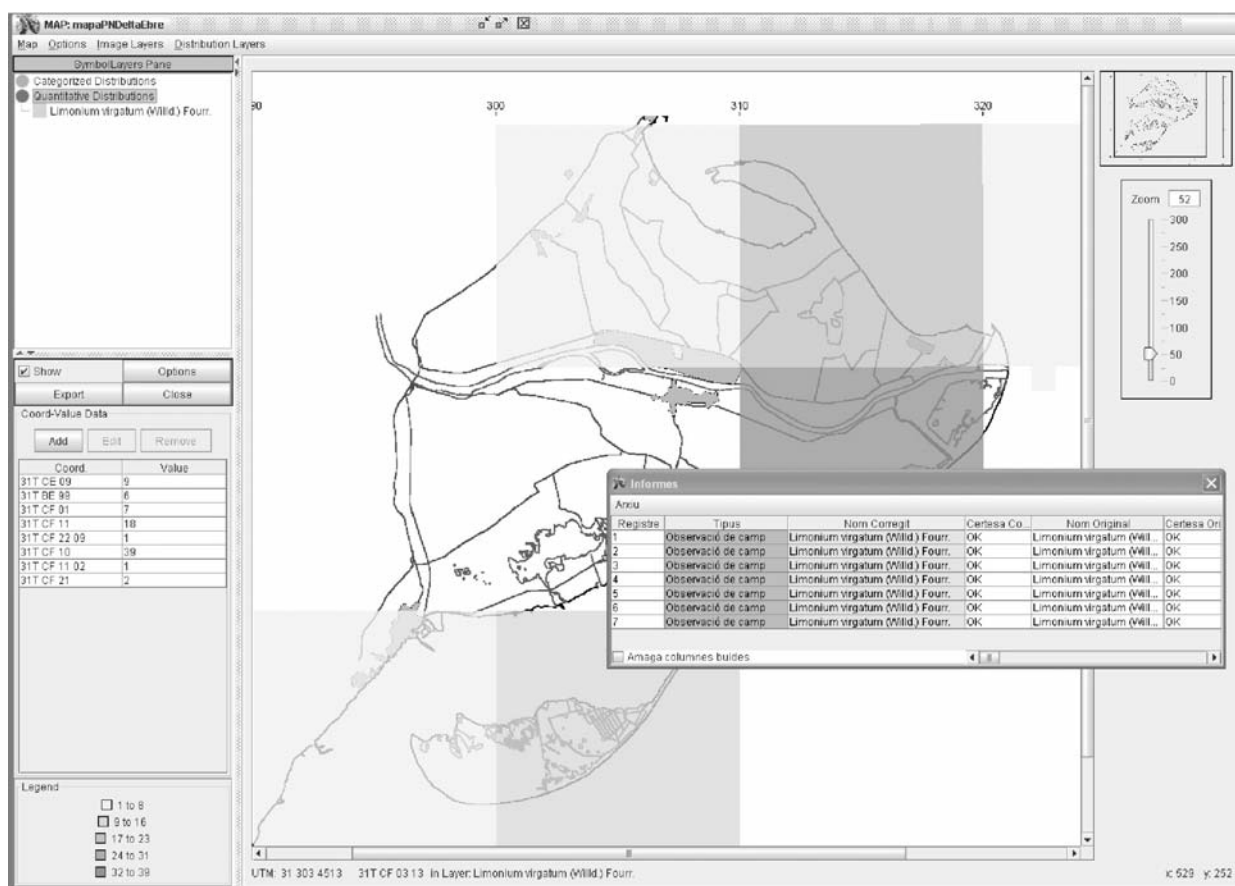


Figura 3.- Entorno de trabajo de Yucca, con la distribución de *Limonium virgatum* en el Delta del Ebro.

puede trabajar con casi cualquier gestor de bases de datos (DB2, Oracle, MySQL, PostgreSQL, etc.) y conectarse a bases de datos remotas. Aunque puede trabajar con cualquier contenedor de Java, sólo se ha ensayado con Tomcat (versión 5) (<http://jakarta.apache.org/tomcat/>).

La primera versión se programó para publicar las citas del BDBC. Actualmente se está trabajando en su tercera versión y en su implementación en el "Centre de Biodiversitat d'Andorra" del "Institut d'Estudis Andorrans" y en una prueba piloto de gestión de la biodiversidad en los parques naturales de Cataluña, financiada por el "Parc Natural del Delta de l'Ebre". En ambos casos se trata de informatizar los datos con Fagus y Quercus y publicar la información con el módulo Welwitschia.

Módulo Araucaria

Se trata de un sistema, aún experimental, de determinación remota de inventarios de vegetación. El conjunto de inventarios de la Base de Datos constituye "el cuerpo de conocimiento" y, mediante técnicas de clasificación numérica (el motor de decisión), el sistema Araucaria pretende proporcionar una ayuda a la determinación de inventarios. Araucaria (<http://biodiver.bio.ub.es/vegana/araucaria/>) consta de dos programas distintos. El primero es un gestor de la base de conocimiento con un motor de

decisión basado en el algoritmo *Possibilistic C-Means* (Krishnapuram & Keller 1993), con algunas modificaciones (De Cáceres et al., en revisión). Este módulo está implementado en un servidor y destinado al uso por parte de expertos en vegetación. Incluye todo lo necesario para introducir inventarios al sistema, gestionar grupos de sintaxones y áreas de clasificación y realizar determinaciones automáticas mediante el motor de decisión. El segundo programa es una aplicación cliente que proporciona el servicio remoto de determinación automática de inventarios de vegetación. A través de esta interfaz, un usuario no experto puede enviar por la red una tabla de inventarios y recoger el resultado de la determinación realizada por el sistema. Dicho programa se puede lanzar a través del módulo Quercus o a través de la Web del BDBC. De momento sólo se pueden determinar inventarios de las clases *Festuco-Brometea* y *Quercetea ilicis*.

Módulo WebHerb

WebHerb está pensado para la gestión de colecciones, muy especialmente herbarios. Se trata de una aplicación Java, con arquitectura de cliente-servidor basada en RMI, que interacciona con un gestor de base de datos mediante el lenguaje SQL, diseñada para trabajar de manera natural

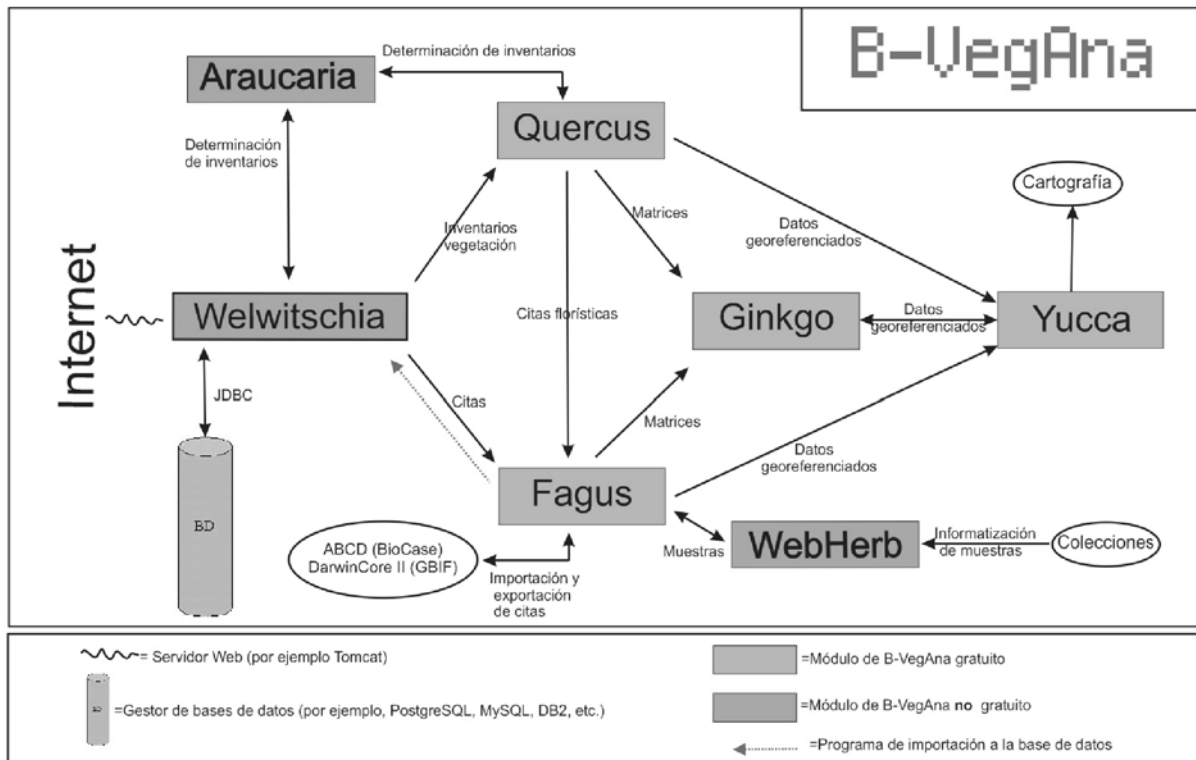


Figura 3.- Interoperatividad entre los módulos de B-VegAna y de estos con el BDBC y los estándares ABCD y DarwinCore II.

con XML, facilitando así su futura explotación Web. Acepta sinonimias múltiples, la nomenclatura prelineana, la multiplicidad de etiquetas o de taxones por pliego, las transcripciones de etiquetas, los ficheros asociados, la georeferenciación y otros campos que pueden interesar a los taxónomos o a los floristas. Por otra parte, también aporta herramientas para facilitar las tareas de los gestores y conservadores de herbario, tales como el préstamo-intercambio de especímenes, los tesauros de clientes o el historial de los pliegos. Este módulo está ya funcional en el Instituto Botánico de Barcelona.

Interacción entre módulos y opciones de importación/exportación

Como ya se ha comentado, tanto Quercus como Fagus pueden importar de manera transparente y gratuita tablas de inventarios y citas florísticas, respectivamente del BDBC gracias a *servlets* específicos del módulo Welwitschia (Fig. 4). De esta manera todos los datos recopilados, incluidos los ficheros tesauro, pueden ser editados y analizados localmente por los usuarios de B-VegAna. En sentido inverso, se ha programado una aplicación que permite cargar al BDBC los datos inéditos informatizados con Fagus, facilitándose así una retroalimentación de la base de datos. En relación con la conectividad de B-Vegana con los estándares internacionales, en la última versión de Fagus se han programado las opciones de Importación y exportación de ficheros XML con estructura DarwinCore II (estándar del proyecto GBIF, www.gbif.org) y parcialmente ABCD (estándar del proyecto BioCase).

Mediante la opción de copiar y pegar es posible exportar de manera estructurada a hojas de cálculo todas las tablas de datos de los módulos de B-VegAna. Además, recientemente se ha programado para Fagus una importación asistida de ficheros DBase.

Conclusiones

Los recientes avances en las tecnologías de la comunicación y la gran capacidad de cálculo y almacenamiento de datos de los ordenadores actuales están permitiendo nuevas experiencias en la integración, el análisis y la visualización de la información sobre biodiversidad, y están llevando al desarrollo de un nuevo campo de investigación, la informática de la biodiversidad (*biodiversity informatics*) como rama de la Bioinformática.

Un gran número de proyectos de informatización de datos se llevan a cabo en todo el mundo, tanto con datos procedentes de la colecciones como de vaciados bibliográficos; es importante no olvidar en este proceso la recogida de datos medioambientales. Un segundo nivel de integración los proporcionan las redes abiertas de base de datos. En este campo, especialmente activo en la actualidad, destacan las redes creadas por GBIF y BioCase.

A escala regional, el BDBC y los programas de B-VegAna forman un verdadero "Sistema de Información de la biodiversidad de Cataluña", con todos los datos accesibles a los usuarios y los programas específicos para manipularlos.

El acceso libre y masivo a los datos de biodiversidad y la facilidad de uso de estas nuevas herramientas de *software*,

traerán nuevas oportunidades a los investigadores y gestores y se facilitarán los trabajos de análisis cruzado de datos, de predicción de distribuciones y las síntesis de tipo ecológico.

Es de esperar que, a escala mundial, el gran volumen de datos sobre las especies que pronto estarán a disposición de los investigadores y los nuevos programas específicos que se están creando, tendrá un impacto similar al que ha tenido la Bioinformática molecular para el desarrollo de la genómica (Canhos, 2004).

Equipo de trabajo

Aparte de los siete de responsables taxonómicos mencionados en la Tabla 1, el equipo cuenta también Miquel de Cáceres, Rafael V. Cuadrada, programadores Java de B-VegAna. Los datos del BDBC han sido informatizados en los últimos ocho años por catorce becarios.

Agradecimientos El BDBC y los programas Java de B-VegAna se han elaborado gracias al soporte de distintos proyectos y a la ayuda de distintas instituciones, que relacionamos a continuación: "Comissionat per a Universitats i Recerca del "Departament d'Universitats, Recerca i Societat de la Informació" de la Generalidad de Cataluña (2001 FI 00269), Convenio de colaboración entre el Departamento de Medio Ambiente de la Generalidad de Cataluña y la Universidad de Barcelona para la elaboración de información sobre la biodiversidad y el patrimonio natural, Ayuntamiento de Barcelona, Instituto Botánico de Barcelona, "Museu de Ciències Naturals de la Ciutadella"; "Centre de Biodiversitat de l'Institut d'Estudis Andorrans" y "Parc Natural del Delta de l'Ebre".

Referencias bibliográficas

Bezdek, J. C. (1981): Pattern recognition with fuzzy objective functions. Plenum Press, New York.

Bouxin, G. (2005): Ginkgo, a multivariate analysis package. *Journal of Vegetation Science*, 16: 355-359.

Cáceres, M. de, Font, X., García, R. & Oliva, F. (2003): VEGANA, un paquete de programas para la gestión y análisis de datos ecológicos. VII Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre. Bellaterra.

Canhos, V.P., Souza, S., Giovanni, R., & Canhos, D.A.L. (2004): Global Biodiversity Informatics: setting the scene for a "new world" of ecological modeling. *Biodiversity Informatics*, 1, 2004, pp. 1-13.

Cuadras, C.M., Fortiana, J. & Oliva, F. (1997): The proximity of an individual to a population with applications in discriminant analysis. *Journal of Classification* 14, 117-136.

Font, X. & Ninot, J.M. (1995): A regional project for drawing up inventories of flora and vegetation in Catalonia (Spain). *An. Bot. (Roma)* 53: 99-105.

Font, X. (1990): XTRINAU (ver. 1.0). Un programa para la gestión de los inventarios fitocenológicos. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología 5: 531-539. Jaca.

Font, X., Cáceres, M. de & Cuadrada, R. (2001). La biodiversitat de Catalunya. L'Atzavara, Butlletí de la Sec. de Ciències Naturals del Museu de Mataró 9: 57-58. Consultable via Internet: <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>.

Gower, J.C. (1966): Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53, 325-338.

Hill, M. O. (1973): Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. *Journal of ecology* 61, 237-249.

Krishnapuram, R. & Keller, J.M. (1993): A possibilistic approach to clustering. *IEEE transactions on fuzzy systems* 1, 98-110.

Kruskal, J.B. (1964a): Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a non-metric hypothesis. *Psychometrika* 29(1), 1-27.

Kruskal, J.B. (1964b): Non-metric Multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29(2), 115-129.

MacQueen, J. (1967): Some methods for classification and analysis of multivariate observation. Proceedings of the fifth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability, pp. 281-297.

Mucina, L., Joop, H.J.S. & Rodwell, J.S. (2000): Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 11:769-772.

Antonio Rigueiro Rodríguez

Árboles singulares: una propuesta de conservación

Recibido: 24 Novembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen En el presente trabajo se hace referencia a los parámetros que normalmente se toman en consideración para la inclusión de un árbol como monumento vegetal y se comenta la evolución de la normativa española relacionada con la catalogación de árboles monumentales, para centrarnos posteriormente en el análisis de los trabajos más importantes sobre esta cuestión referidos a Galicia, que desde nuestro punto de vista son el Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia (1985), que recoge 260 monumentos vegetales, 102 en la provincia de A Coruña, 49 en la de Lugo, 39 en la de Ourense y 70 en la de Pontevedra, siendo el 20% de las 69 especies citadas autóctonas y el resto foráneas, y el libro Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia (2003), obra en la que se citan 345 ejemplares, 124 en la provincia de A Coruña, 63 en la de Lugo, 34 en la de Ourense y 124 en la de Pontevedra, siendo el número total de especies 117, el 17% autóctonas y el resto foráneas.

Palabras clave árboles monumentales, historia, catálogos gallegos

Summary In the present work the parameters usually taken into account to consider a tree as a plant monument as well as the evolution of spanish norms about cataloguing of monument trees are commented. Later, the article focuses on the analysis of the most important works on tree cataloguing in Galicia, which from our point of view are represented by the books 'Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia' ('Inventory of Outstanding Trees

of Galicia')(1985), which compiles 260 plant monuments: 102, 49, 39 and 70 in the provinces of A Coruña, Lugo, Ourense and Pontevedra respectively, being autoctonous 20% of the 69 cited species, and 'Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia' ('Monumental Trees in the Cultural Heritage of Galicia') (2003), where 345 specimens are cited from which 124 are in A Coruña, 63 in Lugo, 34 in Ourense and 124 in Pontevedra, representing 117 species, from which 17% are autoctonous.

Key words monument trees, history, galician catalogues

Introducción

En California, de donde son originarias, viven secuoyas gigantes (*Sequoiadendron giganteum*) de más de 3.400 años. Hasta que se descubrió un ejemplar de *Pinus aristata*, pino de las americanas Montañas Rocosas, de más de 4.500 años, la secuoya gigante se consideraba el árbol más longevo entre los vivientes en la actualidad (López Lillo & Sánchez 1999).

De todos modos, esta secuoya es el árbol más grande, en el sentido de voluminoso, del mundo, ya que puede alcanzar 100 m de altura y 27 m de perímetro en la base del tronco, por eso se llama también "árbol mamut", aunque la secuoya roja (*Sequoia sempervirens*), que igualmente puede ser milenaria, la supera en altura (Areses 1953).

Célebres son también el olivo de Getsemaní, que tuvo el privilegio de ser testigo de las lágrimas de Cristo, el mejicano ciprés calvo de la Noche Triste, bajo el cual el conquistador Hernán Cortés lloró amargamente su derrota, o el Castaño de los Cien Caballos, que vivió en el Etna hasta tiempos no muy lejanos, y, según la leyenda, en el interior de su tronco se abrigaron de un temporal Juana de Aragón y cien de sus jinetes con los correspondientes caballos; a finales del siglo XIX la circunferencia basal de su tronco medía 53 m.

En nuestro país crecen cientos -más de mil según algunos autores- de árboles autóctonos y foráneos merecedores de

Antonio Rigueiro Rodríguez
Departamento de Producción Vexetal. Universidade de Santiago de Compostela.
Campus Universitario s/n., 27002 Lugo
e-mail: anriro@lugo.usc.es

la consideración de monumentos vegetales en atención a su edad, tamaño, rareza, emplazamiento, porte, hermosura, aprecio popular o valor histórico, científico, cultural o de otro orden. Pueden servirnos de ejemplo árboles de larga vida, como los castaños, de los que es fácil encontrar ejemplares viejos y de notables dimensiones, gigantes vegetales convertidos en monumentos vivientes, algunos ya desaparecidos, como el de Sierra Nevada, cuyo tronco servía de vivienda a una familia, y el de Béjar, Salamanca, en cuyo tronco hueco residía un tornero que elaboraba vasos y otros útiles con su madera. Ejemplos vivientes notables son el famoso ciprés de Silos, símbolo poético y de la lengua castellana, el histórico roble de Guernica, la encina de Ambite (Madrid), que produce bellotas dulces y amargas y anuncia la felicidad de los desposados si la bellota tomada al azar y comida el día de los esponsales resulta ser dulce, el pino de las tres ramas, símbolo del nacionalismo catalán, el drago de Icod, árbol sagrado de los guanches y único español recogido en el Libro Guinness de los récords, o el pino manso de Fuente Piña, en Moguer (Huelva), entre cuyas raíces descansa el burro Platero (Ceballos & Ruíz de la Torre 1971, Viéitez 1992, Cursach 2002).

España es tierra de bosques. El tapiz vegetal natural más evolucionado, el que se establece siguiendo la sucesión vegetal, se corresponde en la mayor parte de nuestro territorio con diversos tipos de comunidades arboladas: bosques mediterráneos (encinares, alcornocales, quejigares, rebollares, pinares de pino piñonero, rodeno o carrasco), bosques atlánticos (robledales, hayedos, abedulares), bosques de montaña (pinares de pino silvestre, de pino negro), bosques azonales de ribera (alisedas, olmedas, saucedas, fresnedas), ...

Contaban los Clásicos que hace algunos milenios una ardilla podía desplazarse desde Gibraltar a los Pirineos saltando de árbol a árbol, sin necesidad de posarse en el suelo, en un relato, sin duda exagerado, pero que refleja la abundancia de los terrenos arbolados en aquellas épocas. En nuestros días las circunstancias son muy diferentes, los bosques naturales son escasos y, con frecuencia, merecedores de atención protectora, aunque todavía se conservan en ellos ejemplares arbóreos monumentales de especies diversas, mudos testigos de la historia y dignos de ser conservados.

Frecuentes han sido -y son todavía- las repoblaciones forestales en nuestros montes, con árboles del país en algunos casos y exóticos en otros, y también en estas masas arboladas artificiales crecen gigantes vegetales, árboles sobresalientes.

Pero es posiblemente la flora ornamental, autóctona y exótica, de parques y jardines públicos y privados la que atesora un mayor número de monumentos vegetales, debido tal vez a que en estos ambientes los árboles crecen cuidados, sin la amenaza del leñador o talador y, generalmente, con espacio suficiente para expresar toda su potencialidad.

Las circunstancias han cambiado también -y en este caso, afortunadamente, para mejor- en lo referente al aprecio social por estos monumentos vivientes. A título de ejemplo,

hace un par de décadas, cuando la administración autonómica gallega decidió elaborar un inventario de árboles sobresalientes de Galicia, muchos propietarios de árboles singulares veían con recelo una iniciativa que intuían que podía introducir limitaciones en el uso de sus predios, incluso algún ejemplar en vías de catalogación desapareció sin dejar rastro. Actualmente es mucho mayor la sensibilidad medioambiental de la sociedad, se ha asumido la conveniencia de cuidar la naturaleza, de gestionar con criterios de sostenibilidad los recursos naturales, de transmitir a las generaciones que nos sucederán un medio no deteriorado, de conservar los valores naturales, no solamente las especies y ecosistemas, sino también los paisajes valiosos, los elementos singulares. Sólo han pasado dos décadas y algunos de los que antes dudaban o incluso preferían que sus árboles monumentales no se catalogaran hoy se sienten orgullosos de poseer esos símbolos naturales y proponen su inclusión en los catálogos con el fin de que sean admirados, protegidos y cuidados.

Historia

El aprecio popular por los árboles singulares echa raíces en tiempos pretéritos. En las mitologías antiguas eran frecuentes los árboles sagrados, representantes de deidades y a los que se rendía culto (dendroidolatría). En más recientes calendas, a finales del siglo XIX y comienzos del XX, se prodigan las Sociedades de los Amigos del Árbol y las Fiestas del Árbol; un Real Decreto declaraba en 1915 obligatoria la celebración de la Fiesta del Árbol en todos los términos municipales (VIEJO FORESTAL, 1917).

A comienzos del siglo XX el ingeniero de montes D. Andrés Avelino de Armenteras (Armenteras 1903), publicó una relación de árboles notables en base a razones de tipo cultural. Pero el primer intento de elaborar un catálogo del arbolado singular y monumental de España lo protagonizó, en la segunda década del pasado siglo, la Revista de Montes, y, aunque los resultados no fueron los esperados, hay que reconocer que se dieron a conocer un número importante de árboles sobresalientes de España y del extranjero, además de realizar una importante labor de sensibilización social acerca de la conveniencia de la conservación de este patrimonio natural (Revista MONTES, nº 829, 1911; nº 1046, 1920). Otras publicaciones de la época testimonian el interés por el arbolado monumental, es el caso de la obra *“Algunos árboles y arbustos viejos de la provincia de Valencia”*, del ingeniero agrónomo D. Rafael Janini, que se edita en 1914.

El ingeniero de montes D. Ricardo Codorníu propuso en 1912 (Codorníu 1912) que la administración forestal se implicara en la catalogación y protección del arbolado singular, en el marco de la política de espacios naturales protegidos, propuesta que tiene eco en el desarrollo de la Ley de Parques Nacionales de 1916, concretamente en el Real Decreto de 23 de febrero de 1917, el cual en su exposición de motivos ya señalaba que “deben catalogarse los árboles que por su legendaria edad, como el drago de Icod; por sus tradiciones regionales, como el pino de las tres



Figura 1.- El ejemplar de *Metasequoia glyptostroboides* Hu & Cheng del Pazo de Lourizán es, con sus seis décadas, uno de los más viejos de Europa, ya que la especie, descrita a partir de restos fósiles, se descubrió viva en China a inicios del siglo XX.

ramas, junto al santuario de Queralt, o por su simbolismo histórico, como el árbol de Guernica, gozan ya del respeto popular". Los Distritos Forestales fueron los encargados, con resultados desiguales, de elaborar los catálogos provinciales que se refundirían en uno estatal, pero tampoco este intento fue fructífero y nunca se llegó a publicar el catálogo de arbolado singular previsto en el Real Decreto de 1917 (Pérez-Soba & Picos Martín 2000).

El Decreto 3768/1972, de 23 de diciembre, que modifica el Reglamento de la Ley de Montes de 1957, define en los términos que siguen la figura de protección Monumento Natural de Interés Natural: "formaciones naturales, elementos o particularidades del paisaje, tales como árboles gigantes, cascadas, grutas desfiladeros, quebradas, piedras bamboleantes, etc., cuya rareza, pintoresquismo, belleza u otras particularidades semejantes les hagan acreedores a una protección especial y a los que el Estado otorgue esta protección mediante la oportuna declaración". Esta norma introduce los principios de protección de los monumentos vegetales y de sanción de las infracciones que los dañen, extendiéndolos más allá de los montes públicos, alcanzando también los terrenos de titularidad privada, aunque no sean montes, pero no contempla la catalogación sistemática del arbolado singular (Pérez-Soba & Picos Martín 2000).

En la década de los 70 del pasado siglo las competencias de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial pasan a ser desempeñadas por el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), organismo que en el año 1974 dicta una Circular, inspirada sin duda por el ingeniero de Montes D. Antonio López Lillo, encaminada a la elaboración del Inventario de Árboles Monumentales de España, como base para su protección y conservación, "ya que algunos de estos ejemplares estaban expuestos a desaparecer por tala, fuego, enfermedades y plagas, y sobre todo, muchas veces, por desconocimiento de su valor". Las Delegaciones Regionales del ICONA recibieron el encargo de remitir a los servicios centrales los catálogos regionales, previéndose la publicación del inventario nacional en el año 1975. La respuesta también en este caso fue heterogénea, y, aunque se recopiló una interesante información, el inventario no llegó a completarse y no se publicó.

El primer catálogo español de árboles singulares con validez legal es el que deriva de la Ley 67/1984, de 29 de octubre, del Parlamento de Cantabria, de protección y fomento de especies forestales autóctonas, la cual dedica varios artículos a las medidas de protección de individualidades arbóreas notables. Posteriormente, varias Comunidades Autónomas (Cataluña, País Vasco, Navarra, Asturias, Baleares, Madrid, Aragón, Castilla-La Mancha, La Rioja, ...) han elaborado catálogos de su arbolado singular, dotándolos con frecuencia de un apoyo legal.

Entre las iniciativas que persiguen la catalogación y conservación de nuestro arbolado singular, además de las de las diversas administraciones, se han puesto en marcha otras lideradas por organizaciones no gubernamentales. Una de las más importantes es el proyecto Árboles Singulares de la Península Ibérica, desarrollado por la asociación Bosques Sin Fronteras, en colaboración con la Fundación Biodiversidad, la Obra Social de Caja Madrid y Repsol YPF, con la finalidad de estudiar, catalogar, conservar y divulgar las especies arbóreas más curiosas y singulares del territorio español.

Nunca como en la actualidad el patrimonio natural que constituyen nuestros árboles sobresalientes tuvo tanto protagonismo. Su conservación es hoy meta de las administraciones, asociaciones preocupadas por la conservación de la naturaleza y ciudadanos en general. Ojalá que haya acierto en las medidas para que las generaciones que nos sucederán puedan seguir contemplando esos monumentos naturales dispersos por nuestra geografía, que son testigos vivientes de nuestra historia, de nuestra cultura y de nuestra vida y costumbres, y que son parte cualificada de nuestra biodiversidad, patrimonio fitogenético y paisaje.

Parámetros y circunstancias a considerar para definir los árboles singulares

Los distintos catálogos regionales son heterogéneos, pues se basan en criterios dispares para seleccionar los árboles notables; algunos, por ejemplo, no se limitan al tipo biológico arbóreo, incluyendo también arbustos. Pero, en

general, hay concordancia en lo que se refiere a los valores intrínsecos de los monumentos vegetales que debemos tener en cuenta para incluirlos o no en los catálogos, destacándose fundamentalmente los siguientes factores, de los que normalmente confluyen varios en cada ejemplar sobresaliente (Pérez-Soba & Picos Martín 2001):

Morfología, Biometría y Productividad

Morfología y belleza: porte, textura o arquitectura de la parte leñosa, estructura y colorido del follaje.

Dendrometría: dimensiones destacadas (altura total, circunferencia normal y basal del tronco, altura de ramificación, diámetro de la copa).

Producción de madera, corcho, frutos, etc.

Edad: valor relativo, en función de la longevidad de la especie.

Singularidad taxonómica, biológica, corológica, ecológica o paisajística

Rareza taxonómica

Área reducida, distribución puntual o área marginal

Condición de endemismo, subendemismo, reliquia o relicto

Especie amenazada

Exotismo de la especie

Hábitat poco habitual

Integración en paisaje sobresaliente

Valor histórico, cultural, religioso, popular, simbólico o didáctico

Relación con eventos históricos

Vinculación con el folclore y con eventos populares (romerías, ferias, fiestas, peregrinaciones, etc.)

Carácter simbólico

Presencia en obras artísticas (artes plásticas, cinematografía, etc.)

Citas literarias

Relación con lo religioso

Interés didáctico

Relación con Bienes de Interés Cultural

Integración en Espacios Naturales Protegidos

Valor científico

Dendrocronología

Árboles "plus" fuente de recursos fitogenéticos

Importancia botánica

Longevidad y estrategias de supervivencia

Resistencia a plagas y enfermedades

Contribución a la conservación de la diversidad biológica animal

Protección

Como decíamos, en los tiempos que vivimos la humanidad se acerca a sus orígenes, volviendo su mirada a la naturaleza, creciendo la concienciación medioambiental de



Figura 2.- Carrasca de Cobas (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.), singular ejemplar de aciñeira en Valdeorras (Ourense).

la sociedad y, en consecuencia, la preocupación por una gestión sostenible de los recursos naturales y por la conservación de la diversidad biológica del Planeta. En ese contexto, no es de extrañar que preocupe también la conservación de los monumentos vegetales, patrimonio natural que es testimonio de generaciones humanas, y por lo tanto de nuestra historia y de nuestra cultura. Diversas iniciativas han surgido en nuestro país en los últimos lustros dirigidas a la protección de los árboles singulares, concretándose en muchos casos en normas legislativas. Comentábamos en párrafos precedentes que varias comunidades autónomas españolas disponen ya de instrumentos legales encaminados a catalogar y conservar los árboles sobresalientes, definidos generalmente como los ejemplares de cualquier especie, autóctona o foránea, situados en terrenos de propiedad pública o privada, que sean merecedores de medidas específicas de protección por el tamaño extraordinario para la especie, excelencia de porte, edad, vitalidad, rareza, situación, significación histórica, carácter simbólico o valor excepcional desde los puntos de vista corológico, ecológico, científico, cultural, didáctico, de reconocimiento popular, estético o paisajístico.

Las normas autonómicas incluyen, además del procedimiento de elaboración de los catálogos de árboles sobresalientes, que serán abiertos, permanentes y públicos, aspectos como los siguientes:

Prohibición de cortarlos y dañarlos o de encender fuego en sus proximidades

Establecimiento, de ser necesarias, de zonas periféricas de protección, en las que no se podrán realizar actividades que supongan peligro para los elementos catalogados.

Tratamientos culturales que deben estar informados por la administración competente.

Establecimiento, para los elementos catalogados que lo requieran, de planes de gestión, encaminados a su conservación restauración y mejora.

Necesidad de un estudio de incidencia ambiental para proyectos cuya ejecución puede amenazar elementos catalogados.

Servidumbres necesarias para la conservación de los elementos catalogados y para su señalización.

Referencia a que las normas de ordenación del territorio y de planeamiento urbanístico respetarán los elementos catalogados, y que los documentos referentes a la planificación de los Espacios Naturales Protegidos contemplarán las medidas necesarias para la conservación de los elementos catalogados existentes en los mismos.

Ayudas e indemnizaciones a los propietarios

Régimen de sanciones

Árboles singulares en la comunidad autónoma de galicia

Galicia es punto de encuentro de los mundos florísticos eurosiberiano y mediterráneo, lo que explica la presencia en su territorio de bosques naturales caducifolios mesófilos, típicos de la región florística eurosiberiana, como robledales o caballeiras, abedulares, hayedos, avellanedas y otros bosques pluriespecífico; perennifolios esclerófilos, característicos del dominio florístico mediterráneo, como encinares y alcornocales; y de transición, entre los que los rebollares son los más representados. Las elevadas precipitaciones que normalmente riegan las tierras gallegas favorecen la formación de cursos de agua, por lo que también son frecuentes los bosques azonales edafohigrófilos de ribera, alisedas, fresnedas y saucedas fundamentalmente. Otros tipos de comunidades arbóreas naturales, como los bosques laurifolios (de laurel común, de madroño, de acebo) o los bosques aciculifolios de tejo tienen representación limitada y con frecuencia carácter relíctico o serial. La secular deforestación, especialmente a lo largo del periodo histórico, mermó la superficie de estos bosques, a los cuales, según las leyes de la naturaleza, les corresponde el dominio de la mayor parte del territorio gallego, quedando reducidos a árboles diseminados, pequeños rodales o islas de dimensiones reducidas que se esparcen por Galicia, sobre todo en las vaguadas de las montañas, y especialmente en las del naciente gallego. En estos bosques crecen árboles longevos, como el carballo común, el carballo albar, el rebollo y el haya, alcanzando en algunos casos dimensiones y porte que los convierten en monumentos vegetales (Rigueiro 2003).



Figura 3.- En la Galicia costera son frecuentes los ejemplares monumentales de eucaliptos (*Eucalyptus globulus* Labill.). Pazo de Lourizán (Pontevedra).

Desde tiempos antiguos los habitantes de la Galicia rural cultivaron variedades selectas de castaños, creando en toda la región “soutos de castiñeiros”, pues la madera de estos árboles, muy durable y resistente, les era de gran utilidad, y sus frutos, las castañas, fueron durante muchos siglos una fuente importante de hidratos de carbono en la alimentación humana y del ganado doméstico. La enfermedad de la “tinta” diezmó los soutos gallegos, llegando a nuestros días representación de estos ecosistemas de gran valor económico, ecológico y paisajístico en comarcas del interior, de clima continental o mediterráneo, circunstancias que limitan el desarrollo de los hongos que causan la enfermedad. Es por ello que son las provincias de Lugo y Ourense las que cuentan con mayor número de ejemplares excepcionales de castaño, árbol muy longevo, que puede ser varias veces centenario e incluso milenario (Rigueiro 2003).

Desde mediados del siglo XVIII, época en la que se realizó el Catastro del Marqués de la Ensenada, hasta nuestros días la superficie arbolada gallega creció de forma espectacular, debido fundamentalmente a las repoblaciones forestales con especies arbóreas foráneas, entre las que adquirieron especial protagonismo el pino marítimo, bravo o del país, el pino silvestre, el pino insignie y el eucalipto blanco. En los montes gallegos crecen individuos de estas especies de dimensiones colosales y majestuoso porte (Silva Pando & Rigueiro 1992, Rigueiro 2003).



Figura 4.- Carballo (*Quercus robur* L.) sobresaliente en el Pazo de Cores (A Baña, A Coruña).

Pero un elevado número de árboles autóctonos y exóticos de carácter sobresaliente crecen en los pueblos, villas y ciudades de Galicia: en los recintos destinados a ferias y fiestas, en las proximidades de edificaciones de uso religioso, en los jardines públicos y privados, etc. Las provincias de A Coruña y Pontevedra, más pobladas y con clima más suave que las orientales, se llevan la palma en este apartado, siendo dignos de destacar, entre los jardines públicos o de propiedad pública, los de San Carlos y Santa Margarita en A Coruña, el Pazo de Mariñán en Bergondo, el Paseo de la Herradura en Santiago de Compostela, el Jardín Botánico Artístico de Padrón, el Parque y Carballeira de Caldas de Reis, la Alameda, Paseo de las Palmeras y Pazo de Lourizán en Pontevedra, el Parque del Castillo de Soutomaior en Soutomaior, y el Parque y Pazo de Castrelos en Vigo, y entre los de propiedad privada los Pazos de Santa Cruz de Rivadulla, de Oca, de Torrecedeira, de Torres Agrelo y de Rubiáns (Rodríguez Dacal & Izco Sevillano 1994).

En el año 1984, la Dirección General de lo Forestal y del Medio Ambiente Natural de la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Xunta de Galicia contrató a una consultora madrileña la realización del Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia (Xunta de Galicia 1985), documento que sale a la luz en 1985 y que recoge 260 monumentos vegetales, 102 en la provincia de A Coruña, 49 en la de Lugo, 39 en la de Ourense y 70 en la de Pontevedra. El 20% de las 69 especies citadas son autóctonas y el resto foráneas. Las especies más representadas son las siguientes: *Quercus robur* (41 ejemplares), *Castanea sativa* (21), *Pinus pinea* (14), *Pinus pinaster* (13), *Taxus baccata* (13), *Quercus suber* (10), *Eucalyptus globulus* (9), *Quercus pyrenaica* (8), *Juglans regia* (6) y *Magnolia grandiflora* (6). Los autores del trabajo

dejaron constancia escrita de las dificultades encontradas para conseguir información y del escepticismo, temores y cautelas de muchos propietarios.

Cinco lustros más tarde, en el año 2000, con una mayor concienciación medioambiental en la sociedad y en las administraciones públicas, la Xunta de Galicia protegió, incluyéndolos en la categoría de Monumentos Naturales, tres espacios cuya propiedad había adquirido y que contienen árboles monumentales: la Fraga de Catasós, en el ayuntamiento de Lalín, provincia de Pontevedra, en la que crecen castaños y robles excepcionales (Decreto 76/2000, de 25 de febrero), el Souto da Retorta, en el ayuntamiento de Vivero, provincia de Lugo, que incluye eucaliptos blancos considerados los de mayor tamaño entre los cultivados en el continente europeo (Decreto 77/2000, de 25 de febrero), y el Souto de Rozabales, en el ayuntamiento de Manzaneda, provincia de Ourense, con ejemplares varias veces centenarios de castaños (Decreto 78/2000, de 25 de febrero).

En el año 2003, Carlos Rodríguez Dacal y Jesús Izco Sevillano publican un libro Rodríguez Dacal & Izco Sevillano 2003), en el que se citan 345 ejemplares, 124 en la provincia de A Coruña, 63 en la de Lugo, 34 en la de Ourense y 124 en la de Pontevedra. El número total de especies son 117, el 17% autóctonas y el resto foráneas. Las especies más representadas son las siguientes: *Quercus robur* (47 ejemplares), *Castanea sativa* (20), *Eucalyptus globulus* (14), *Buxus sempervirens* (11), *Quercus suber* (8), *Fagus sylvatica* (7), *Taxus baccata* (7), *Camellia japonica* (7), *Magnolia grandiflora* (7), *Cedrus libani* (6), *Cryptomeria japonica* (6), *Cupressus sempervirens* (6), *Platanus x hispanica* (6) y *Ulmus x hollandica* (6).



Figura 5.- Olmo híbrido (*Ulmus x hollandica*) centenario en el Pazo de Lourizán (Pontevedra).



Figura 6.- Carballo (*Quercus robur* L.) monumental en el municipio de Carballo (Lugo).



Figura 5.- Castiñeiro de Pombariños en el Souto de Rozabales (Manzaneda, Ourense), espacio que fue declarado Monumento Natural por la Xunta de Galicia.

La mayor parte de los monumentos vegetales catalogados en Galicia son ejemplares que crecen en jardines y parques públicos y privados. Una prospección detenida de los bosques y masas arboladas de Galicia elevará considerablemente -en docenas y posiblemente cientos- el número de árboles singulares gallegos.

La Lei del Parlamento Gallego 9/2001, de 21 de agosto, de Conservación de la Naturaleza, en su artículo 52, prevé la creación del Catálogo Gallego de Árboles Singulares, en el que se incluirán los ejemplares y rodales cuya conservación sea necesario asegurar por sus valores naturales, culturales, científicos, educativos, estéticos o paisajísticos.

La Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia estudia actualmente la aprobación de un Decreto por el que se establecerán el procedimiento de declaración y las medidas de protección de árboles o rodales singulares en la Comunidad Autónoma de Galicia, que se incluirán en el Catálogo Gallego de Árboles Singulares.

Parece, pues, que, igual que en otras comunidades autónomas, vamos por un camino acertado y que pronto -esperemos que no sea demasiado tarde- el patrimonio natural que constituyen los árboles y rodales sobresalientes que crecen en Galicia contará con las necesarias medidas normativas, administrativas, técnicas y presupuestarias que garanticen su conservación y mejora.

Bibliografía

- Areses Vidal, R. (1953). Nuestros Parques y Jardines. Contribución al conocimiento de las plantas exóticas cultivadas en Galicia. Tomo I. Pontevedra. Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Armenteras, A.A. (1903). Árboles y montes: curiosidades artísticas e históricas de los montes. Imprenta de Ricardo Rojas. Madrid.
- Ceballos, L. & Ruíz de la Torre, J. (1971). Árboles y Arbustos de la España Peninsular. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias y Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Codorníu, R. (1912). Defensa de los monumentos naturales. Revista Montes, año 36, nº 857: 667-669.
- Cursach, B. (2002). Árboles Singulares de la Península Ibérica. Monumentos Vivos. Ambiência, Junio 2002: 61-65.
- López Lillo, A. & Sánchez, J.M. (1999). Árboles de España. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Merino, B. (1905-1909). Flora Descriptiva e Ilustrada de Galicia. 3 tomos. Tipografía Galaica. Santiago de Compostela.
- Pérez-Soba Díez del Corral, I. & Picos Martín, J. (2000). Antecedentes de la protección legal de los árboles singulares en España. Montes. Revista de Ámbito Forestal, 60: 72-80.
- Pérez-Soba Díez del Corral, I. & Picos Martín, J. (2001). Fundamentos para la catalogación y conservación del arbolado singular. Ciudad y Territorio, Estudios Territoriales, XXXIII (130): 723-736.
- Revista Montes (1911). Los últimos árboles de la libertad. Año 35, nº 829: 522-523.
- Revista Montes (1920). Catálogo de los árboles notables. Año 44, nº 1046: 588-589.
- Rigueiro Rodríguez, A. (2003). Bosques e Masas Arboradas. En: Reflexións sobre o Medio Ambiente en Galicia: 323-357. Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Rodríguez Dacal, C. & Izco Sevillano, J. (1994). Pazos de Galicia. Jardines y Plantas. Consellería de Presidencia y Administración Pública. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Rodríguez Dacal, C. & Izco Sevillano, J. (2003). Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Silva Pando, F.J. & Rigueiro Rodríguez, A. (1992). Guía das Árbores e Bosques de Galicia. Ed. Galaxia. Vigo.
- Viéitez Cortizo, E. (1992). Pasado, Presente y Futuro del Castaño. En: Especies Frondosas en la Repoblación en Galicia: 9-44. Servicio de Publicaciones de la Diputación Provincial de Lugo.
- Viejo Forestal (1917). Parques y Sitios Nacionales. Boletín de la Real Sociedad Española de los Amigos del Árbol, abril 1917: 4-5.
- Xunta de Galicia (1985). Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia (Inédito). 4 vol. Consellería de Agricultura, Pesca e Alimentación da Xunta de Galicia. Dirección Xeral do Forestal e do Medio Ambiente Natural. Santiago de Compostela.

Relatorio

Emilio Laguna Lumbreras

Microrreservas, conservación 'in situ' y planes de recuperación de flora amenazada

Recibido: 6 Setembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Abstract Microreserves, 'In Situ' Conservation and Recovery Plans of Threatened Flora. The establishment and evolution of the Plant Microreserves (PMRs) Network of the Valencian Community (Spain) and its relationship with the recovery plans for threatened species is explained. By the end of 2004, the Valencian Community held 230 PMRs legally declared, and ca. the 70% of the initial objectives for the network were achieved.

Keywords: Nature reserves, Endangered plants, Valencian Community.

Resumen Se explica el establecimiento y evolución de la red de microrreservas de flora (MRF) de la Comunidad Valenciana (España), así como su relación con los planes de recuperación de plantas amenazadas. A finales de 2004 la Comunidad Valenciana albergaba 230 MRF, y en torno al 70% de los objetivos iniciales de la red se habían cumplido.

Palabras clave: Reservas naturales, Plantas amenazadas, Comunidad Valenciana.

Introducción. Marco conceptual y génesis de la red de microrreservas

La conservación de especies amenazada de flora silvestre exige una importante coordinación entre medidas 'in situ' -dentro del hábitat- y 'ex situ' -fuera de éste-, habitualmente reforzadas en adecuadas acciones paralelas de tipo científico, educativo-formativo y legal (Given, 1994). Dentro

de este ámbito, la conservación 'in situ' de especies que habitan en espacios muy reducidos, adquiere cada vez mayor trascendencia, dadas las dificultades legales con que suele encontrarse y los particulares problemas que afectan a la conservación de sus hábitats -fragmentación poblacional, efectivos por debajo de números mínimos viables, necesidad de áreas tampón de conservación, etc.- (Kati et al., 2004), requiriendo a menudo esfuerzos adicionales en la planificación para su conservación (cf. Margules & Usher, 1981; Margules & Pressey, 2000).

Aparentemente, la mayoría de marcos normativos para la conservación de la naturaleza están previstos para grandes extensiones -cf. Klemm & Shine (1996), Klemm (1997)-, en tanto la flora singular, y particularmente las especies endémicas, parecen tender a patrones de concentración en microhábitats o ecosistemas de pequeña dimensión (Laguna, 1991, 1994). A su vez, las leyes sobre estas materias -p. ej., en el caso español, la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres- suelen conceder a los poderes públicos la potestad de intervenir intensivamente sobre la propiedad privada, estableciendo a tal efecto medidas altamente coercitivas -p.ej., capacidad expropiatoria- cuya adquisición obliga a procedimientos leales complejos, largos y laboriosos (de Klemm & Shine, op. cit.). Tales procedimientos obligan a las administraciones públicas al desarrollo de un importante esfuerzo adicional en términos de tiempo y recursos humanos, por lo que éstas han acabado por centrar sus prioridades en la conservación de grandes zonas; la experiencia demuestra que la declaración de una pequeña Reserva Natural no es mucho menos laboriosa que la de un gran Parque Natural, por lo que la 'rentabilidad' del esfuerzo político y administrativo de la protección legal sería mucho mayor en el segundo caso; en consecuencia, se tiende a dejar a un lado la protección de los sitios de superficie reducida, que a cambio serían de gran interés para la flora silvestre, los invertebrados, las especies sésiles de pequeña dimensión, etc. Sin embargo, parece evidente que las redes de grandes espacios protegidos deberían complementarse con otras de zonas

Emilio Laguna Lumbreras
Generalitat Valenciana, Conselleria de Territori y Vivienda.
Servicio de Conservación de la Biodiversidad
Francesc Cubells, 7
E-46011 Valencia.
e-mail:floraval@gva.es

pequeñas y numerosas, tal y como hemos discutido en Laguna et al. (2004a). Adicionalmente, las reservas o espacios protegidos de pequeña dimensión permiten optimizar la conservación concreta de especies con distribución metapoblacional o concentración en microhábitats de alta dispersión -cf. Järvinen (1982), Reznicek (1987), Tansley (1988), Lessica & Allendorf (1992) o Falkner & Stohlgern (1997)-, y poseen a menudo menores problemas de compatibilización de las actividades humanas tradicionales y pueden permitir una integración más sencilla de determinadas acciones para el desarrollo sostenible, tal y como indican Rosabal (2004) o Nantel et al. (1998). En el caso español, está específicamente demostrado que un sistema de protección de grandes áreas dejaría sin cobertura a gran parte de la flora amenazada (cf. Castro et al., 1996).

La cuenca mediterránea, y particularmente las penínsulas ibérica, italiana, griega y turca, están consideradas como un destacado centro de biodiversidad vegetal a nivel mundial (Davis et al., 1994; Médail & Quézel, 1997). Dentro de este ámbito, la Comunidad Valenciana, ocupando la parte central del litoral mediterráneo español, se perfila como una de sus áreas más relevantes, reuniendo una elevada proporción tanto de especies exclusivas -endemismos ibéricos e ibero-baleáricos- como plantas relikticas, representativas de antiguas condiciones climáticas ya casi desaparecidas (Laguna et al., 1998). La disposición de sus principales cordilleras -Ibérica y Bética- ha permitido que este territorio actuara como refugio y zona de concentración de especies en los últimos periodos glaciares, al tiempo que su alta diversidad de climas, altitudes y tipos de suelos y rocas, han permitido una extremización de los procesos selectivos de la flora silvestre (Laguna, 1994; 1999). Como resultado de tales procesos y situaciones, y conforme a los datos manejados en los últimos años (cf. Laguna et al., 1998), la Comunidad Valenciana alberga al menos 350 táxones endémicos ibéricos e ibero-baleáricos de flora vascular -niveles de especie y subespecie-, de los que 60 son exclusivos de las tierras valencianas. Igualmente (Laguna et al., 1998) puede hablarse de en torno a 150 especies considerada simultáneamente raras y amenazadas. Puede hablarse por tanto de al menos 500 táxones de especial relevancia para la conservación botánica; esta cifra se ha ampliado hasta el entorno de 600 táxones por Serra et al. (2000). Si como marco de referencia se considera la globalidad de táxones de flora vascular para los mismos rangos taxonómicos -3150 hasta nivel de subespecie, conforme a Mateo & Crespo, (2003)-, puede aseverarse que en torno al 19% posee un alto interés para las políticas de conservación de especies. La cifra antes indicada se revisa a la alza en la actualidad, con motivo de los trabajos preparatorios para la elaboración de una nueva lista roja valenciana de flora amenazada (cf. Laguna, 2004b).

A principios de la década de 1990, los estudios financiados desde la administración autonómica valenciana demostraron que, al menos en el caso de la flora endémica, existía una estrecha interrelación con los hábitats azonales e intrazonales, cuya evolución no depende estrechamente del clima local -p.ej., saladares, roquedos, etc.- y que a menudo aparecen en el paisaje en forma de microhábitats

(Laguna, 1994, 1998 y 2001a y b). Se observaba así que el 97% de las especies endémicas preferían vivir fuera de bosques y maquias evolucionadas. En torno a un tercio de tales endemismos se localizaban preferentemente en pastizales y matorrales, en tanto el resto colonizaban típicos microhábitats (Laguna, 1994 y 1995).

En aquellos momentos, el panorama normativo en torno a los Espacios Naturales Protegidos -en adelante 'ENP'-, estaba centrado exclusivamente en el modelo ya indicado en los párrafos iniciales, tanto en la normativa nacional -Ley 4/1989- como valenciana (cf. Llorens & Rodríguez Aizpeola, 1991), en tanto los resultados de los estudios sobre flora valenciana resumidos por Laguna (1994), aconsejaban la protección de enclaves de pequeña entidad mediante alguna tipología de espacio protegido de fácil declaración, fuera del estricto corsé de los tipos 'clásicos' que establecía la ya citada Ley 4/1989 -ver comentarios más detallados en Laguna (2005a)-.

Paralelamente, varios aspectos aconsejaban un posicionamiento en favor de la creación de una red de espacios protegidos de pequeña dimensión y fácil declaración para la flora valenciana:

- La necesidad, si cabe más urgente que la de la protección de sitios para un reducido número de especies más amenazadas, de generar una amplia red de parcelas experimentales 'protegidas' -para garantizar el estudio a largo plazo-, representativa de toda la flora singular y particularmente de la endémica (Laguna, 2001b y 2002a). Esta era una exigencia creciente del mundo de la investigación botánica, que incluía, en la medida de lo posible, la protección de localidades clásicas botánicas, sintipos fitosociológicos, etc.
- La existencia, en suelos públicos dependientes de la administración valenciana, y en particular del gobierno regional -Generalitat Valenciana-, de poblaciones de casi todas las especies endémicas, lo que hacía innecesario intervenir sobre la propiedad privada. Para los casos urgentes de intervención -especies más amenazadas-, el marco normativo previo -Ley 4/1989- ya disponía de mecanismos extraordinarios suficientes, como la declaración de zonas como Reserva Natural o Monumento Natural, especialmente aptos para zonas de pequeña dimensión -cf. Laguna (2001a)-.
- La necesidad de generar modelos alternativos de gestión en terrenos de propiedad privada (v. SHINE, 1996), potenciando la actividad de propietarios especialmente comprometidos con la conservación de la naturaleza (fundaciones, colectivos conservacionistas, biólogos, etc.) y con la filosofía de la custodia del territorio (v. Laguna, 2001c y 2002b). Esta potenciación, que podría actuar a largo plazo un efecto como modelo expansivo, sería siempre más fácil de abordar para la flora silvestre en microhábitats, ya que las áreas naturales a manejar son de menor dimensión.
- La conveniencia de complementar los grandes ENP con zonas 'ad hoc' para micropoblaciones, incluso fuera de zonas tampón de aquellos -ver comentarios y discusión de Cabeza & Molainen (2001) y Kati et al. (2001)-, y de establecer áreas de conservación para una amplia

representatividad de hábitats, no sólo de especies (cf. Maddock & Du Pleiss, 1999). Adicionalmente, en las zonas del planeta con alta riqueza florística, debería darse suficiente cobertura de conservación a las especies endémicas aun sin estar amenazadas (cf. Cowling & McDonald, 1998), lo que además constituye un mandato normativo en España dentro de la Ley 4/1989.

- La necesidad de que la protección de espacios pequeños no se restringiera, como venía ocurriendo con la figura de Reserva Natural -antigua Reserva Integral, espacios protegidos tipo I de la UICN-, a zonas con exclusión generalizada de actividades humanas, ya que en muchos casos las especies botánicas singulares están estrechamente ligadas al aprovechamiento tradicional del territorio -p.ej., plantas de matorrales heliófilos y pastizales, cuya extensión natural y biodiversidad serían sustancialmente inferiores si se abandonan actividades extractivas de bajo impacto, pastoreo, etc. (Webb, 1997; Laguna, 2005b).

A la vista de lo anterior, se planteó entre 1991 y 1994 una nueva figura técnica y legal de espacio protegido para la conservación 'in situ' de la flora, cuyos detalles se especifican más adelante en el apartado de 'Material y Métodos', y que recibió el nombre de 'Microrreserva Vegetal', popularizado posteriormente como 'Microrreserva de Flora'. Para obtener una visión rápida de su significado y contenido se recomienda acceder a la información sinóptica de Deltoro et al. (en prensa), accesible vía internet -ver mención en el apartado de referencias bibliográficas de este artículo-.

Material y métodos

Figura legal de la Microrreserva de Flora (MRF)

La figura de 'Microrreserva Vegetal' está establecida por el Decreto 218/1994 de 17 de octubre, del Gobierno Valenciano. Una MRF es una zona de hasta 20 ha, que se declara por Orden de la Consellería de la Generalitat Valenciana competente en materia medioambiental en virtud de la posesión de especies singulares -endémicas, raras o amenazadas- y a fin de garantizar su estudio y conservación activa, sobre terrenos de disposición de la Generalitat Valenciana, o privados propuestos por sus propietarios -para ser gestionados por éstos conforme a criterios científicos y técnicos designados desde la Generalitat Valenciana-, y en los que se prohíbe la alteración de la flora y el sustrato -suelo, agua, roca- aunque se mantienen niveles compatibles de las actividades tradicionales que conforman la riqueza florística -pastoreo, extracción vegetal selectiva, etc.-. La Orden de declaración contiene un plan de gestión de la zona, por lo que, a diferencia de la mayoría de sitios protegidos, no es necesario esperar un periodo prolongado para su reglamentación y funcionamiento activo. Laguna (2001a y 2002a) exhibe en detalle las diferencias entre una MRF y las Reservas Naturales de pequeña dimensión, conforme al marco normativo existente en la Comunidad Valenciana.

Objetivos del periodo 1994-2004

La concepción de las MRF se ha modelado, en una primera fase (1994-2004), en generar una red de terrenos donde estén representadas, como mínimo, una población de cada una de las especies endémicas ibéricas valencianas de flora vascular terrestre o epicontinental (Laguna, 2001a), dejando para fases posteriores el resto de la flora singular -incluyendo las especies raras o amenazadas no endémicas, propias de ambientes naturales-, las plantas no vasculares y hongos, y la flora béntica marina. No obstante, para la selección y declaración de zonas se ha prestado especial atención a los microhábitats de alta concentración de flora eurosibírica relictas, habitualmente no endémica, intentando estimarse la efectividad del modelo de microrreservas para tales táxones (cf. Laguna et al., 2004a).

Selección de zonas

Las zonas para una red básica -hasta 150 sitios- se seleccionaron en la primera mitad de la década de 1990 mediante consulta a un panel de expertos -botánicos investigadores de todas las universidades valencianas con departamentos de Biología Vegetal o equivalentes-, ampliada posteriormente mediante las aportaciones de expertos locales -agentes medioambientales, naturalistas, etc.-. De modo más reciente, se ensaya además con carácter experimental la selección mediante áreas de superposición de citas de flora singular en Sistemas de Información Geográfica (GIS). Los procesos de selección y señalización de zonas han sido especialmente detallados por Laguna (2002a).

Señalización

La señalización se encuentra regulada normativamente por la Generalitat Valenciana e incluye hasta 3 tipos de señales:

- Perimetrales, verticales y poco llamativas, que indican el perímetro. Pueden colocarse con un año de antelación a la declaración, a fin de dejar patente el deseo de declarar una zona protegida en el terreno donde se ubicará la microrreserva.
- Indicativas, de color destacado -habitualmente rojo-, colocadas a cierta distancia antes de las microrreservas en áreas sometidas a mayor frecuencia de tránsito humano. El aspecto llamativo de estas señales facilita que gran parte de los visitantes de la zona crean haber entrado en la zona protegida -aun sin estar aún en ella-, ayudando a generar una zona tampón perimetral, sin merma de que dicha zona o medidas complementarias puedan estar definidas en el plan de gestión. Igualmente se ha observado que ayudan a prevenir el vandalismo, ya que quienes lo practican se conforman con dañar o destruir dichas señales sin avanzar más hacia la zona realmente protegida.
- Carteles, con o sin pictogramas orientativos de actividades permitidas o prohibidas. Se procura en este caso que la mayoría de actividades señaladas sean las permitidas, lo que evita una reacción inicial negativa del visitante.

Gestión

Para la gestión administrativa y técnica de todo el programa valenciano de conservación de flora silvestre -ver elementos de la estrategia de conservación en Laguna et al. (1998)-, compartiendo las actividades de la red de microrreservas con las de diseño y desarrollo de planes de recuperación de cada especie botánica amenazada, se ha dispuesto en el periodo 1997-2004 de 8 técnicos superiores -biólogos y farmacéuticos especializados en Biología Vegetal- incluyendo tanto a funcionarios (2) como a especialistas escogidos mediante procesos selectivos de pública concurrencia (6), elegidos por su elevado conocimiento sobre flora endémica o amenazada. Tales técnicos se adscribieron al Servicio de Conservación de la Biodiversidad de la Generalitat Valenciana (cf. Laguna, 2002a), tanto en los servicios centrales -2 para dirección, coordinación, trámite normativo, etc.- como en los territoriales o provinciales -6, a razón de 2 por cada una de las 3 provincias valencianas (Castellón, Valencia y Alicante).

Financiación

En el periodo 1994-2004 se ha dispuesto de un presupuesto medio en torno a 400.000 €/año para todo el programa valenciano de conservación de flora, de los que en torno al 30% se ha destinado a la selección de zonas, tramitación y declaración de microrreservas de flora, así como a su señalización y trabajos marcados por los planes de gestión. Esta financiación ha provenido de la Generalitat Valenciana y de la ayuda recibida desde la Comisión Europea a través de los proyectos LIFE-Naturaleza 'Creación de la red de microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana' en 1994-1998 y 'Conservación de Hábitats Prioritarios en la Comunidad Valenciana' para 1999-2003. Las acciones básicas del primer proyecto citado se han descrito en detalle por Laguna (2002a, 2004a) y Olivares (2003), en tanto los del segundo pueden encontrarse en los trabajos de Laguna et al. (2003a y 2004b).

Subvención a microrreservas privadas

La red de MRF se compone de una subred 'pública' -la directamente gestionada por la Generalitat Valenciana en terrenos de su propiedad o libre disposición de actuación en conservación de la flora silvestre, incluyendo la actividad

condicionada a la potestad estatal dentro del Límite Marítimo Terrestre y el Dominio Público Hidráulico- y otra 'privada' -tanto para personas físicas o jurídicas de derecho privado, como para los ayuntamientos en terrenos de su plena disposición, no adscritos al Catálogo de Montes de Utilidad Pública de la Comunidad Valenciana-. La subred privada se nutre de terrenos de personas o entidades interesadas o implicadas en acciones de conservación de la naturaleza, que quieran ser protagonistas de dicha actividad en sus propiedades (cf. Laguna, 2001c); ello implica que en tal caso la acción de la Generalitat Valenciana es de mera tutela. Para su captación y gestión existen dos tipos de ayudas:

- Tipo I: Compensación económica, prácticamente simbólica -muy inferior al valor de los terrenos- y única -se da una sola vez y no se repite, ni siquiera en el caso de transmisión de la propiedad-. Esta compensación ayuda, al menos moralmente, a sobrellevar las molestias que genera para el propietario el trámite administrativo, incluyendo la modificación obligatoria de la escritura de propiedad, y en su caso la inscripción de cargas registrales. Se trata de una ayuda económica pre-tasada -precios fijos para cada tipo de vegetación-, sin posibilidad de prorrateos, aunque en su cálculo entran coeficientes que incrementan la subvención si se poseen especies protegidas, hábitats prioritarios u otros elementos preferentes para la conservación.

- Tipo II: Ayuda, hasta el 100% de subvención, para el desarrollo de proyectos de conservación activa de la flora, investigación o educación ambiental asociados, que vayan a desarrollar los propietarios en las MRF de su propiedad.

Adicionalmente, se habilitan fondos para ayudar a que ONG o Universidades puedan adquirir terrenos a declarar como MRF. Todos los tipos de subvención poseen una convocatoria permanente abierta cada año, y los aspirantes a recibirlas pueden hacerlo en dos modalidades:

- De pre-microrreserva, para obtener la compensación económica del tipo I. A partir de la adjudicación están obligados a gestionar la zona como si fuera una MRF, aunque normalmente se tardará aún uno o dos años en su declaración formal. Si el propietario cambia de opinión, puede renunciar a la ayuda, o devolver ésta más los intereses si ya la ha recibido, antes de la declaración formal de la MRF.

- De MRF, o de pre-MRF en trámite de declaración, para obtener la ayuda Tipo II.

PROVINCIA	Nº de MRs declaradas por año						SUMA
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
Castellón	14	0	22	0	0	25	61
Valencia	0	29	18	16	22	12	97
Alicante	0	33	23	0	11	5	72
TOTAL C.V.	14	62	63	16	33	42	230

Tabla 1.- Evolución de la declaración de microrreservas (1998-2003).

Restauración y acciones paralelas

Las actuaciones de restauración se planifican y desarrollan 'ad hoc' para cada MRF y han de estar preferentemente recogidas en el plan de gestión (cf. Laguna, 2005b, para las aplicaciones a diversos tipos de pastizales). Para su desarrollo se ha dispuesto de diversas áreas de producción 'ex situ' de especies singulares tanto propias de la Generalitat Valenciana -invernaderos y umbráculos para plantas terrestres y acuáticas- como concertadas con el Jardín Botánico de la Universidad de Valencia y el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (Escribá et al., 2002; Laguna, 2002c). Paralelamente se han desarrollado acciones de tipo formativo e informativo, y de implicación de la población local, que por su diversidad y extensión no siguen modelos concretos, sino que se diseñan específicamente para cada microrreserva, especie o problema concreto a abordar.

Resultados

Red de Microrreservas de Flora

La declaración formal de microrreservas de flora se inició en noviembre de 1998, finalizando en su primera fase en diciembre de 2003; durante 2004 y parte de 2005 se han centrado los esfuerzos en analizar los resultados obtenidos, a fin de replantear objetivos y diseñar el desarrollo de una segunda fase con comienzo en 2005. Entre 1998 y 2003 se han publicado 12 Órdenes de protección por las que se declaran oficialmente 230 microrreservas, que cubren unas 1447,1 ha de terreno. De ellas, 30 son privadas o municipales (13% del total), y 200 (87%) son de gestión directa de la Generalitat Valenciana. En el caso del modelo de gestión privada -incluido el caso municipal en terrenos que no son de Utilidad Pública-, 13 de las 30 zonas corresponden a ayuntamientos, 9 a ONG y fundaciones conservacionistas, y 8 a propietarios privados individuales.

Los datos de evolución en el número de zonas declaradas se indican en la Tabla 1. El ritmo de declaración ha sido variable, y en parte ha estado condicionado por las exigencias del cumplimiento de los proyectos LIFE a los que iban asociados los fondos del programa de creación de la red de MRF, que obligaban a hacer un esfuerzo especial en el bienio 1999-2000 y en el año 2003.

La Figura 1 explicita la distribución geográfica de la red, dentro de los límites administrativos de la Comunidad Valenciana. Como puede observarse hay áreas específicas de concentración, que corresponden a los grandes núcleos geográficos de especiación vegetal, con contenido más reseñable en plantas endémicas -p.ej., extremo NE de la provincia de Alicante-, o en su caso en relictos de vegetación eurosibírica -caso del N de Castellón-.

En la Tabla 2 se detalla la distribución por clases de tamaños de 5 en 5 ha, mientras en la nº 3 se desglosa el caso de las que miden de 0 a 5 ha de superficie total. Las microrreservas más pequeñas miden en torno a 0,1 ha -caso de 6 zonas-; en el caso opuesto, existen hasta 12

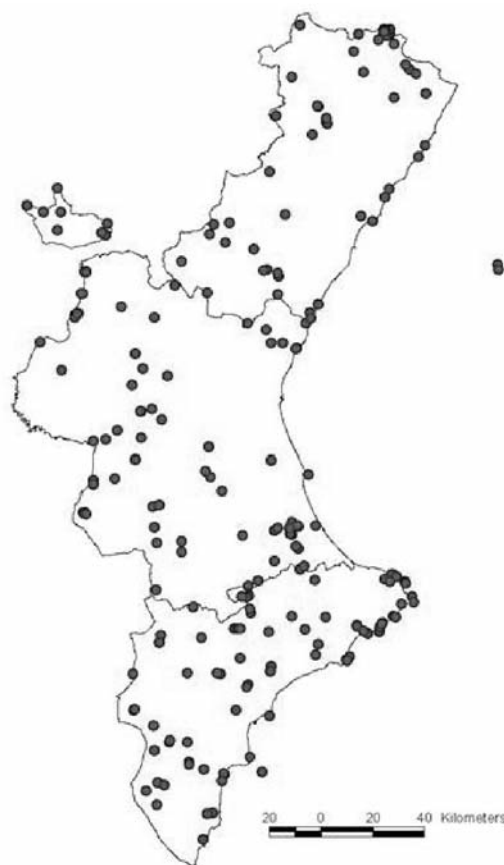


Figura 1.- Distribución de la red de microrreservas en la Comunidad Valenciana.

microrreservas con la extensión máxima permitida de 20 ha. Como puede observarse en la Tabla 2, 136 MRF (el 59% del total) se sitúa entre 0 y 5 ha; a su vez, si se suma el número de MRF de entre 0 y 2 ha -primera y segunda filas de clases de tamaño de la Tabla 3, se observa que la cifra alcanzada, 94 MRF, roza el 41%. Puede asegurarse en consecuencia que las zonas escogidas, habitualmente en concordancia con la tipología de hábitats a proteger, tienden a poseer una superficie muy pequeña, notablemente inferior al máximo establecido de 20 ha, y alejado de la superficie que les correspondería por el mero cálculo de la media aritmética ($1447,1 \text{ ha} / 230 \text{ MRF} = 6,29 \text{ ha por microrreserva}$). No obstante, la experiencia viene demostrando la necesidad de ampliar en el futuro el área máxima, sobre todo para

Tamaño (ha)	Nº de microrreservas	Superficie que ocupan (ha)
De 0,1 a 5,0	136	233,2
De 5,1 a 10,0	40	279,4
De 10,1 a 15,0	15	191,1
De 15,1 a 20,0	39	743,4
SUMA	230	1447,1

Tabla 2.- Tamaño de las zonas declaradas hasta finales de 2003.

Tamaño (ha)	Nº de microrreservas	Superficie que ocupan (ha)
De 0,1 a 1,0	58	35,6
De 1,1 a 2,0	36	51,4
De 2,1 a 3,0	16	39,2
De 3,1 a 4,0	12	43,5
De 4,1 a 5,0	14	63,5
SUMA	136	233,2

Tabla 3.- Distribución por tamaños de las zonas de 0 a 5 ha (136 microrreservas) declaradas hasta finales de 2003.

garantizar la conservación de buenos rodales de vegetación forestal, cuyas superficies mínimas funcionales aconsejan trabajar con extensiones más amplias.

En relación a los hábitats, la red de MRF contiene representación, en distinto grado de calidad, de todos los tipos de hábitats mayores de la Directiva 92/43/CEE presentes en la Comunidad Valenciana (hasta 69 tipos diferentes). De ellos, 53 (76,8% del total) están priorizados para acciones de conservación en los planes de gestión de las microrreservas. Los planes de gestión han priorizado medidas específicas de conservación para 1012 poblaciones de 443 táxones (435 de ellos son de plantas vasculares), aprox. el 70% de las especies singulares valencianas.

El contenido exacto en especies de la red de MRF se desconoce, ya que para la declaración de una zona concreta no se exige rastrear toda su composición vegetal, sino centrarse exclusivamente en la localización y censo de un grupo preferente o prioritario de plantas; cada plan de gestión puede indicar varias especies por MRF, que deben ser objeto futuro de seguimiento y de acciones prioritarias de conservación -p. ej., sus semillas deben recolectarse regularmente para incorporarse al banco de germoplasma de flora valenciana, copropiedad de la Generalitat Valenciana y del Jardín Botánico de Valencia-. Las 12 órdenes de declaración de MRF han priorizado un total de 1012 poblaciones de 443 especies botánicas -de ellas, 1004 poblaciones y 435 especies corresponden a flora vascular-. De las anteriores, al menos 420 pueden considerarse especies-objetivo, incluidas en los 600 táxones de flora singular a los que se hizo referencia en la introducción de este artículo; en consecuencia, el 70% de dicha flora singular posee ya al menos una población priorizada para su conservación en la red de MRF. Datos concretos sobre la importancia de la red en función de las especies y poblaciones protegidas se han detallado por Laguna (2004a), aunque en lo relativo a la flora endémica baste indicar que incluye la única población mundial de *Limonium perplexum*, las mejores poblaciones mundiales de *Thymus webbianus*, *Silene diclinis* o *Limonium dufourii* o las ibéricas -no baleáricas- de *Medicago citrina* o *Silene hifacensis*, especies todas ellas estrictamente protegidas y/o incluidas en el Atlas de Flora Amenazada (Bañares et al., 2004).

A su vez, descendiendo al nivel de la flora endémica ibérica e ibero-balear, la red contiene poblaciones de 270 especies (77,14% del total), de los que a su vez 201 (57,43%) están priorizados para medidas concretas en los planes de

gestión. En el caso de las especies de la lista roja nacional y el proyecto AFA -Atlas de Flora Amenazada-, para el que Laguna (2004b) apunta la presencia de 80 táxones en tierras valencianas, al menos 55 (el 68,75% del total) tienen poblaciones en la red.

Los datos de los párrafos precedentes tienden a marcar un cumplimiento de objetivos 'pasivos' -inclusión de poblaciones de especies singulares en la red de MRF, particularmente para los endemismos- en torno al 70-75%, en relación a los inicialmente planteados.

Relación con programas de recuperación

Hasta el momento, la estrategia valenciana de conservación de flora silvestre se ha centrado en la fijación de dotaciones generales de conservación que benefician simultáneamente a muchas especies (cf. Laguna et al., 1998) como la red de MRF, el banco de germoplasma de flora valenciana, etc. El planteamiento de objetivos concretos en relación con especies amenazadas, a través de planes de recuperación y manejo, se ha previsto para su inicio a partir de 2005, aunque en los casos de los táxones con mayor riesgo de desaparición se han desarrollado hasta ahora numerosas iniciativas concretas (cf. Laguna, 1996a; Laguna et al., 2001). En general, las principales especies amenazadas valencianas de flora poseen, salvo rara excepción, una o más poblaciones en la red de MRF, y en todos los casos han sido objeto de trabajos específicos de conservación, destacando táxones como *Silene hifacensis*, *S. diclinis*, *Limonium dufourii*, *L. perplexum*, *Apium repens*, *Medicago citrina*, *Cistus carthagenensis*, etc. Algunas especies relicticas de amplia distribución como *Taxus baccata* son objeto de programas especiales, desarrollados desde el Centro para la Investigación y Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana, en combinación con el Servicio de Conservación de la Biodiversidad.

En general, cada especie amenazada tiende a ser objeto de estudios previos suficientemente intensivos -v. Laguna, 1996b-, se recolecta material de reproducción para su depósito en bancos de germoplasma, y se protocoliza su propagación por vías seminal y vegetativa, incluyendo el ensayo de su germinación y propagación *in vitro*. Para la conservación *in situ*, además del establecimiento de una o más MRF, se diseñan medidas urgentes o necesarias de conservación, que son incorporadas al plan de gestión de dicha zona protegida, y que pueden responder a un amplio margen de posibilidades -manejo de la especie o el hábitat,

control de competidores o de plantas invasoras, reforzamiento o reintroducción, medidas para el incremento de polinizadores o dispersores, etc.-. En el diseño y desarrollo de tales medidas se han seguido en lo posible las directrices recomendadas por Wyse Jackson & Akeroyd (1994); no obstante, y salvo en casos puntuales, no se dispone de la información fina suficiente -en especial de los análisis de viabilidad poblacional recomendados por Escudero & Iriondo (2003)- para los casos con mayor riesgo de extinción, por lo que las MRF realizan hasta ahora una función fundamentalmente preventiva de conservación.

Un amplio número de actuaciones de restauración de hábitats y reforzamiento de poblaciones de especies amenazadas se ha abordado en el marco del proyecto LIFE99 NAT/E/006417 'Conservación de Hábitats Prioritarios de la Comunidad Valenciana' (cf. Laguna et al., 2003a y 2004b), cuyas 226 parcelas experimentales se encuentran solapadas en más de un 45% con la red de MRF, y que ha conllevado trabajos de conservación en 17 tipos de hábitats, con actuaciones sintetizadas por Laguna (2004a) y Laguna et al. (2003b). Para obtener una idea global de estos resultados y algunos de sus ejemplos más sobresalientes, remitimos al lector al trabajo de Laguna (2004a), ya que posee una versión electrónica fácilmente accesible a través de internet.

Un ejemplo singular de actuaciones de conservación de especies en el marco de la red de MRF lo constituye la recuperación de poblaciones de *Medicago citrina* en la reserva natural de las Islas Columbretes, y en particular en las MRF 'Illa Ferrera' e 'Illa Foradada', de 1,4 ha cada una, donde se concentra gran parte de la población valenciana de la especie -que a su vez viene a constituir en torno al 40% de la población mundial-. *M. citrina* es un fanerófito protegido desde 1990 por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, que goza además de protección específica en la Comunidad Valenciana desde 1985. El archipiélago de Columbretes viene siendo objeto de un programa de conservación botánica (Laguna & Jiménez, 1995), que preveía exclusivamente contingencias comunes como la restauración por etapas de la vegetación natural o la erradicación de flora alóctona. Sin embargo, en abril de 1997 se detectó la muerte rápida de los 2/3 de la población adulta de *M. citrina*, como consecuencia de un ataque masivo de cochinilla acanalada de los cítricos (*Icerya purchasi*). La cochinilla había alcanzado las islas transportada involuntariamente por las plumas de aves migratorias, al existir en el continente una hiperpoblación espectacular, producida por la rápida desaparición de su principal depredador, el coleóptero *Rhodolia cardinalis*; a su vez, la desaparición del depredador era un efecto del excesivo uso de nuevos y potentes insecticidas, registrado en los cultivos de cítricos de la Comunidad Valenciana en 1995 y 1996, como respuesta de los agricultores ante la entrada de una nueva plaga, el minador de los cítricos (*Phyllocnistis citrella*). El plan de gestión de las dos MRF citadas incluye el desarrollo de un programa de control de *I. purchasi*, mediante la suelta regular controlada de *Rh. cardinalis*, cuya introducción en el archipiélago para estos fines fue expresamente autorizada por el Consejo Rector de la reserva natural de Columbretes. El depredador es

extremadamente selectivo, y se extingue de modo natural una vez que ha acabado con la población de *I. purchasi*, por lo que no se generan daños adicionales al resto de la entomofauna local.

Actuaciones paralelas

En los últimos años, se ha experimentado una progresiva decantación hacia los usos formativos, socioeducativos y de participación social en la red de microrreservas. El resultado es un importante grado de reconocimiento por la población local, en especial en las zonas rurales y de montaña, donde además las microrreservas con mayor capacidad de acogida tienden a ser integradas en las ofertas locales de turismo ecológico. Una imagen global de esta integración puede encontrarse en los trabajos de seguimiento de resultados de la red por expertos independientes como Akeroyd (1998) y Raeymaekers (2000). Como ejemplo sobresaliente debe destacarse la existencia de una asociación comarcal de propietarios de microrreservas denominada 'Espacios para la Vida', con base en la zona de Requena-Utiel (interior de la provincia de Valencia); se ha previsto además la incorporación de los propietarios colectivos (ONGs, Fundaciones) a AVINENÇA, la asociación valenciana de entidades de custodia del territorio. La red de MRF provee además de ejemplos destacados de actividades de custodia, como las que desarrolla el grupo ecologista Acció Ecologista-Agró, como gestor de la microrreserva que el Ayuntamiento de Almenara (Castellón) posee en el paraje de 'Els Estany's', incluyendo acciones conjuntas con el Servicio de Conservación de la Biodiversidad como la restauración de la vegetación palustre o el desarrollo de plantaciones populares de especies acuáticas cada año, en coincidencia con el Día de los Humedales.

La red es objeto de proyectos educativos y exposiciones didácticas, y sus actividades tienden a coordinarse con las de tipo académico (p.ej., existe la asignatura de libre elección 'Microrreservas de Flora', ofertada a diversas titulaciones y licenciaturas en la Universidad Politécnica de Valencia).

Proyección exterior de la red de MRF

El modelo de microrreservas botánicas valencianas ha ayudado a inspirar la creación de la figura 'microrreserva' de la Ley de Espacios Naturales de Castilla-La Mancha, y de la Ley de Conservación de la Naturaleza de Letonia (Anónimo, 2000a), se ha adaptado al Parque Nacional del Prebaikal (Rusia) generando una red de 40 microrreservas botánicas (Turuta et al., 2003), y se está exportando, a través de diversos proyectos LIFE-Naturaleza, a la isla de Menorca, al futuro Parque Regional del Karst de Eslovenia, y al sector occidental de la isla de Creta. A lo largo de sus más de 10 años de progresiva consolidación, ha recibido un amplio reconocimiento como iniciativa sobresaliente (v. Domínguez & Sain Ollero, 2000), y en las áreas donde se ha implantado con carácter normativo, como en Letonia, constituye un elemento clave para la gestión de la flora amenazada y la

política forestal (Bara, 2003; Denina, 1999; Ek et al., 2002). Su aplicación en otras áreas del Estado español es una creciente demanda como resultado de los trabajos y planes de conservación de especies amenazadas (v.g., López-Pujol & al., 2002), existiendo además recomendaciones similares para países donde aún no existe esta figura de conservación de la flora (v.g., Radulovic, 2000; Sarbu, 2001).

Como resultado de dicho reconocimiento, el proyecto de la red valenciana de microrreservas de flora está priorizado por diversas iniciativas y entidades supranacionales como Planta Europa, el Consejo de Europa, el programa LIFE-Naturaleza de la Comisión Europea, el programa español MAB-UNESCO, Eurosite y Europarc. Paralelamente, la figura de microrreserva ha sido específicamente recomendada en la Estrategia Europea de Conservación de Flora (Smart et al., 2002) y en la Resolución 2.68 del congreso mundial de conservación de la UICN del año 2000 (Anónimo 2000b).

Agradecimientos A todos los componentes de los diferentes equipos técnicos que han venido desempeñando funciones, y en su caso continúan haciéndolo, en el diseño y gestión de la red de microrreservas de flora; en particular, a Gabriel Ballester, Vicente I. Deltoro, Carlos Fabregat, Simón Fos, Amparo Olivares, Joan Pérez Botella, Benjamín Pérez Rocher, Patricia Pérez Rovira, Enrique Sanchís y Lluís Serra. A la Conselleria de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana, a la Unidad LIFE de la Comisión Europea y a la empresa ATECMA, por las facilidades y apoyo para el desarrollo del programa de creación de la red de microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana, a través del programa LIFE-Naturaleza.

Bibliografía

- Akeroyd., J. (1998). Micro-reserves 'capture' Valencia's special flora. *Plant Talk* 14: 20-24 y 33. Accesible adicionalmente en internet en : <http://www.plant-talk.org/stories/14micros.html>.
- Anónimo. (2000a). *Law on the Protection of Species and Habitats*. Parlamento de Letonia. Riga.
- http://www.vidm.gov.lv/vad/English/Legisl/likumi/sugas_biotopi.htm.
- Anónimo. (2000b). *Resolution 2.68. Conservation of plants in Europe*. Resoluciones del Congreso Mundial de Conservación. UICN, Amman.
- <http://www.iucn.org/amman/content/resolutions/res68.pdf>.
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (eds.). (2003). *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Bara, J. (2003). *Forest Biodiversity Protection. Phirst Phase Report*. National Programme of Latvian Forestry and Related Sectors. Riga. Accesible adicionalmente en internet en http://www.forestcluster.lv/zinojumi/Report_lphase_fbc_11_2003.doc.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. (2001). Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Castro, I., Moreno, J.C., Humphries, C.J. & Williams, P.H. (1996). Strengthening the natural and national park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121: 189-206.
- Cowling, R.M. & McDonald, D.J. (1998). Local endemism and plant conservation in the Cape Floristic Region. Pp. 171-188 en Rundel, P.W., G. Montenegro & F.M. Jaksic (eds.): *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. Ecological Studies nº 136. Springer Verlag. Berlin-Heidelberg.
- Davis, S.D., Heywood, V.H. & Hamilton, A.C. (Eds.) (1994). *Centres of Plant Diversity, vol. 1: Europe, Africa, South West Asia and the Middle East*. IUCN. Cambridge y Gland.
- Deltoro, V., Pérez-Botella, J., Serra, L., Pérez-Rovira, P., Olivares, A., Fos, S., Ballester G. & Laguna, E. (en prensa). Plant Microreserves: frequently asked questions. Documento PDF en Aguilera, A., A. Ibars, E. Laguna & B. Pérez-Rocher (Eds.): *Planta Europa, 4th European Conference on the Conservation of Wild Plants. Proceedings*. Universitat de València. Valencia. Accesible adicionalmente en internet en http://www.nerium.net/plantaueuropa/Download/Proceedings/Deltoro_V.pdf.
- Denina, I. 1999. *Species conservation action plan for Yellow Lady's Slipper (Cypripedium calceolus L.)*. Summary. Latvian Fund for Nature. Riga. Accesible adicionalmente en internet en http://www.vidm.gov.lv/vad/English/SpeciesHabitatsProj/LadySlipper_summary.html.
- Domínguez, F. & Sáinz Ollero, H. (2000). Flora española amenazada: Iniciativas para la conservación de un patrimonio único. *Biológica* 9: 67-70.
- Ek, T., Susko, U. & Auzins, R. (2002). *Inventory of Woodland Key Habitats. Methodology*. Latvian State Forest Service & Regional Forestry Board of Östra Götaland-Sweden. Riga. Accesible adicionalmente en internet en: http://www.svo.se/minskog/upload/eng/wkh/Lat_WKH_Method_2002.pdf.
- Escribá, M.C., Olivares, A., Ballester, G., Deltoro, V., Fabregat, C., Fos, S., Laguna, E., Pérez Botella, J., Pérez Rovira, P. & Serra, L. (2002). Germinación de taxones de flora rara, endémica o amenazada en la Comunidad Valenciana. Pp 197-202 en Espirito-Santo, D., J.C. Costa & A.L. Soares (Eds.): *Jardins Botânicos. Que perspectiva para o futuro?*. Associação Íbero-Macaronésica de Jardins Botânicos & Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Escudero, A. & Iriondo, J.M. (2003). Restauración de poblaciones de plantas amenazadas. En J.M. Rey, T. Espigares & J.M. Nicolau (Eds.): *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*: 113-139. Asociación Española de Ecología Terrestre y Universidad de Alcalá. Madrid.
- Falkner, M.B. & Stohlgren, T.J. (1997). Evaluating the contribution of small national park areas to regional biodiversity. *Natural Areas Journal* 17: 324-329.

- Given, D.R. (1994). *Principles and Practice of Plant Conservation*. Chapman & Hall. London.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D. & Lebrun, Ph. (2004). Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120: 471-480.
- Järvinen, O. (1982). Conservation of endangered plant populations: single large reserves or several small reserves?. *Oikos* 38: 301-307.
- Klemm, C. de (1997). *Comparative analysis of the effectiveness of legislation for the protection of wild flora in Europe*. Nature and Environment series nº 88. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Klemm, C. de & Shine, C. (1996). *Legal measures for the conservation of natural areas*. Nature and Environment Series, Nº 82. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Laguna, E. (1991). Los recursos de flora y fauna silvestres. Cap. I.13, pp. 237-248 en Honrubia, J. (coord.): *La Comunidad Valenciana en la Europa Unida. Vol. I: Nivel de vida, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio*. Presidencia de la Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E. (1994). Introducción. Pp. 13-28 en Aguilera, A., J.L. Carretero, M.B. Crespo, R. Figuerola & G. Mateo: *Libro de la flora vascular rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana* Consellería de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E. (1995). Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus* 118: 22-26.
- Laguna, E. (1996a). Las microrreservas valencianas. Los planes de recuperación. *Conservación Vegetal* 1: 8. Accesible adicionalmente en internet en <http://www.uam.es/otros/consveg/documentos/numero1.pdf>
- Laguna, E. (1996b). Proyectos de investigación adscritos al programa de microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana. En: A. Perejón, M.J. Comas, M. Costa, I. García Mas, A. Gomis, M. Moreno & R. Outeruelo (Eds.): *Real Sociedad Española de Historia Natural. Tomo extraordinario publicado con motivo del 125 aniversario de su fundación*: 382-384 Real Sociedad Española de Historia Natural. Madrid.
- Laguna, E. (1999). The plant micro-reserves programme in the region of Valencia, Spain. Pp. 181-185 en Synge, H. & J. Akeroyd, eds.: *Proceedings Planta Europa 1998. Second European Conference on the Conservation of Wild Plants*. The Swedish Threatened Species Unit and Plantlife. Uppsala y Londres.
- Laguna, E. (2001a). *The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. Nature and Environment series nº 121. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Laguna, E. (2001b). Conservación de los endemismos de la Comunidad Valenciana: La red de microrreservas. pp. 149-174 in Gómez-Campo, C. (ed.): *Conservación de Especies Vegetales Amenazadas en la Región Mediterránea Occidental: Una perspectiva desde el fin de siglo*. Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Laguna, E. (2001c). The network of plant micro-reserves, a multifunctional instrument for awareness raising, involving landowners and scientific research. pp. 99-103 in: *Proceedings of the 2nd International Symposium of the Pan-Ecological Network: The partnership of local and regional authorities in the conservation of biological and landscape diversity (Rochefort, Belgium, 18-19 Sept 2000)*. Council of Europe. Strasbourg.
- Laguna, E. (2002a). Conservación in situ: medidas preventivas y restauración de hábitats. Microrreservas de flora de Valencia. En: *Jornadas sobre conservación y gestión de especies amenazadas*: 118-140 Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Laguna, E. (2002b). La red valenciana de microrreservas vegetales. *Bol. Secc. Est. Español Europarc* 13: 24-28. Accesible adicionalmente en internet en: http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_EUROPARC-Espana/Boletines/boletin13.pdf.
- Laguna, E. (2002c). Conservación de flora en microrreservas y jardines botánicos en la Comunidad Valenciana. En: D. Espirito-Santo, J.C. Costa & A.L. Soares (Eds.): *Jardins Botânicos. Que perspectiva para o futuro?*: 35-41 Associação Íbero-Macaronésica de Jardins Botânicos & Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Laguna, E. (2004a). The plant micro-reserve initiative in the Valencian Community (Spain) and its use to conserve populations of crop wild relatives. *Crop Wild Relative*, 2: 10-13. Accesible adicionalmente en internet en http://www.pgrforum.org/Documents/Newsletters/CWR_2_%28online%29.pdf.
- Laguna, E. (2004b). La flora vascular valenciana en la Lista Roja española. *Toll Negre*, 4: 7-22.
- Laguna, E. (2005a). La red valenciana de microrreserva de flora: Concepto y desarrollo (1991-2004). En: López Caballero (Ed.): *Conservación de la Naturaleza en Extremadura*: 51-60 Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Extremadura. Mérida.
- Laguna, E. (2005b). Micro-reserves as a tool for grassland conservation and restoration in the Valencian Community (Spain). En: A. Struchov, & J. Kuleshova (Eds.): *Facets of Grassland Restoration*: 105-120. The Open Country Series. Biodiversity Conservation Center. Moscú.
- Laguna, E. & J. Jiménez. (1995): Conservación de la flora de las islas Columbretes (España). *Ecología Mediterránea* 21(1/2): 325-336.
- Laguna, E., Crespo, M.B., Mateo, G., López-Udías, S., Fabregat, C., Serra, Ll., Herrero-Borgoñón, J.J., Carretero, J.L., Aguililla, A. & Figuerola, R. (1998). *Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Valencia.

- Laguna, E., Ballester, G., Fabregat, C., Olivares, A., Serra, L., Deltoro, V., Pérez Botella, J., Pérez Rovira, P. & Ranz, J. (2001). Plant micro-reserves: a new model of micro protected areas, Spain. *Re-Introduction News* 20: 19-21.
- Laguna, E., Ballester, G., Olivares, A., Serra, L., Pérez-Rovira, P., Deltoro, V.I., Pérez-Botella, J. & Fos, S. (2003a). Conservation of priority habitats in the Valencian Community, Spain (Project LIFE99 NAT/E/006417). *Ecologia Mediterranea* 29(1): 109.
- Laguna, E., Deltoro, V.I., Fos, S., Pérez-Rovira, P., Ballester, G., Olivares, A., Serra, LL. & Pérez-Botella, J. (2003b). *Hàbitats prioritarios de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E., Deltoro, V.I., Pérez-Botella, J., Pérez-Rovira, P., Serra, LL., Olivares, A. & Fabregat, C. (2004a). The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biol. Conserv.* 119: 421-426.
- Laguna, E., Ballester, G., Serra, L., Pérez-Rovira, P., Olivares, A., Deltoro, V., Pérez Botella, J., Fos, S. & Fabregat, C. (2004b). EU-funded project restores threatened plant habitats in Valencia, Spain. *Plant Talk* 35: 14.
- Lessica, P. & Allendorf, F.W. (1992). Are small populations of plants worth preserving?. *Conservation Biology* 6: 135-139.
- Llorens, V. & Rodríguez Aizpeola, J. (1991). *Els Espais Naturals Protegits a Espanya*. Col·lecció Politècnica nº 44. Institut Valencià d'Estudis i Investigació. Valencia.
- López-Pujol, J., Bosch, M., Simón, J. & Blanché, C. (2002). Allozyme variation and population structure of the very narrow endemic *Seseli farrenyi* (Apiaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 138: 305-314.
- Maddock, A. & Du Plessis, M. (1999). Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity?. *Biodiversity and Conservation* 8: 603-615.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R. & Usher, M.B. (1981). Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109.
- Mateo, G. & Crespo, M.B. (2003). *Claves para la determinación de la flora valenciana*. Ed. Moliner 40. Burjassot (Valencia).
- Médail, F. & Quézel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Nantel, P., Bouchard, A., Brouillet, L. & Hay, S. (1998). Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: A case study for the west coast of Newfoundland, Canada. *Biological Conservation* 84: 223-234.
- Olivares, A. (2003). Programas europeos LIFE para especies vegetales. *Agrícola* (Valencia) 10: 6-9. Accesible adicionalmente en internet en <http://www.coitavc.org/revista/AGRICOLA10.pdf>.
- Radulovic, G. 2000. *Abstract of Thesis MSc: Natura protection in Croatia with special emphasis on protection of rare and endangered plants*. Central European University. Budapest. Accesible adicionalmente en internet en: <http://www.ceu.hu/envsci/theses/2000/radulovi.htm>.
- Raeymaekers, G. (2000). Plant conservation. In the beginning of a new era?. *Natura* 2000, 12: 8-10. Accesible en internet en: http://europa.eu.int/comm/environment/news/natura/nat12_es.pdf.
- Rosabal, P. (2004). Protected Areas: benefits to islanders. *International Journal of Island Affairs, Special Issue on Island Biodiversity*: 21-28. Accesible adicionalmente en internet en: <http://www.biodiv.org/doc/ref/island/insula-protected-en.pdf>.
- Reznicek, A.A. (1987). Are small reserves worthwhile for plants?. *Endangered Species Update* 5: 1-3.
- Sarbu, A. (2001). Diversitatea plantelor in contextul strategiei europene da conservare a biodiversitatii. AGBR. Bucarest.
- Serra, L., Fabregat, C., Herrero-Borgoñón, J.J. & López Udias, S. (2000). Distribución de la flora vascular rara, endémica o amenazada en la Comunidad Valenciana. Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Valencia.
- Serra, L., Pérez-Rovira, P., Deltoro, V.I., Fabregat, C., Laguna, E. & Pérez-Botella, J. (2004). Distribution, status and conservation of rare relict plant species in the Valencian Community. *Boccone* 16(2): 857-863.
- Shine, C. (1996). *Private or voluntary systems of natural habitats' protection and management*. Nature and Environment series Nº 85. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Smart, J., Imboden, Ch., Harper, M. & Radford, E. (Eds.). (2002) *Saving the Plants of Europe. European Plant Conservation Strategy*. Planta Europa, Consejo de Europa y Plantlife International. Londres.
- Tansley, S.A. (1988). The status of threatened *Proteaceae* in the Cape flora, South Africa, and the implications for their conservation. *Biological Conservation* 29: 27-46.
- Turuta, O., Ryabtsev, V., Novitskaya, N. & Vakarenko, L. (2003). Protected microhabitats as a part of the Baikal Regional Ecological Network. Documento PDF en Laguna, E. (Ed.): *Microhabitats Forum 2002-2003: Electronic Conference on Conservation of Microhabitats and their Biodiversity*. CD-ROM. Conselleria de Territorio y Vivienda, Generalitat Valenciana. Valencia.
- Webb, N.R. (1997). *Study of biotopes and habitats losing wildlife interest as a result of ecological succession*. Nature and Environment series nº 91. Consejo de Europa. Estrasburgo

Relatorio

José Antonio Fernández Bouzas · Jorge Bonache López · Elena Gordillo

Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia

Recibido: 18 Decembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen El Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia constituye uno de los espacios naturales de mayor singularidad en relación con la conservación de la biodiversidad de la fachada atlántica ibérica. En este trabajo se resumen sus principales valores naturales y se esbozan las líneas de gestión que se están impulsando desde su declaración en el año 2002.

Palabras clave: gestión, parques nacionales, Galicia.

Abstract The maritime and terrestrial National Park 'Atlantic Islands of Galicia' is one of the natural areas of higher singularity in relation with the preservation of the biodiversity in the Iberian Atlantic border. In this work main natural values are resumed and principal lines of management, developed since its declaration in year 2002, are outlined.

Key words: management, National Parks, Galicia

Introducción

El Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia se declara como tal el día 2 de julio de 2002, a través de la Ley 15/2002. Por lo tanto, queda definido, según lo establecido en el artículo 22 de la Ley 4/1989, de 27 de marzo de Conservación de Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, como una muestra de "aquellos espacios naturales de alto valor ecológico y cultural que siendo susceptibles de ser declarados parques, se declare su conservación de interés general de la nación". Este

interés, se apreciará en razón de que el espacio sea representativo del patrimonio natural, su declaración responde a la necesidad de incorporar a la Red de Parques Nacionales una representación de los sistemas naturales ligados a zonas costeras y plataforma continental de la Región Eurosiberiana, los acantilados y roquedos, los matorrales, las dunas y las playas, así como los distintos fondos marinos crean un gran mosaico de ecosistemas en estas islas y las aguas que los rodean.

Los parques nacionales son una valiosa aportación a la conservación de la naturaleza, cimentada en un compromiso recíproco entre la sociedad y el Estado para hacer de estos territorios lugares que, desde su conservación para las generaciones futuras, estén al servicio de todos. En España esta idea, presente ya en la primera Ley de Parques Nacionales de 1916, se ha enriquecido con los años.

Los parques nacionales constituyen una red orientada a configurar un modelo de gestión conservacionista en donde se presta atención singular a la riqueza en diversidad biológica y a la evolución conjunta de los sistemas naturales y de los sistemas culturales.

En nuestros días el conservar los parques nacionales incorpora tanto la gestión activa del medio natural como el respeto a los rasgos identificativos de tradición y cultura que han contribuido a modelar paisajes, por ello la gestión debe prestar particular atención a las relaciones con las poblaciones más próximas, con los propietarios y titulares de derechos y con la sociedad en general, contribuyendo así a impulsar una importante faceta del desarrollo sostenible.

Los parques nacionales son expresión de lo mejor de la naturaleza española, y ensalzan emblemáticamente su función protectora y la vinculación del hombre con su conservación y disfrute. Si siempre fueron piezas singulares hoy deben conformar, además, un conjunto singular. Esa singularidad hará de ellos referentes para otros espacios naturales protegidos. Son un ejemplo concreto de cómo articular la conservación «in situ». Desde esta óptica no son

José Antonio Fernández Bouzas
Director Conservador del P.N. das Illas Atlánticas de Galicia
Jorge Bonache López
Área Técnica del P.N. das Illas Atlánticas de Galicia
Elena Gordillo
Responsable Área Técnica del P.N. das Illas Atlánticas de Galicia

Ministerio de Medio Ambiente
e-mail: iatlanticas@oapn.mma.es

un fin sino un medio, un medio demostrativo en donde la gestión en mosaico determine un modelo amigable de gestión adaptativa que debiera, poco a poco, contribuir a conformar una forma de hacer conservación. Los parques nacionales están engarzados, como elemento sustantivo, en la estrategia nacional de conservación de la naturaleza y deben, igualmente, formar parte de las estrategias de conservación de las Comunidades Autónomas en las que estén situados.

La evolución y exigencias de nuestra sociedad exigen caminar hacia una formulación conceptual avanzada en donde la integridad ecológica sea el resultado de una vinculación a un territorio diversificado y altamente interconectado. Esta premisa hace significativa la aportación española a la política mundial de parques nacionales. La red define un modelo específico de gestión para los parques nacionales, pero la red es tanto la realidad virtual que aglutina a los parques, como la realidad física donde se refleja un particular y ejemplar modelo de conservación de la naturaleza.

La red debe conformar un sistema comprensible de la representación ecológica del país con una personalidad propia que integre a los parques nacionales y asegure un común denominador donde quepan disfrute y conservación. Debe concretarse, más allá de lo que determine la personalidad propia de cada parque, en un conjunto de criterios sobre cómo hacer conservación. Al tiempo debe servir para expresar una nueva forma de conocimiento que permita entender la relación del hombre con el medio natural en los albores del nuevo siglo.

Los archipiélagos que forman parte del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia (Cíes, Ons, Sálvora y Cortegada) no tienen una historia homogénea, aunque sí presentan aspectos comunes por el propio hecho de ser islas más o menos alejadas del continente, muy condicionadas por el medio físico y siempre vinculadas a las Rías Bajas.

Situación del parque nacional

Se encuentra en la costa sur oriental de la Comunidad Gallega. Lo forman los siguientes archipiélagos, de sur a norte:

Archipiélago de Cíes, a la entrada de la ría de Vigo: Isla do Faro, Isla de Monteagudo, e Isla de San Martiño, Isla de Boeiro o Agoeiro.

Archipiélago de Ons, en la entrada de la ría de Pontevedra: Islas de Ons, Onza, e islotes adyacentes.

Archipiélago de Sálvora e islotes de su entorno, en la entrada de la ría de Arousa: Sálvora, Vionta, Noro, Herbosa, Cabeceiro Grande y Cabeceiro Chico, Curbiña da Fenda, Chapeu, Gaboteira, Cornellas, Pedravela, Insuabela, e Islas Ságres.

Archipiélago de Cortegada, en el interior de la ría de Arousa: Cortegada, Malveira Grande, Malveira Chica, Illa das Briñas e Illote do Con.

Los conjuntos de islas citados forman parte de los terrenos municipales de cuatro ayuntamientos coruñeses y pontevedreses, cuyas características demográficas se reflejan en la Tabla 1.

isla/s	Municipio	Población municipal
Ons	Bueu	12.918
Sálvora	Ribeira	26.828
Cíes	Vigo	290.582
Cortegada	Vilagarcía	33.907

Tabla 1.- Relación de Municipios comprendidos en el Parque Nacional das "Illas Atlánticas de Galicia".

Historia de los archipiélagos de Cíes y Ons

En los archipiélagos de Cíes y Ons las primeras evidencias de asentamientos estables datan de finales de la Edad de Bronce, con el hallazgo de diversos restos, como las dos hachas encontradas en la isla de Ons. También prehistóricos son los castros existentes en ambas islas; el más estudiado es el castro de As Hortas en Monte Faro (Cíes), de la Edad de Hierro. Los "concheiros" (yacimientos formados por restos de conchas, huesos, cerámicas, etc) encontrados informan de que estos poblados subsistían gracias a la abundancia de alimento en las islas (moluscos, crustáceos, peces y aves) y a la cría de gallinas, cabras y ovejas.

Las primeras referencias escritas son las de Herodoto y Estrabón (S. V a.C.), que nombran estas islas, junto con Sálvora, Cortegada, Arousa, etc. como las Kassitérides griegas o islas del estaño. En la época romana fueron bautizadas por Plinio como Islas de los Dioses o Afortunadas. Se conservan restos de esta época, e incluso algunos autores sostienen que Julio César llegó a estar en ellas persiguiendo a los pueblos herminios que escapaban de Portugal.

En la Edad Media, la idoneidad de las islas para el retiro espiritual hizo que se ubicaran en ellas diversas órdenes religiosas. Los benedictinos construyeron en Cíes un eremitorio y un monasterio, el de San Esteban, cuyas ruinas albergan en la actualidad el Centro de Interpretación de la Naturaleza de las Islas Cíes. También hay referencias de un monasterio de esta orden en Ons. De esta época se encontraron tumbas antropomorfas que aún se conservan, en Cíes en el propio Centro de Interpretación y en Ons en la Laxe do Crego en las proximidades de Area dos Cans.

Entre los siglos XVI y XVII, los continuos ataques protagonizados por piratas ingleses, berberiscos y portugueses, entre ellos el famoso Francis Drake, propiciaron el abandono de estas islas por sus pobladores. Sobre 1810 las autoridades militares consideran las islas lugares estratégicos de defensa y hacen para ellas varios planes de fortificación, que se concretan en las dos fortalezas de Ons o el cuartel de carabineros de Cíes. La ocupación militar propició de nuevo el doblamiento de las islas.

La economía de las familias isleñas era en un principio fundamentalmente agrícola, cultivando maíz, patata y legumbres, y practicando también la ganadería de subsistencia. No será hasta más tarde, a mediados del siglo XIX, cuando los recursos pesqueros pasen a ser la base de la economía, con la instalación, hacia 1840, de fábricas de salazón en ambos archipiélagos. Esta actividad sólo durará hasta finales de este siglo debido al auge de la industria conservera en las poblaciones costeras próximas.

El aislamiento al que se veían sometidos estos pobladores durante el invierno hizo que surgieran un gran número de supersticiones y creencias. Álvaro das Casas en 1934 escribió refiriéndose a Ons: “Dou por certo que este é un dos recantos galegos onde máis supertizóns perviven”. Bajo estas condiciones de escasa comunicación con el continente, la población adquirió amplios conocimientos sobre el mar y las plantas medicinales.

De las primeras décadas del S.XX en las Cíes se conservan restos de una vivienda y una construcción en el Lago, que fueron vivero de langostas y ostras. Además se hizo un dique sobre una escollera natural, que servía para regular el paso del agua y comunicaba las islas.

La isla de Ons, que estuvo desde el S. IX en manos de diversos propietarios, fue comprada en 1929 por D. Didio Riobó, que formó una sociedad mercantil dedicada al secado y comercialización del pulpo, lo que impulsó la pesca como principal actividad económica isleña, y hasta el año 1936 la isla y sus habitantes gozaron de una relativa prosperidad. El Estado expropió la isla en 1943 con objeto de fortificarla, y en 1964 se transfirió al antiguo Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario, del Ministerio de Agricultura. En 1978 la isla es transferida del IRYDA al ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza), para luego pasar a pertenecer a la Xunta de Galicia en 1984. Desde ese momento, y hasta la declaración del Parque Nacional, la gestión es llevada a cabo por la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta.

Durante todos esos años, debido a las dificultades de habitabilidad en las islas, a la escasez de servicios públicos y a la reforestación llevada a cabo, que en Cíes disminuyó la superficie de las tierras de cultivo, el declive poblacional de las islas fue paulatino. Las Cíes, cuya propiedad es en su gran mayoría (87 %) también de la Xunta de Galicia, quedaron deshabitadas hacia el año 1970, mientras en Ons permanecen desde 1979 un escaso número de habitantes.

Entre los años 1970 y 1980 la búsqueda de sol y playas tranquilas provocan el auge turístico, un turismo marcadamente estacional que se empieza a regular con la declaración de las Islas Cíes como Parque Natural en 1980 y posteriormente con la reciente declaración de Parque Nacional en el año 2002.

Historia del archipiélago de Sálvora

Sálvora fue propiedad del Cabildo compostelano hasta finales del siglo XVI, época en la que se vende a particulares. En 1770 se estableció allí la primera industria de salazón de la ría de Arousa, de la que aún se conservan

restos y un pequeño embarcadero. Con ella vienen los primeros colonos. La población llegó a ser de cerca de sesenta personas, las cuales tenían que pagar a los propietarios de la isla por habitar en ella.

Cerca del faro, una pequeña placa nos recuerda el naufragio en 1921 del vapor correo Santa Isabel, que se saldó con mas de 200 víctimas mortales a pesar de los esfuerzos realizados por las mujeres del pueblo que arriesgaron su vida en el rescate de los escasos supervivientes. Haciendo así honor al nombre de Sálvora que hace referencia a los frecuentes naufragios que asolaron estas peligrosas costas.

La isla de Sálvora, de propiedad particular, fue expropiada por el Estado en 1904 por razones militares. Cincuenta y cuatro años más tarde, y puesto que jamás fue utilizada para tales fines en 1958, la familia Otero Goyanes consiguió recuperar su patrimonio y los colonos volvieron a la isla. La vieja fábrica de salazón fue convertida en un pazo, frente al cual se construyó una escultura con forma de sirena que recuerda la leyenda sobre el origen de dicha familia.

Historia del archipiélago de Cortegada

Las primeras alusiones a Cortegada datan del siglo I, en escritos de Plinio que la menciona como Corticata.

Actualmente aún se conservan restos y ruinas que reflejan la importancia de los asentamientos humanos, como el Santuario del siglo XIV, motivo de grandes peregrinaciones y que está dedicado a la Virgen de Cortegada. En el año 1600 se construyó junto a la ermita un hospital lazareto para la protección de las epidemias de peste que asolaban la ría de Arousa.

José Cornide la describe en 1764: “(...) está habitada en veinte vecinos que la cultivan y produce vino, maíz, y otros frutos (...). En sus inmediaciones se pescan muchas ostras, sardinas y otros pescados menores. Pertenece al Monasterio de San Martín de Santiago, a quien pagan renta los que labran sus tierras”.

Esta isla contó con una población estable de aproximadamente 40 personas hasta que entrado el siglo XX la migración hacia las poblaciones vecinas o hacia América provocó su despoblamiento. En 1910 fue donada a los Borbones con el objeto de que construyeran allí su residencia de verano, hecho que nunca se llevó a cabo, y en el año 1979 la vendieron a una sociedad inmobiliaria. A partir de ese momento, y durante más de veinte años, durará la polémica sobre la construcción de un complejo turístico en la isla. Su inclusión dentro del Parque Nacional frenó los proyectos de urbanización.

Entorno natural

El Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia está compuesto por los Archipiélagos de Cíes, Ons, Sálvora y Cortegada y las aguas de su entorno. Las islas forman parte de una cadena montañosa que se hundió en el mar hace varios millones de años. El

hecho de que Cíes, Ons y Sálvora cierran en parte la entrada de las rías en las que se encuentran enclavadas, favorece que las aguas de estos profundos golfos queden a resguardo de los temporales del Atlántico, siendo muy distinto el estado del mar en sus dos vertientes, con mucha mayor capacidad de erosión en el oeste. Esto condiciona, en gran medida, el contrastado aspecto de ambas vertientes, con acantilados en el oeste y playas en el este. Formadas básicamente por granito, el relieve de las Cíes es abrupto, siendo un poco más suave en Ons, bastante más en Sálvora y prácticamente llano en Cortegada.

En el archipiélago de Cíes, localizado a la entrada de la ría de Vigo, se alcanza la máxima altitud del Parque Nacional, en el Alto de las Cíes, de 197 metros, situado al norte de la isla de Monteagudo. En la cara este de estas islas podemos encontrar bellas playas como la de Figueiras y la cala de As Cantareiras, en la isla de Monteagudo, o la Playa de Rodas, en el istmo de arena que une esta isla con la del Faro. Sus tres islas tienen unas medidas de entre 1,5 y 3 kilómetros de largo. Las del Faro y Monteagudo están unidas por un dique, y la de San Martiño es la más meridional de las tres.

El archipiélago de Ons se sitúa a la entrada de la ría de Pontevedra. Su isla de mayor tamaño, de mismo nombre que el archipiélago, tiene 5,5 km. de largo y una anchura media de 800 metros. Presenta menos acantilados que Cíes y está acompañada por pequeños islotes. Su punto culminante alcanza tan sólo los 128 metros y en él se levanta un faro. En su cara este, más a resguardo de vientos y temporales, se asientan algunas viviendas, acompañadas de sus característicos hórreos, así como los cultivos de maíz y patata, a ellas ligados. En Ons están las playas de las Dornas, Melide, Area dos Cans y Canexol. Su cercana compañera, la isla de Onza, es mucho más pequeña y está deshabitada.

El archipiélago de Sálvora se encuentra a la entrada de la ría de Arousa. Su isla más grande es la de Sálvora, con aproximadamente 2,5 kilómetros de largo y 1 de ancho. Su altitud máxima es de 73 metros. La costa oeste es rocosa, mientras que la oeste presenta las playas do Almacén, dos Bois, dos Lagos y Zafra. Completan el archipiélago numerosos islotes y las islas de Vionta y Sagres.

La isla de Cortegada y las Malveiras están localizadas en el interior de la ría de Arousa, muy cerca de la costa. Cortegada tiene una longitud de aproximadamente 1 km. y una anchura de cerca de 0,5 km. Su máxima altura son sólo 19 metros, y es la isla del Parque Nacional que presenta una mayor densidad arbórea.

El clima se podría clasificar entre oceánico húmedo y mediterráneo, con una media de aproximadamente 1.000 mm de precipitación anual en Cíes, 1.500 mm en Ons y Sálvora, y casi 2000 en Cortegada. Curiosamente, en las Cíes llueve casi la mitad que en la cercana Vigo, lo que demuestra que el efecto de la insularidad es muy importante. En verano, las precipitaciones suelen ser escasas.

En cuanto a la geología, la litología dominante se alterna entre el dominio esquistoso (micaesquistos y cuarzoesquistos), el granítico y el gnéisico. Tras la orogenia

Alpina del Terciario, que provoca la aparición de los bloques en dirección N-S y N-E, y con la inundación por el mar de las partes bajas de la costa tras la última glaciación, se forman las rías y las islas. Las costas son muy irregulares y abruptas, con numerosos acantilados y depósitos arenosos. La casi totalidad de las unidades edáficas están alteradas por la ocupación histórica de las islas, a excepción de los acantilados, por su carácter inaccesible; aun así, es factible su recuperación.

Medio terrestre

Las islas que forman parte del Parque Nacional cuentan con una importante riqueza de flora y de fauna, debido, entre otras cosas, a su variedad de ecosistemas (matorrales costeros atlánticos y submediterráneos, acantilados, playas y dunas). Dentro de la Directiva Hábitats se da protección a una serie de hábitats sobre los cuales se deberán establecer medidas para garantizar su conservación. En las islas encontramos se encuentran los siguientes hábitats naturales y seminaturales incluidos en el Anexo I de la DC/92/43/CEE:

Vegetación anual pionera sobre desechos marinos acumulados (Cod. 1210).

Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas (Cod. 1230).

Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritima*) (Cod. 1330).

Dunas móviles con vegetación embrionaria (Cod. 2110).

Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas) (Cod. 2120).

Dunas fijas con vegetación herbácea (dunas grises) (Cod. 2130*).

Brezales secos (Cod. 4030)

Vegetación

La flora de las Islas Atlánticas posee un importante componente de tipo mediterráneo, que pone de manifiesto una conexión pretérita entre las costas gallegas y las costas meridionales. Esta conexión se dio en épocas pasadas cuando el clima era más favorable. Posteriormente con el recrudescimiento del clima esta flora se retiró al Sur conservándose en algunos puntos relictos de las costas gallegas. Plantas como *Armeria pungens*, *Corema album*, *Helycrisum picardii*, *Iberis procumbens* subsp. *procumbens*, *Daphne gnidium* var. *maritima* y *Cistus salvifolius* ponen de manifiesto esta entrada de elementos mediterráneos en la región eurosiberiana.

Las plantas de las islas han debido adaptarse a la severa climatología. Los vientos cargados de sal afectan el desarrollo de los árboles, por lo que la vegetación está integrada básicamente por formaciones arbustivas donde predomina el Tojo (*Ulex europaeus*), acompañado de Jaguarzo Negro (*Cistus salvifolius*), Retama Mansa (*Osyrus*

alba), Esparraguera (*Asparagus* sp.), Endrino (*Prunus spinosa*), brezos (*Calluna vulgaris* y *Erica scoparia*) y helechales de *Pteridium aquilinum*. El hombre ha alterado profundamente la vegetación original mediante la plantación de especies exóticas como el Eucalipto (*Eucalyptus globulus*), la Acacia (*Acacia melanoxylon*), o los Pinos Insigne o Rodeno. En algunos enclaves, aún pueden encontrarse algunos ejemplares de Roble Melojo o de Sauce, restos de los antiguos bosques autóctonos de estas islas. La isla de Cortegada es la única que alberga un bosque de Laurel, de gran interés natural. La vegetación original se encuentra mejor conservada en las laderas acantiladas, en las playas y en las dunas.

La vegetación de acantilado está condicionada por la influencia del mar, que se refleja en dos factores básicos: la salinidad y la acción mecánica del oleaje. En general la vegetación se organiza en 3 cinturones, de forma que en el cinturón más alejado la influencia del mar será menor. En los acantilados, crecen -entre otras especies- el Hinojo Marino (*Crithmum maritimum*), la *Calendula algarbiensis* y las matas de *Armeria maritima*, *Armeria pubigera* y *Angelica pachycarpa*. Las ramas de esta última especie, endémica de la costa noroccidental de la Península Ibérica, son utilizadas por los cormoranes en la construcción de sus nidos.

Constituyen un hábitat sumamente restrictivo; la movilidad, la alta salinidad del suelo, la porosidad, la alta insolación y el viento, son características que condicionan que las plantas que colonizan estas zonas tengan gran cantidad de adaptaciones; hojas crasas, colores reflectantes, pilosidad, rizomas, etc. La vegetación de dunas presenta también una zonificación ya que se dispone en bandas según su tolerancia a la influencia marina.

En playas y dunas aparece otra especie de *Armeria*, *Armeria pungens*, aquí bautizada con el nombre de "Herba de namorar". Otras plantas propias de suelos arenosos y que ayudan a fijarlos son: el Barrón (*Ammophila arenaria*), el *Elymus farctus*, el Carraspique (*Iberis procumbens*), la Correhuela Rosa (*Calystegia soldanella*), el Tomillo Bravo (*Helichrysum picardii*) - endémico del litoral occidental ibérico- y la Camariña (*Corema album*). Este escaso arbusto se ha convertido en uno de los símbolos del Parque, ya que en las dunas de las Cíes se encuentra una pequeña población que, sin embargo, es la más importante de Galicia.

Entre todas esas plantas destaca *Rumex rupestris*, un endemismo atlántico que vive preferentemente en cantiles y del que, aparte de las escasas poblaciones gallegas centradas sobre todo en estas islas, sólo se conservan algunas poblaciones en la Bretaña francesa y Cornualles además de de unas poblaciones en Gales. Un caso similar es el de *Linaria arenaria*, una planta que vive en áreas costeras en las que, además de las escasas poblaciones gallegas, existen algunas poblaciones en la costa occidental de Francia.

Con todo, probablemente la planta mas emblemática de estas islas es *Cytisus insularis* Ortiz & Pulgar (2001), una retama o "xesta" recientemente descrita, pues se venía confundiendo con *Cytisus striatus* (Hill) Rothm., una "xesta" mas común en Galicia. Se conoce, por el momento, en la isla de Ons, donde están las mejores poblaciones, y Sálvora (islote de Vionta). Por el hecho de ser esta una planta leñosa que puede alcanzar los 2 metros de altura y por tener un área tan restringida es una de las plantas de mayor interés entre la flora rara y amenazada de Galicia.

Especies y subespecies	Catálogo Galego de Especies Ameazadas	Lista Roja España
<i>Alyssum loiseleurii</i> P. Fourn.	*	VU
<i>Antirrhinum majus</i> subsp. <i>linkianum</i> (Boiss. & Reuter) Rothm.	*	EN
<i>Armeria pungens</i> (Link) Hoffmanns. & Link	*	
<i>Chaetopogon fasciculatus</i> subsp. <i>prostratus</i> (Hackel & Lange) Laínz	*	EN
<i>Corema album</i> (L.) Don	*	
<i>Linaria arenaria</i> DC.	*	EN
<i>Rumex rupestris</i> Le Gall	*	CR
<i>Spergularia australis</i> (Samp.) Prain	*	DD

Tabla 2.- Especies y subespecies presentes en las islas atlánticas que están recogidas en el "Catálogo Galego de Especies Ameazadas" y en la "Lista Roja de la Flora Española". Valoración según categorías UICN: CR (En peligro crítico), EN (En peligro), VU (Vulnerable), DD (Datos insuficientes) de las especies vegetales de interés para la conservación.

Especie	Archipiélago	Categoría UICN
<i>Erodium maritimum</i> (L.) L'Hér.	Islas Cíes	En peligro crítico
<i>Linaria arenaria</i> DC.	Islas Ons	En peligro crítico
<i>Rumex rupestris</i> Le Gall	Islas Ons	En peligro crítico
<i>Cytisus insularis</i> S. Ortiz & Pulgar	Islas Ons y Vionta	En peligro

Tabla 3.- Especies vegetales incluidas en el Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España presentes en el Parque Nacional de las "Illas Atlánticas de Galicia".

Las especies y subespecies presentes en las islas atlánticas que están recogidas en el “Catálogo Galego de Especies Ameazadas” en proceso de elaboración, y en la “Lista Roja de la Flora Española” ya publicada, se señalan en la Tabla 2.

En el Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España se incluyen un total de cuatro especies presentes en el Parque Nacional (Tabla 3).

Pero es sin duda uno de los problemas más preocupantes que tiene el parque es el control de la flora alóctona de carácter invasivo que existe y que se resume en la Tabla 4.

Fauna

En lo concerniente a su fauna, la falta de espacio y, sobre todo, los escasos trabajos de prospección y catalogación de fauna invertebrada realizados en las islas atlánticas, nos impiden desarrollar en detalle este aspecto de la fauna terrestre del parque, que a buen seguro deparará notables sorpresas en el futuro. En cuanto a los vertebrados han sido descritas hasta el momento un total de 150 especies en el Parque Nacional, de las cuales:

Aves suponen más del 80% de la fauna del Parque (124 especies); Anfibios 5 especies; Reptiles 9 especies; 12 especies de mamíferos completan el catálogo de vertebrados del Parque Nacional, que veremos a continuación más en detalle

Además se han citado en las Islas Atlánticas 63 invertebrados protegidos en Convenios Internacionales pertenecientes a los phylum Cnidarios (2), Nermetea (1), Moluscos (6), Anélidos (1), Equinodermos (2), Artrópodos (51), y de estos últimos 2 arácnidos, 1 decápodo, 7 odonatos, 2 ortópteros, 1 mantodeo, 2 neurópteros, 10 coleópteros, 1 díptero, 23 lepidópteros, 2 himenópteros.

Entre los lepidópteros, cabe nombrar a la mariposa *Zerynthia rumina*.

Aves

Como suele suceder, las aves son el grupo taxonómico mejor conocido del Parque Nacional, destacando las aves marinas por su valor en conservación. Las más abundantes son la gaviota patiamarilla y el cormorán moñudo.

La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) es la especie de gaviota dominante en aguas del parque, y sin duda alguna el ave más abundante. En 2001 fueron censadas más de 25000 parejas nidificantes en el Parque, lo cual supone casi una cuarta parte de la población española. La especie ha sufrido un espectacular incremento estos últimos 25 años en Islas Atlánticas, en consonancia con el resto del país, debido al aumento de número y tamaño de los vertederos legales e ilegales. La enorme colonia de gaviotas del Parque incluye también unas cuantas parejas de gaviota sombría (*L. fuscus*), que en algunos casos forma parejas híbridas con las mayoritarias patiamarillas. La gaviota reidora (*L. ridibundus*), la gaviota enana (*Larus minutus*), la gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*) y la gaviota cabecinegra (*L. melanocephalus*) son otras de las especies que se pueden citar en aguas del Parque.

De las dos especies de cormoranes que es posible observar en Islas Atlánticas -el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) y el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) - sólo el primero nidifica, eso sí, en números muy importantes. Efectivamente, las aproximadamente 1500 parejas de Cíes y Ons constituyen más del 33% de la población nidificante española, y constituye casi con seguridad la colonia de cría más importante en toda Europa y un buen indicador de la riqueza y productividad de las aguas que rodean el parque. Su relevancia en conservación es, pues, evidente. Las colonias de cormorán moñudo se localizan en las zonas acantiladas, más protegidas. En

<i>Acacia longifolia</i> (Andr.) Willd.	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.
<i>Aeonium arboreum</i> (L.) Webb & Berthel.	<i>Agave americana</i> L.
<i>Agrostemma githago</i> L.	<i>Allium sativum</i> L.
<i>Aloe arborescens</i> Mill.	<i>Amaranthus hybridus</i> L.
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns
<i>Asparagus officinalis</i> L.	<i>Carpobrotus acinaciformis</i> (L.) L. Bolus
<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N. E. Br.	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.
<i>Citrus aurantium</i> L.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist
<i>Cryptomeria japonica</i> (L. fil.) D. Don	<i>Cupressus macrocarpa</i> Hartw.
<i>Datura stramonium</i> L.	<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	<i>Euonymus japonicus</i> L. f.
<i>Fraxinus americana</i> L.	<i>Gamochaeta spicata</i> (Lam.) Cabrera
<i>Helichrysum foetidum</i> (L.) Cass.	<i>Malus domestica</i> Borkh.
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	<i>Oxalis stricta</i> L.
<i>Oxalis violacea</i> L.	<i>Petroselinum crispum</i> (Mill.) A.W. Hill
<i>Phytolacca americana</i> L.	<i>Pinus radiata</i> D. Don
<i>Platanus orientalis</i> var. <i>acerifolia</i> Aiton	<i>Populus x canadensis</i> Moench
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
<i>Solanum sodomaeum</i> L.	<i>Solanum tuberosum</i> L.
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	<i>Tropaeolum majus</i> L.
<i>Vinca difformis</i> Pourret	<i>Zea mays</i> L.

Tabla 4.- Listado de especies alóctonas presentes en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Monteagudo se concentran en la cara norte y al oeste en San Martiño y Faro. En Ons, el área con mayor densidad de nidos se sitúa entre Punta Liñeiro y la Cova da Vella.

El paíño común (*Hydrobates pelagicus*) es el único procelariforme que cría en el Parque Nacional. Ha sido citado en el islote Agoeiro al S de San Martiño. La diminuta colonia de cría, de entre 4 y 8 parejas, tiene un notable interés por cuanto constituye una de las escasas colonias de cría gallegas. La presencia de roedores y carnívoros introducidos ha hecho desaparecer a la especie del resto de islas e islotes del Parque Nacional.

La pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), la pardela capirotada (*Puffinus gravis*), la Pardela pichoneta (*Puffinus puffinus*) y la Pardela Balear (*Puffinus mauretanicus*) son otras de las especies de procelariformes de interés que es posible ver regularmente en aguas del parque. No queremos olvidar a otras especies migrantes o invernantes notables: el alcatraz (*Morus bassanus*), el frailecillo (*Fratercula artica*), el alca común (*Alca torda*), el charrán patinegro (*Sterna sandvicensis*), el págallo grande (*Stercorarius skua*), y los negrones y colimbos completan junto a las nidificantes un conjunto de aves marinas especialmente importante en el contexto ibérico. Aunque todavía es posible observar araos comunes (*Uria aalge*) en aguas del parque, la especie se puede considerar desaparecida como nidificante habitual. Hasta los años sesenta un total de 400 parejas criaban en las Cíes, pero en 1987 se daba ya por desaparecida.

Las playas y lagunas mareales constituyen un hábitat ideal en migración para múltiples especies de limícolas. Chorlitejos, correlimos, agujas, zarapitos, archibebes, andarrios y vuelvepedras pueden ser observados en paso primaveral u otoñal.

En cuanto a las rapaces, cuatro taxones se reproducen en escaso número en el Parque Nacional: el azor (*Accipiter gentilis*), el ratonero común (*Buteo buteo*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el cernícalo común (*Falco tinnunculus*) -ausente en Cíes- se encuentran en todas las islas principales. El gavilán (*Accipiter nisus*) y el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) han sido citados como posibles reproductores, sin confirmar. El azor y el ratonero instalan sus nidos en las masas forestales de repoblación de eucalipto, principalmente en Cíes, mientras que los halcones se localizan en los acantilados. En cuanto a las nocturnas, solo la lechuza común (*Tyto alba*) ha sido citada como posible reproductora en Ons.

Los vencejos están representados por el vencejo real (*Apus melba*) y el vencejo común (*Apus apus*). El primero cría en Cíes y Ons, con una pequeña colonia en el islote de Freitas. El vencejo común parecía haber desaparecido en las Cíes como nidificante, pero ha sido localizado criando en la isla N. Ninguna de las dos especies es especialmente abundante.

En cuanto a los córvidos, son cinco las especies que crían en el parque. Aunque ninguna es frecuente, la situación de la chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) es especialmente preocupante, ya que parece estar en regresión en toda Galicia. El listado se completa con la

urraca (*Pica pica*), la grajilla (*Corvus monedula*), la corneja (*Corvus corone*) y el cuervo (*Corvus corax*).

Dos palomas, la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y la paloma bravía (*Columba livia*), junto con la tórtola común (*Streptopelia turtur*) y la introducida tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), se citan regularmente en el parque. La paloma bravía ha dejado de criar en Cíes y es escasísima como reproductora en Ons, y su situación en la franja costera gallega es bastante preocupante.

Otras especies de aves nidificantes de especial interés son el chotacabras europeo (*Caprimulgus europaeus*) -citado así mismo en Cíes y Ons-, y los carpinteros pito real (*Picus viridis*) y pico picapinos (*Dendrocopos major*). En cuanto a los paseriformes, más de 25 especies crían en el parque nacional, y decenas más se pueden observar en paso o invernando. No cabe duda que el Parque Nacional de las Islas Atlánticas es una localidad clave para las aves en Galicia.

No podemos abandonar a las aves del parque sin recordar el efecto del hundimiento del petrolero *Prestige* y la marea negra que provocó sobre las poblaciones de aves marinas gallegas, entre ellas las del Parque Nacional. Fueron recogidas muchas aves petroleadas en la costa española, portuguesa y francesa, lo que quiere decir que una importante cantidad de aves murió de forma directa por el vertido, aunque hay que señalar que el grueso de las aves afectadas son especies no nidificantes en el Parque (araos, alcas y frailecillos sobre todo).

Anfibios

Las fuertes precipitaciones de la costa atlántica gallega explican la abundancia de agua en las islas y la presencia de torrentes, pozas, abrevaderos y charcas en número notable, permitiendo la reproducción de poblaciones de anfibios en el parque. Efectivamente, dos urodelos y un anuro medran actualmente en las Islas Atlánticas de Galicia.

La salamandra común (*Salamandra salamandra*) está presente en el complejo de las Cíes -en San Martiño-, en la isla de Ons y parece haber estado presente en Sálvora hasta los años 90 del siglo pasado. Escasa en Cíes, la población de Ons es característicamente oscura de coloración. Se encuentra en cursos de aguas temporales, pero no desdeña el medio terrestre, siempre que mantenga un grado de humedad suficiente: a la sombra de los tojos o escondida bajo troncos caídos, en intersticios de los muros de piedra o en zonas en umbría.

La otra especie de urodelo descrita es el tritón ibérico (*Triturus boscai*). Únicamente es posible encontrarlo en las islas de Sálvora y Ons, y resulta muy poco exigente en cuanto a su hábitat, mostrándose en casi cualquier cuerpo de agua, por pequeño que sea, durante la fase acuática, y en cualquier hábitat suficientemente húmedo durante la fase terrestre. En cuanto a las ranas y sapos, Ons aparentemente es la isla más diversa, habiéndose citado en ella hasta tres taxones diferentes. El sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*) ha sido descrito en Ons, Cortegada y Sálvora, y probablemente se ha extinguido en Cíes, ya que se tiene constancia de su presencia en la década de los

90. Aunque puede encontrarse incluso en medios relativamente áridos, es más frecuente en prados húmedos y pequeños huertos. Las otras dos especies de anuros citadas antiguamente en Ons se suponen ambas introducidas y actualmente desaparecidas de la isla: son la rana verde (*Rana perezi*) y el sapo común (*Bufo bufo*).

Reptiles

De las 25 especies de reptiles citadas en la Galicia continental, nueve han sido observadas en Islas Atlánticas. De ellas, siete tienen la categoría de *Interés Especial* en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Destaca entre ellas el eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*), endemismo ibérico de distribución limitada en Galicia, y la lagartija de Bocage (*Podarcis bocagei*), endemismo del noroeste de la península ibérica.

El lagarto ocelado (*Lacerta lepida*) es, con permiso de alguna culebra, el reptil más grande y espectacular de los que encontramos en Islas Atlánticas. Ha sido descrito en San Martiño, Faro-Monteagudo, Ons, Sálvora y Cortegada. La población de Sálvora ha sido propuesta como subespecie diferenciada por algunos autores basándose en detalles de la dentición, tamaño y coloración. Prefiere los hábitat secos y soleados como tojales, roquedos y paredes de piedra. Al lagarto ocelado le acompañan y probablemente nutren dos especies de lagartijas: la lagartija ibérica (*Podarcis hispanica*) y la lagartija de Bocage (*Podarcis bocagei*). La primera abunda en las zonas soleadas de San Martiño, Faro-Monteagudo, Ons, Onza y Sálvora, así como en otros islotes más pequeños, presentando formas específicos para cada isla. En Cortegada y Malveira Grande la sustituye la lagartija de Bocage, ocupando, como era previsible, hábitats similares.

Por su parte, los eslizones cuentan con dos representantes: el eslizón Ibérico (*Chalcides bedriagai*) y el eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*), presentes en determinados casos en simpatria. Efectivamente, en Faro-Monteagudo encontramos a ambas especies en las zonas soleadas y expuestas, en el caso del eslizón ibérico con más querencia por las más desnudas. En Ons hay que confirmar la presencia de esta especie en la actualidad. El eslizón tridáctilo ha sido citado además en la isla de Ons, Sálvora y Cortegada. La presencia de estrías en el dorso, su mayor longitud, así como el diminuto tamaño de las patas nos permitirán distinguir fácilmente al tridáctilo de su pariente endémico. Para garantizar la conservación del eslizón ibérico es importante garantizar la conservación de los complejos dunares del parque, en particular la vegetación de la Playa de Rodas en Cíes.

No deberíamos confundir al lución (*Anguis fragilis*) ni con un eslizón -que tiene patas funcionales- ni con una serpiente, a pesar de que su aspecto es ciertamente más próximo al de un ofidio que al de un lagarto. Este fascinante y poco conocido reptil -a pesar de su abundancia- ha sido citado en todas las islas principales del parque, siempre en umbría y en zonas con una elevada humedad ambiental.

En cuanto a las serpientes, ha sido citada la culebra de cogulla (*Natrix maura*) en Ons, Onza y San Martiño. No desdeña el agua salada y es posible observarla en pozas

mareales buscando alimento. Además se encuentra en todas las islas principales la culebra lisa meridional (*Coronella girondica*), difícil de observar por sus hábitos marcadamente crepusculares, y en Ons la culebra de escalera (*Elaphe scalaris*), la serpiente de mayor porte de cuantas es posible toparse en el Parque Nacional.

Mamíferos

Excepto la nutria (*Lutra lutra*), los murciélagos y, tal vez, la musaraña común (*Crocidura russula*), es muy probable que la totalidad de los mamíferos del Parque Nacional hayan sido introducidos en tiempos históricos.

El elenco es reducido: lo componen dos insectívoros -el erizo europeo (*Erinaceus europaeus*), presente solo en la isla de Faro en Cíes- y la musaraña común (*Crocidura russula*) ya citada; tres murciélagos- el hortelano (*Eptesicus serotinus*), citado en Cíes, el murciélago grande de herradura (*Rhinolophus ferrumequinum*), capturado mediante red de niebla en Ons, y un miembro del género *Pipistrellus* pendiente de determinación taxonómica-; tres roedores- la rata negra (*Rattus rattus*), el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) y el ratón doméstico (*Mus musculus*)-; un lagomorfo, el conejo (*Oryctolagus cuniculus*); dentro de los carnívoros, un felido, el gato cimarrón (*Felis catus*) y dos mustélidos, el visón americano (*Mustela vison*) - en Sálvora y Vionta -, y la nutria (*Lutra lutra*); más un artiodáctilo, el ciervo europeo (*Cervus elaphus*).

La eliminación o control de algunas de estas especies introducidas, como la rata negra, el visón americano, el gato cimarrón en islotes con colonias de aves marinas, o el conejo en Onza y el ciervo en Sálvora, son una de las prioridades en las medidas de gestión de la fauna a aplicar en el Parque Nacional

Medio marino

El medio marino, el de mayor valor del Parque Nacional, se caracteriza por la claridad de las aguas y las temperaturas medianamente frías, con una ligera influencia cálida aportada por la corriente cálida del Golfo, y con una homogeneidad vertical en invierno (13-16°C) y una estratificación en verano (12-18°C) por el gradiente térmico producido por el calentamiento de las capas superiores

Debido a la existencia de un flujo hacia el exterior de agua superficial, generado por los vientos dominantes y las circulaciones estuáricas, se produce un afloramiento de nutrientes de aguas inferiores constituyendo aguas ricas en recursos tróficos que sustenta sistemas de gran riqueza. La protección de estas formaciones frente a los impactos producidos por el fondeo y la acumulación de desechos favorecerá su protección y con ello la conservación de las más de 200 especies de algas, los numerosos invertebrados asociados, así como de la gran cantidad de peces que se alimentan o refugian en ellas; algunas de estas especies están catalogadas, con más de 30 especies vulnerables y más de 10 raras. Esto hace que toda la cadena trófica de especies del medio emergido que se levanta a partir de aquí sea también de gran importancia.



Vista de las Islas Cíes desde Cabo Home.

Las Islas Atlánticas presentan un elevado valor ecológico y un gran atractivo, no solo por su riqueza en fauna y flora, sino también por su orografía, en muchas zonas espectacular.

La biodiversidad que las caracteriza es consecuencia de sus condiciones oceanográficas y de la variedad en hábitats, otorgando unas condiciones idóneas para el asentamiento y desarrollo de una gran variedad de comunidades, representativas, a su vez y en gran parte, de los fondos atlánticos gallegos.

En las comunidades rocosas propias de medios protegidos, semiexpuestos y expuestos, con poblamientos algares fotófilos y esciáfilos, destacan los bosques de las grandes algas pardas (*Saccorhiza polyschides* y *Laminaria* spp.), por estar considerados como la comunidad del litoral español que mayor riqueza específica alberga, ampliamente distribuidos en todo este litoral. También están presentes los horizontes de *Cystoseira* spp., bien representados en las islas y cuya trascendencia radica, entre otros aspectos, en la necesidad de aguas limpias, libres de contaminación para su desarrollo. Poblaciones faunísticas de gran diversidad colonizan multitud de hábitats: horizontes algares, paredes, cuevas, furnas, etc, con una buena contribución a la biomasa y productividad de estos fondos. Especies de elevada belleza y fragilidad como son los corales blandos (*Alcyonium* spp.) y las gorgonias (*Leptogorgia* y *Eunicella*, entre otras) se encuentran bien representadas.

Entre las comunidades que mayormente caracterizan a estos fondos se encuentran las siguientes:

Horizonte de *Mytilus galloprovincialis* - *Balanus perforatus* - *Patella* spp (mejillón, bellota de mar, lapas)

Población de *Pollicipes cornucopia* (percebe)

Poblamientos de fauna sésil sobre paredes

Población de *Paracentrotus lividus* (erizo)

Poblamientos circalitorales del coral amarillo: *Dendrophylla cornigera*.

Población del antozoo *Anemonia viridis* (ortiga de mar)

Poblamientos de los ofiuroides: *Ophiocomina nigra* - *Ophiothrix fragilis*

Poblamientos de corales blandos y gorgonias: *Alcyonium* spp, *Leptogorgia* spp y *Eunicella* spp.

Población del antozoo pluma de mar: *Veretillum cymnorum* en fondos sedimentarios

Horizonte de las algas rojas (rodofitas): *Chondrus crispus*, *Gigartina* spp

Horizonte del alga roja (rodofita) *Gelidium sesquipedale*

Bosque de las grandes algas pardas (feofitas): *Saccorhiza polyschides* - *Laminaria ochroleuca* - *Laminaria hyperborea*.

Horizonte del alga parda (feofita) *Himanthalia elongata*

Poblaciones del alga parda (feofita) *Cystoseira* spp

Poblamientos del alga verde *Codium* spp

Poblamientos de alga roja *Falkenbergia rufolanosa*

En cuanto a los fondos sedimentarios, estos archipiélagos albergan a su vez una buena diversidad de medios, desde cantos y gravas, arenas muy gruesas, arenas gruesas, arenas medias, arenas finas, arenas finas fangosas, sin olvidar los fondos de Mäerl, constituidos por el alga calcárea *Lithothamnion*, de gran importancia ecológica por la riqueza específica que alberga y su fragilidad.

Así mismo, no hay que olvidar la trascendencia que tienen los recursos marisqueros (nécora, centolla, percebe, erizo, pulpo, navaja, almeja) así como los pesqueros.

Entre las especies de fauna marina presentes se pueden destacar:

Recursos marisqueros: chocos (*Sepia officinalis*) nécora (*Necora puber*), centolla (*Maja esquinada*), percebe (*Pollicipes cornucopia*), mejillón (*Mytilus galloprovincialis*), erizo (*Paracentrotus lividus*), pulpo (*Octopus*) y navaja (*Ensis arquatus*)

Corales blandos: *Alcyonium* spp.

Algas: *Saccorhiza polyschides* *Laminaria ochroleuca*, *Laminaria hyperborea*, y *Cystoseira* spp, algas rojas calcáreas *Corallina elongata* y/o *Corallina officinalis*, algas verdes como *Codium tomentosum* y *Ulva rigida*.

Peces: Sargos (*Diplodus vulgaris*), pintos (*Labrus merula*) y maragotas (*Labrus bergylta*), róbalos (*Dicentrarchus labrax*), julias (*Coris julis*), fanecas (*Trisopterus luscus*), serranos (*Serranus cabrilla*), gobio de arena (*Pomatoschistus minutus*), congrio (*Conger*

conger), mujeles (*Chelon labrosus*), badexo (*Pollschius pollachius*).

Otros: estrella amarilla (*Marthasterias glacialis*), ofiura negra (*Ophiocomina nigra*), plumas de mar (*Veretillum cynomorium*), algunos antozoos (como *Actinotheroe sphyrodeta* o *Corynactis viridis* y la anémona *Anemonia viridis*), bellota de mar (*Balanus perforatus*), anélidos poliquetos tubícolas (*Spirographis spallanzani*), la esponja Cliona celata, y las gorgonias (géneros *Leptogorgia* y *Eunicella*, entre otros).

También se pueden observar algunos mamíferos marinos entre los que destacan delfín mular o arroaz (*Tursiops truncatus*) y la marsopa (*Phocoena phocoena*).

Los hábitats marinos incluidos en el Anexo I de la DC/92/43/CEE con presencia en el ámbito del parque son:

Arrecifes (Cod. 1170).

Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profundos (Cod. 1110).

Lagunas (Cod. *1150).

Cabe destacar, también, la presencia de una pequeña laguna (O Lago, Islas Cíes) de agua salada con un conjunto de características que le confieren una especial importancia ecológica. En sus reducidas dimensiones se encuentran varios ambientes distintos: arenales, roquedos y praderas de fanerógamas marinas (*Zostera noltii* y *Zostera marina*), que son plantas con flor. Es un lugar de reclutamiento de muchas especies, en especial peces, y destaca también la gran cantidad de pequeños invertebrados. La presencia de *Zostera* con las algas epífitas asociadas proporcionan abundancia de alimento al tiempo que ofrecen refugio a los alevines.

Conservación y biodiversidad

El Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia está situado en un entorno natural ligado al mar y presenta una extraordinaria biodiversidad, con gran variedad de ecosistemas. El valor ecológico del medio terrestre es muy importante, pero aún lo es más el del medio marino.

Los ecosistemas marinos, que sustentan una extraordinaria diversidad de especies de flora y fauna, presentan un buen estado de conservación, aunque son susceptibles a la contaminación por hidrocarburos procedentes del tráfico marítimo, por sustancias orgánicas procedentes del turismo en la época estival y por contaminantes que provienen de la ría. También hay riesgo de sobreexplotación de recursos pesqueros y de uso de artes y técnicas de pesca dañinas para el medio marino. El trabajo del Parque Nacional en este sentido consiste en regular estas actividades para que los ecosistemas naturales no se vean afectados y para que se desarrollen de manera sostenible, así como vigilar el cumplimiento de las normas.

El principal problema para la conservación en el medio terrestre del Parque Nacional ha sido la presión humana. En las islas, sobre todo en Cíes, las plantaciones de eucaliptos,

pinos y acacias han desplazado en varias zonas a la vegetación potencial de la zona. Se está trabajando en la erradicación de especies alóctonas, lo que supone un proceso a largo plazo. La más invasora de ellas es *Acacia melanoxylon*, que debe ser cortada de raíz para frenar su expansión.

El pisoteo representa también un problema que afecta a la vegetación de playas y dunas, por lo que se está actuando para que no afecte a las zonas de alto valor ecológico, como es el caso del cordón dunar de Rodas y del complejo dunar Figueiras-Muxeiro, ambos en las islas Cíes. En estas zonas aparecen una serie de plantas de indudable valor, como son *Corema album* y *Armeria pungens*.

En la actualidad se están llevando a cabo actuaciones para desarrollar una adecuada gestión del uso público, los residuos en las islas, la navegación y fondeo de embarcaciones, la pesca y el marisqueo, la práctica del submarinismo etc. Todo ello debe ir unido a una mejora del conocimiento científico, por lo que también se están realizando estudios para disponer del mayor número de datos posible sobre el medio natural y los aspectos culturales del Parque. Se elaborarán planes sectoriales y se seguirán desarrollando actuaciones y estudios para conseguir que los ecosistemas del Parque se encuentren en un estado de conservación que vaya ligado al mayor índice de naturalidad posible.

Se realizó un enorme esfuerzo para limpiar las zonas afectadas por el vertido del Prestige, que tuvo lugar poco después de la declaración del Parque Nacional, y se sigue llevando a cabo un seguimiento al respecto.

Actividades sostenibles

El Parque Nacional trabaja en la regulación de los usos que se llevan a cabo en su territorio, con el objetivo de que estos usos se desarrollen sin afectar negativamente a los ecosistemas. Las principales actividades llevadas a cabo son el turismo y la pesca, estando ambas controladas y reguladas por el Parque Nacional o por la normativa subsidiaria que está vigente, para garantizar su sostenibilidad.

Actividades pesqueras y marisqueras

La pesca y el marisqueo son actividades tradicionales en toda la costa gallega, debido a la extraordinaria riqueza del medio marino, que sustenta poblaciones de muchas especies muy apreciadas para su consumo, especialmente el marisco. En los archipiélagos del Parque Nacional se ejercen estas actividades, que están controladas y sometidas a una serie de limitaciones. Así, sólo se permite la pesca y el marisqueo artesanal tradicional de carácter profesional, cualquier otro tipo de pesca está prohibido (incluido la deportiva). La finalidad de estas regulaciones es conseguir una actividad pesquera que no ponga en peligro las especies, comunidades, ecosistemas y paisajes del Parque, es decir, conseguir una pesca sostenible.

Actividades turísticas y recreativas

El turismo es una actividad importante en algunas de las islas del Parque Nacional. En los últimos años las Islas Cíes han recibido de media aproximadamente unos 130.000 visitantes anuales y Ons unos 70.000, ya que en ambas existe un servicio regular de transporte de pasajeros para visitarlas en Semana Santa, fines de semana de mayo y período estival. Existen cupos de visita para evitar que se produzca una masificación excesiva que ocasione un deterioro de los ecosistemas. Hay determinadas zonas en las que, por razones de seguridad del visitante, por su fragilidad, o por el elevado valor ecológico que representan, el acceso no está permitido. Es el caso, por ejemplo, de las zonas de cría de gaviotas y cormoranes.

El buceo en las aguas del Parque Nacional se realiza a través de autorizaciones. En el caso de la navegación y el fondeo, es necesario proporcionar previamente al Parque una serie de datos, y éste podrá mandar un escrito de conformidad. Esto permite ir desarrollando un sistema para controlar adecuadamente las actividades que se realizan en el medio marino.

Se están realizando esfuerzos para promover un turismo comprometido con el medio ambiente y con el conocimiento de los valores naturales del Parque Nacional. Actividades como el senderismo y la observación de fauna y flora permiten al visitante combinar el disfrute con la interpretación de la naturaleza.

Bibliografía

- Álvarez, D.; Muntaner, J. & Velando, A. (2003). Cormorán Moñudo *Phalacrocorax aristotelis*. En R. Martí & J.C. del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 102-103. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- AMBIOTEC, S.L. (2000): *Inventario y documentación para una propuesta de límites al futuro Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Cíes, Ons, Sálvora)*. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Informe inédito.
- ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. (2001): *Censo de gaivotas no ámbito do Parque das Illas Atlánticas e Provincia de Pontevedra*. Servicio Provincial de Medio Ambiente Natural de Pontevedra. Xunta de Galicia. Pontevedra. Informe inédito.
- ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. (2001): *Plan de Ordenación dos Recursos Naturais da Illa de Cortegada*. Consellería de Medio ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. Informe inédito.
- ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L. (2004): *Estudio de la población de aves invernantes y nidificantes en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Primera memoria: censo de aves invernantes. Invierno 2003/2004*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio Medio Ambiente. Pontevedra. Informe inédito.
- Ballesteros, E. (2004). Las pequeñas islas: Biodiversidad marina y costera. En: Canseco Editores S.L. & Organismo Autónomo Parques Nacionales (Eds.) *La Red de Parques Nacionales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid. pp. 318-332.
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J. Moreno, J.C. & Ortiz, S, eds. (2003). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.
- Castroviejo Bolibar, S.; García Camacho, R. & Quintanar Sánchez, A. (2003). *Estudio preliminar de las plantas vasculares alóctonas de los Parques Nacionales Españoles*. Real Sociedad Española de Historia Natural. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Informe inédito.
- Centro de Investigaciones Submarinas, S.L. (2000): *Inventario y documentación para una evaluación de zonas susceptibles de poder ser integradas en el futuro Parque Nacional de las Islas Atlánticas*. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Informe inédito.
- Centro de Investigaciones Submarinas, S.L. (2003): *Propuesta preliminar para la zonación marina del Parque Nacional de las Illas Atlánticas de Galicia*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio Medio Ambiente. Pontevedra. Informe inédito.
- Costas, S.; Alejo, I. & Alcántara-Carrió, J. (2002). Human influence on the evolution of Islas Cíes sand barrier (NW Spain). In: Veloso-Gomes, F.; Taveira-Pinto, F. & Das Neves L. (eds.), *Littoral' 02: The changing coast*. Porto, Portugal. Volume 2, pp. 283-288.
- Dominguez, J.; Carro, F. & Vidal, M. (2003): *Atlas de Mamíferos Terrestres del Parque natural de las Islas Cíes*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Pontevedra. Informe inédito.
- Dominguez, J. et al (2003): *Atlas de las aves nidificantes de los archipiélagos de Cíes y Ons (Parque Nacional de las Islas Atlánticas)*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Fernández de la Cigoña, E. (1991): *Illas de Galicia. Cíes, Ons, Sálvora, Tambo, San Simón e Cortegada*. Edicións Xerais. Vigo.
- Galán Regalado, P. (2000): *Distribución, estatus y medidas de conservación de las poblaciones de anfibios y reptiles del Parque Natural de las Islas Cíes*. Informe inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente.
- Galán Regalado, P. (2000): Conducta gregaria del lagarto ocelado, *Lacerta lepida*, en las islas Cíes (Galicia). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (2): 80-82.
- Galán Regalado, P. (2001): *Situación de la herpetofauna del Espacio Natural de las islas de Ons: distribución, estatus y propuestas de conservación*. Informe inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 110 pp.

- Galán Regalado, P. (2003): *Anfibios y Reptiles del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Faunística, biología y conservación*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Lista Roja de la Flora Vascular Española. (2000). *Conservación Vegetal. Boletín de la Comisión de Flora del Comité Español de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza*. Número Especial 6: noviembre 2000.
- Mouriño, J. *et al* (2004). Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. En *Los espacios naturales de Galicia*. Edicións Negra Trea, S.L., Colección Maior. Vigo.
- Munilla, I.; Mouriño, J.; Alonso, P. & López, B. (1991). *Censo de Gaviota Patiamarilla (Larus cachinnans) en las islas Cíes*. Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia. Informe Inédito.
- Novoa, F.; Campos, A. & Baselga, A. (1998). Inventario de Ortopteroides del Parque Natural de las Islas Cíes (Galicia, Noroeste de la Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 9: 301-306.
- Novoa, F.; Baselga, A. & Campos, A. (1999): Inventario de coleópteros del Parque Natural de las Islas Cíes (Galicia, Noroeste de la Península Ibérica). *Bol. Asoc. Esp. Ent.*, 23: 293-314.
- Novoa, F. & Baselga, A. (2000). A New Species of *Ernobius* Thomson (Coleoptera: Anobiidae: Ernobiiinae) from the Cíes Islands, Spain. *Coleopterist Bulletin*, 54(3): 403-407.
- Ortiz S.; Pulgar I. & Iglesias I. (2001): A new species of *Cytisus* Desf. (Fabaceae) from islands off the west coast of Galicia (north-west Iberian Peninsula). *Botanical Journal of the Linnean Society*. 136(3): 339-344.
- Paz-Bermúdez, G.; Carballal, R & López de Silanes, M^a E. (2003): Líquenes saxícolas y arenícolas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, NW España). *Cryptogamie Mycologie*, 24(3): 385-397.
- Tragsatec (2000). *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Islas Atlánticas*. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. Informe inédito.
- Velando, A. & Freire, J. (2002). Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation*, 107: 59-69.

Relatorio

Elvira A. Díaz Vizcaíno

Matorrales de Galicia: tojales y brezales. Conservación y gestión

Recibido: 24 Noviembre 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen Se presenta la variedad de tojales y brezales de Galicia, analizando aspectos ecológicos de utilidad para establecer bases de gestión. La organización estructural de las comunidades maduras, y su modificación por intervención humana, especialmente fuego, permite establecer su periodicidad y pertinencia. Los cambios que dicha intervención produce a nivel de las especies leñosas más características también resultan de interés para interpretar su abundancia, y para abordar planes de restauración y/o conservación.

Palabras clave: estructura, intervención humana, conservación, *Erica*, *Calluna*, *Ulex*.

Summary This work presents the variability of gorse and heath shrublands in Galicia, by analyzing useful ecological aspects to establish the guidelines for their management. The structure of mature communities and their modification by human intervention, mainly through fire, allow the establishment of their periodicity and pertinence. Changes caused by this intervention upon the most characteristic woody species are also interesting for the interpretation of their abundance and for carrying out restoration and/or conservation plans.

Keywords: structure, human intervention, conservation, *Erica*, *Calluna*, *Ulex*.

Introducción

Las comunidades de matorral de Galicia se incluyen en una docena de clases fitosociológicas (Izco & Amigo, 2002) que comprenden jarales, tojales, brezales secos y húmedos, escobonales, enebrales, etc. Entre ellos, los tojales y brezales son los más diversificados, y reciben el nombre de matorrales atlánticos porque su distribución se corresponde con una franja de anchura variable que va desde el norte de Europa en Noruega hasta el norte de África, en Marruecos.

Excepto las formaciones climáticas de alta montaña y las formaciones costeras desarrolladas en condiciones climáticas extremas, son comunidades seriales, que sustituyen desde muy antiguo a los bosques caducifolios característicos de estos territorios, como resultado de una progresiva antropización del paisaje que comienza con la introducción de la agricultura y la ganadería (5.500 BP). Ya en la Edad Media el paisaje gallego se caracterizaba por el predominio del matorral y la discontinuidad de las masas arboladas; predominio que alcanzó un 75% desde el siglo XVIII hasta comienzos del siglo XX (Valdés & Gil Sánchez, 2001).

En esta época el monte constituía un importante recurso, utilizado mayoritariamente de modo colectivo (Balboa, 1990), e integrado en la agricultura tradicional, a la que sustentaba, proporcionando cama para el ganado, que se renovaba periódicamente sirviendo de abono para las "agras", alimento para el ganado caballar cuando joven, y leña para calentar el horno de cocer el pan cuando maduro o senescente, entre otros usos. Las necesidades de este recurso agrario llevaron al cultivo de alguna de sus especies más características, como el tojo, contribuyendo así a su expansión; cultivo que se realizaba mediante "estivadas", quemando al final del verano las matas secas levantadas cavando en el monte, extendiendo las cenizas para fertilizar, y sembrando cereal, generalmente centeno, y tojo; una vez recogida la cosecha del primero, se dejaba crecer y desarrollar el tojal, cuya recolección era en muchos casos el principal objetivo de esta práctica cultural.

Elvira A. Díaz Vizcaíno
Dpto. de Botánica. Escuela Politécnica Superior de Lugo.
Universidade de Santiago de Compostela.
Campus de Lugo. 27002 Lugo.
e-mail: bvlueadv@lugo.usc.es

En la actualidad, el matorral ocupa en Galicia una quinta parte del territorio en general, y una tercera parte de su superficie forestal (Balboa, 1990; Xunta de Galicia, 2001), superficie que ha disminuido considerablemente a lo largo de este último siglo, especialmente en la franja litoral (Izco & Amigo, 2002), siendo reemplazado por plantaciones forestales.

Ecología

Los tojales y brezales en Galicia se encuentran sobre suelos ácidos, a su vez desarrollados sobre sustratos en su mayoría de tipo granito y esquisto, en todo el gradiente altitudinal de este territorio. Los géneros *Ulex*, entre las Fabáceas, con 5 especies, y *Calluna*, *Erica*, y *Daboecia* entre las Ericáceas, con 12, aportan sus especies leñosas características. El reparto de la dominancia entre ellas confiere gran variedad fisionómica a estos matorrales, muy evidente si se tiene en cuenta su calendario de floración, que se distribuye a lo largo del año, con el consiguiente efecto a nivel de paisaje.

Inicialmente este reparto de la dominancia puede interpretarse como el resultado de las preferencias ecológicas con respecto a factores topográficos y edáficos fundamentalmente de dichas especies leñosas características (Díaz Vizcaino et al., 1989); lo que lleva a Izco & Amigo (2002) a establecer una veintena de tojales y brezales diferentes en Galicia (Tabla 1).

A esta variedad fisionómica contribuye también su variedad estructural, resultado de la organización espacial (horizontal y vertical) de dichas comunidades; pudiendo distinguirse diferentes tipos estructurales en comunidades maduras (10-15 años) (Basanta et al., 1988) (Figura 1). Así, los tojales dominados por *Ulex europaeus* y los brezales dominados por brezos altos como *Erica australis* o *Erica arborea* alcanzan 1 o 2 m de altura o más, pudiendo diferenciarse en ellos cinco o seis estratos verticales, entre los que el último o los dos últimos constituyen un continuo con una cobertura prácticamente total; mientras que los tojales de *Ulex gallii*, los brezales secos de *Erica umbellata*, o los brezales húmedos de *Erica tetralix*, con una altura media menor, presentan cuatro estratos verticales, entre los que destaca de nuevo por su cobertura el estrato superior, salvo en los brezales secos de *Erica umbellata*, que presentan gran discontinuidad en la cobertura de vegetación leñosa.

Además de la variabilidad fisionómica y estructural, la actividad humana (fuego, roza, pastoreo) constituye un importante factor diversificador de tojales y brezales, que guarda relación con su grado de desarrollo tras perturbación. Dicha actividad humana se manifiesta como un proceso desorganizador de la estructura y composición de la comunidad, de mayor o menor importancia ecológica en función de la intensidad y frecuencia de la misma.

Entre estas actividades, el fuego ha adquirido gran relevancia en los últimos 30 años, coincidiendo con la desaparición del sistema agrario tradicional en el que el monte con matorral quedaba integrado. Su frecuencia y severidad en Galicia alcanza valores superiores al resto de

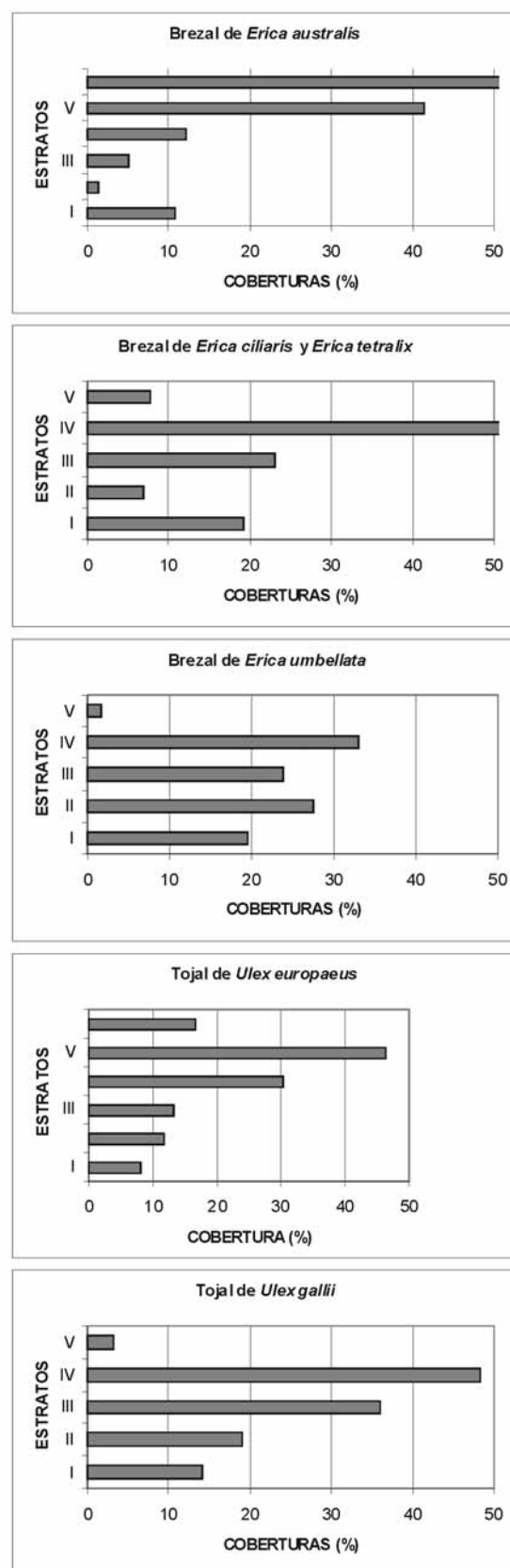


Figura 1.- Estructura de tojales y brezales de Galicia. Principales tipos estructurales identificados por Basanta et al. (1988).

A. Matorrales hidrófilos, propias de brañas; el brezo más abundante es <i>Erica tetralix</i>	B
A'. Brezales o tojales no hidrófilos; normalmente sin <i>Erica tetralix</i>	E
B. Con <i>Genista berberidea</i> o <i>Genista ancistrocarpa</i> (sólo en A Coruña y Pontevedra)	C
B'. Sin ninguna de esas dos especies del género <i>Genista</i>	D
C. Con <i>Erica mackaiana</i>	asociación <i>Genisto berberideae-Ericetum mackaianae</i>
C'. Sin <i>Erica mackaiana</i>	asociación <i>Genisto berberideae-Ericetum tetralicis</i>
D. Con <i>Ulex gallii</i> y <i>Molinia caerulea</i>	asociación <i>Ulici gallii- Genistetum anglicae</i>
D'. Sin las especies anteriores; en zonas de montaña	asociación <i>Genisto anglicae-Ericetum tetralicis</i>
E. Tojales pulvulares (almohadillados) en primera línea de costa	F
E'. Brezales o tojales no pulvulares, aunque puedan estar muy cerca de la costa	H
F. Con <i>Cistus salvifolius</i> , <i>Armeria pubigera</i> y <i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>latebracteatus</i> f. <i>humilis</i> . Desde A Guarda hasta Cabo Prior	asociación <i>Cisto salvifolii-Ulicetum humilis</i>
F'. Sin <i>Cistus salvifolius</i> ; el tojo principal es <i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>europaeus</i> f. <i>maritimus</i> . En contacto con <i>Armeria depilata</i> o con <i>A. pubigerara</i>	G
G. Contacta sólo con <i>Armeria depilata</i> ; normalmente se acompaña de <i>Erica vagans</i> . Sólo nordeste de Lugo	asociación <i>Angelico pachycarpae-Ulicetum maritimi</i>
G'. En ocasiones con <i>Armeria pubigera</i> , siempre sin <i>Erica vagans</i> . Tanto en Coruña como en Lugo	asociación <i>Sileno maritimae-Ulicetum humilis</i>
H. Brezales sin tojo. Muy extendidos en las montañas del oriente de Lugo y de Ourense	I
H'. Brezal-tojal o tojal con importante presencia de alguna especie de <i>Ulex</i>	L
I. Brezal de <i>Erica australis</i> con abundante carqueixa (<i>Pterospartum tridentatum</i>)	J
I'. Brezales de bajo porte y muchas veces discontinuos, dominadas por <i>Erica umbellata</i> y con frecuencia acompañadas de <i>Halimium umbellatum</i>	K
J. Con <i>Daboecia cantabrica</i>	asociación <i>Daboecio cantabricae-Ericetum aragonensis</i>
J'. Sin <i>Daboecia cantabrica</i> ; frecuentemente con <i>Polygala microphylla</i> ó <i>Luzula lactea</i>	asociación <i>Genistello tridentatae- Ericetum aragonensis</i>
K. Con <i>Genista sanabrensis</i> ; con o sin <i>Pterospartum tridentatum</i>	asociación <i>Erico umbellatae-Genistetum sanabrensis</i>
K'. Sin <i>Genista sanabrensis</i>	asociación <i>Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis</i>
L. Tojal-brezal con <i>Ulex minor</i> ó <i>Ulex micranthus</i>	LL
L'. Sin <i>Ulex minor</i> ni <i>Ulex micranthus</i>	N
LL. Con <i>Cirsium filipendulum</i> . En posición topográfica de hidromorfía	asociación <i>Cirsio filipenduli-Ericetum ciliaris</i>
LL'. Sin <i>Cirsium filipendulum</i> . Con <i>Erica umbellata</i> o <i>Genista triacanthos</i>	M
M. Con <i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>latebracteatus</i> ; al sur de Pontevedra	asociación <i>Ulicetum latebracteato-minoris</i>
M'. Sin <i>Ulex europaeus</i> subsp. <i>latebracteatus</i> ; con <i>Halimium ocymoides</i> ; Ourense. asociación <i>Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae</i>	
N. Con <i>Erica erigena</i> ; norte y oeste de A Coruña	asociación <i>Erico erigenae-Schoenetum nigricantis</i>
N'. Sin <i>Erica erigena</i>	Ñ
Ñ. Con <i>Genista triacanthos</i> , muchas veces con alguna especie de <i>Cistus</i>	O
Ñ'. Sin <i>Genista triacanthos</i>	P
O. Con <i>Erica scoparia</i> y <i>Cistus salvifolius</i>	asociación <i>Ulici europaei-Ericetum scopariae</i>
O'. Sin las especies anteriores; con <i>Cistus psilosepalus</i>	asociación <i>Agrostis curtisii-Genistetum triacanthi</i>
P. Con <i>Erica vagans</i>	Q
P'. Sin <i>Erica vagans</i>	R
Q. Con <i>Erica mackaiana</i>	asociación <i>Gentiano pneumonanthe-Ericetum mackaianae</i>
Q'. Sin <i>Erica mackaiana</i> ; nordeste de Lugo	Asociación <i>Ulici europaei-Ericetum vagantis</i>
R. Con <i>Erica mackaiana</i>	asociación <i>Gentiano pneumonanthe-Ericetum mackaianae</i>
R'. Sin <i>Erica mackaiana</i>	S
S. Con <i>Ulex gallii</i> ó <i>Ulex minor</i> , pero sin <i>Ulex europaeus</i> ; si aparece este último, entonces siempre con <i>Erica ciliaris</i>	T
S'. Tojal con abundante <i>Ulex europaeus</i> , con o sin <i>Ulex gallii</i>	asociación <i>Ulici eropaei-Ericetum cinereae</i>
T. Sin <i>Erica ciliaris</i> ; a menudo con <i>Erica australis</i> y <i>Pterospartum tridentatum</i>	asociación <i>Halimio alyssoidis-Ulicetum gallii</i>
T'. Con <i>Erica ciliaris</i>	U
U. Con <i>Carex binervis</i> ; sin <i>Ulex europaeus</i>	asociación <i>Carici binervis-Ericetum ciliaris</i>
U'. Sin <i>Carex binervis</i> ; a menudo con <i>Cirsium filipendulum</i> y <i>Ulex europaeus</i>	asociación <i>Cirsio filipenduli-Ericetum ciliaris</i>

Tabla 1.- Clave de tojales y brezales de Galicia (Clase *Calluno-Ulicetea*) según Izco & Amigo (2002).

España (Bardaji & Molina, 1999), lo que contrasta con el tipo de vegetación, que no va asociada a una menor frecuencia de incendios o a un largo período de recurrencia de los mismos (Vázquez & Moreno, 1998).

La regeneración tras incendio es un proceso de sucesión secundaria en el que se ponen en juego las estrategias regenerativas de las especies características de cada comunidad. Entre las leñosas, muchas son fuertemente rebrotadoras mientras que otras se comportan exclusivamente como germinadoras; de lo que se deriva que el ritmo de recuperación de estas comunidades difiera entre sí, como se observa en el caso de los brezales de *Erica scoparia* (Figura 2) que están entre los que se recuperan más rápidamente tras incendio, y en los que se aprecia ya desde las primeras etapas, una codominancia de Leguminosas y Ericáceas similar a la existente en las comunidades maduras, aunque cuantitativamente menor; no obstante el análisis de la contribución específica a dicha cobertura (Figura 3) muestra el desigual comportamiento de las especies leñosas más características, destacando la intensidad del rebrote de *Erica scoparia* y *Ulex europaeus* (Fotografía 1), frente a la lentitud de la germinación de *Calluna vulgaris* y *Erica umbellata* (Fotografía 2). Este ejemplo pone en evidencia la necesidad de un período mínimo de tiempo de recuperación tras esta perturbación, diferente para cada especie y comunidad, que es necesario conocer para gestionirlas adecuadamente. Períodos menores al mínimo de recuperación, pueden incidir en la diferente respuesta de las especies, resultando favorecidas unas frente a otras, y modificándose en consecuencia la composición y estructura de la nueva comunidad.

Conservación y gestión

El interés para conservación de tojales y tojales-brezales se justifica a diferentes niveles:

a nivel de paisaje: Constituyen un paisaje original, antrópico- cultural.

a nivel de comunidad: Por su representatividad, relacionada con variedad de condiciones ecológicas (a veces estrictas) y/o intervención humana.

a nivel de especie: Albergan especies de interés en conservación, algunas son endemismos.

La conservación de los tojales y tojales-brezales de Galicia se hace necesaria por su propia originalidad a nivel de comunidad, puesto que es en la provincia biogeográfica Cántabro-Atlántica, en la que está incluido dicho territorio, en la que se presenta la mayor diversidad de asociaciones

de estos matorrales en toda la Europa occidental, según Izco & Amigo (2002), quienes argumentan además la necesidad de conservar los endemismos ibéricos que albergan.

Tojales y brezales son hábitats exclusivos de especies de flora y fauna. Diferentes especies de aves, anfibios, reptiles e invertebrados dependen total o parcialmente de su presencia; ente ellas algunas especialmente sensibles para su supervivencia a la fragmentación de hábitat.

La Directiva Hábitats incluye los tojales y tojales-brezales como hábitats de interés comunitario (Tabla 2), puesto que, según los criterios establecidos en la misma, o bien se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural, o bien presentan un área de distribución natural reducida a causa de regresión o debido a que su área es intrínsecamente restringida, o bien constituyen ejemplos representativos en la región biogeográfica atlántica.

Los LIC (Lugares de Importancia Comunitaria) aprobados para Galicia de la región biogeográfica atlántica europea albergan una importante representación de estos hábitats que pasan a formar parte de la red europea Natura 2000; de esta forma se adquiere la obligación de adoptar medidas de conservación, evitando su deterioro.

Causas de la reducción o desaparición de tojales y tojales-brezales

Los tojales y brezales han sufrido una importante reducción en toda la franja atlántica europea (Izco & Amigo, 2002; Alonso, 2004), siendo las principales causas:

Plantaciones forestales: los tojales y brezales son considerados hoy en día como tierras carentes de valor, maleza, y las plantaciones forestales se consideran una forma de obtener un beneficio económico.

Cambios en las prácticas agrícolas y ganaderas: la disponibilidad de fertilizantes artificiales baratos supuso el cambio de uso del terreno para aprovechamiento agrícola (transformación del monte en pastizal) Además, la ganadería rústica extensiva desapareció en la mayoría de las zonas de brezal.

Infraestructuras (carreteras, caminos) e instalaciones de energía eólica: Producen pérdida y discontinuidad de hábitat, así como fragmentación de poblaciones.

Minería: los suelos pobres de los brezales a menudo ocultan abundantes recursos minerales, como caolín, gravas u otros materiales de construcción.

Código	Hábitat
4010	Brezales húmedos atlánticos septentrionales de <i>Erica tetralix</i> L.
4020*	Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> L. y <i>Erica tetralix</i> L.
4030	Brezales secos europeos (atlánticos y mediterráneos)
4040*	Brezales secos atlánticos costeros de <i>Erica vagans</i> L.
4060	Brezales alpinos y boreales
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga

Tabla 2.- Tojales y brezales de interés para la conservación según la Directiva Hábitats presentes en Galicia.

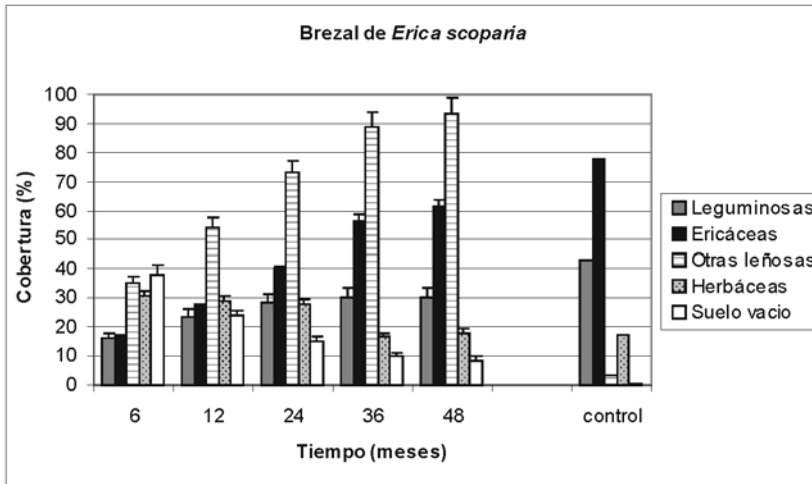


Figura 2.- Regeneración tras incendio de los brezales de *Erica scoparia*. Cambios en la cobertura lineal de los principales grupos de especies leñosas (Ericáceas, Leguminosas, Otras leñosas), herbáceas y suelo vacío.

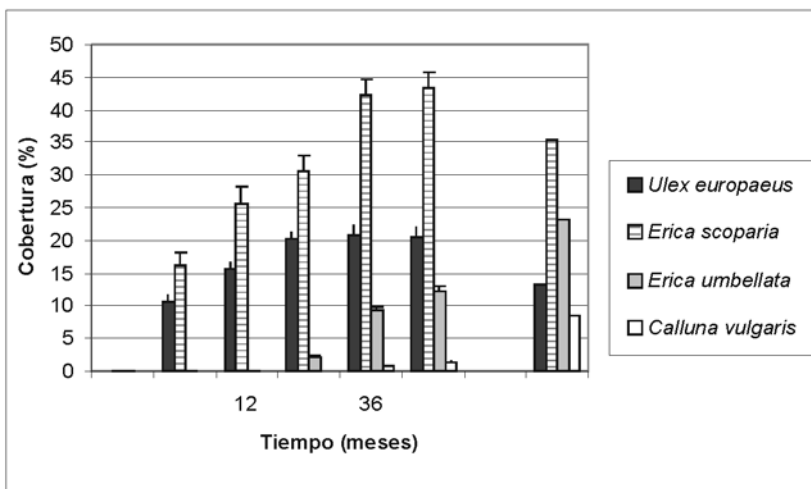


Figura 3.- Regeneración tras incendio de los brezales de *Erica scoparia*. Cambios en la cobertura lineal de cuatro especies leñosas características: *Calluna vulgaris*, *Erica scoparia*, *Erica umbellata* y *Ulex gallii*.



Fotografía 1.- En la regeneración tras incendio destaca la intensidad del rebrote de *Erica scoparia*, en comparación con otras especies leñosas y herbáceas.



Fotografía 2.- En los matorrales de *Erica umbellata* esta especie regenera únicamente mediante germinación; las plántulas se presentan entremezcladas con numerosas herbáceas. Al fondo se aprecian restos del brezal de unos 20 años, que no se ha quemado.

Desconocimiento de su valor ecológico: mucha gente aún considera estos lugares como zonas pobres, tanto económica como ecológicamente, y su apego a estas zonas ha sido escaso.

Gestión de tojales y tojales-brezales

Las figuras de protección en sí mismas no son suficientes y este tipo de comunidades, en su mayoría seriales, precisan de un manejo activo. Como está previsto en Planes de Conservación de otros países de Europa (Alonso, 2004), su gestión puede incluir las actuaciones siguientes:

Pastoreo: fue una práctica tradicional empleando para ello razas rústicas; hoy en día se cree que el uso de las razas adecuadas durante los momentos precisos del año es una de las mejores formas de mantener la diversidad y carácter abierto de estos paisajes.

Control de las especies invasoras: plantas como el tojo, el helecho común y otros pequeños arbustos se solían cortar como forraje o cama para los animales domésticos. Sin embargo, hoy en día no tienen valor económico y han ampliado su extensión, poniendo en peligro la biodiversidad de estas zonas.

Mantenimiento de bajas concentraciones de nutrientes: el enriquecimiento de los suelos debido a la acumulación de hojarasca, la fertilización o la deposición atmosférica de nutrientes provoca cambios en la vegetación al salir favorecidas las especies más generalistas o mejor adaptadas a suelos más ricos.

Control de la presión turística: estos ecosistemas son susceptibles de ser dañados por excesivo pisoteo, motocicletas o ganado, así como por incendios intencionados durante el verano.

Bardaji, M. & Molina, D. (1999). Análisis comparativo interregional de los incendios forestales en la España peninsular. *Investigación Agraria. Sistemas y recursos forestales*. 8, 1:151-170.

Basanta, M., Díaz Vizcaíno, E. & Casal, M. (1988). Structure of shrubland communities in Galicia (NW Spain). En: During, H.J., Werger, M.J.A., Willems, J.H. (Eds.). *Diversity and pattern in plant communities*. SPB Academic Publishing. The Hague.

Díaz Vizcaíno, E., Basanta, M. & Morey, M. (1989). Preferencias ecológicas y óptimos ecológicos de diferentes comunidades de matorral y de sus especies en Galicia (NW España). *Stvdia Oecologica*. VI: 41-67.

Izco, J. & Amigo, J. (2002). Formaciones fruticasas de Galicia: Matogueiras e arbustedos. En: Rigueiro, A. (Coord.). *Botánica III. Galicia Natureza*. Hércules Ediciones. A Coruña.

Valdés, C.M. & Gil Sánchez, L. (2001). Tercer Inventario Forestal Nacional. La transformación histórica del paisaje forestal en Galicia. Ministerio de Medio Ambiente.

Vázquez, A. & Moreno, J.M. (1998). Fire frequency and fire rotation period in areas with different potential vegetation type in peninsular Spain. En: Trabaud, L. (Ed.). *Fire management and landscape ecology*. International Association of Wildland Fire. Fairfield, Washington.

Xunta de Galicia. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural. (2001). *O monte galego en cifras*. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

Bibliografía

Alonso, I. (2004). La conservación de los brezales en Inglaterra. *Ecosistemas* 2004. 1

Balboa López, X. (1990). *O monte en Galicia*. Xerais. Vigo.

Relatorio

Pablo Ramil Rego · Manuel A. Rodríguez Guitián · Marcos Rubinos Román · Javier Ferreiro da Costa · Boris Hinojo Sánchez · José Manuel Blanco López · Mariano Sinde Vazquez · Luis Gómez-Orellana Rodríguez · Ramón Díaz Varela · Susana Martínez Sánchez · Castor Muñoz Sobrino

La expresión territorial de la biodiversidad. Paisajes y hábitats

Recibido: 14 Decembro 2005 / Aceptado: 19 Decembro 2005
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2005

Resumen El desarrollo de la cartografía digital basada en el empleo de observadores remotos y de los sistemas de información geográfica ha supuesto una drástica modificación en el concepto y técnicas relativas a la expresión territorial de la biodiversidad, a través de la reformulación de los conceptos de "paisaje" y "hábitat". En el presente trabajo se analizan estas nuevas tendencias y se indica las tipologías al uso en el territorio de Galicia.

Palabras clave Biodiversidad, paisajes, hábitats, conservación, Galicia.

Summary The development of the digital cartographies based on remote sensing and geographical information systems have result in a dramatic alteration of the concepts and techniques relatives to the territorial expression of the biodiversity, with the subsequent reformulation of the "Landscape" and "Habitat" concepts. In this work these new tendencies are analyzed and current typologies used in the territory of Galicia are exposed.

Key Words Biodiversity, Landscapes, Habitats, Conservation, Galicia

Introducción

Las obras de De Candolle, Humboldt y Darwin, y posteriormente de Grisebach, Warming y Schimper influyeron decisivamente en la formulación de las primeras propuestas de sectorización biogeográfica del planeta que se publicaron en el primer cuarto del siglo XX. Para H. del Villar (1923), la unidad básica de la vegetación sería la "sinecia", determinada por un conjunto de formas vegetales o tipos biológicos que viven en un lugar, denominado biotopo o estación. La clasificación e identificación de las sinecias se realizaría atendiendo al biotipo dominante,, conduciendo al establecimiento de las "formaciones vegetales", o por el contrario atendiendo a su composición florística, que llevaría al establecimiento de las "asociaciones vegetales".

A lo largo de la primera mitad del siglo XX, y antes de la irrupción de los sistemas de cartografía computarizada, el empleo de las formaciones vegetales será mayoritario en el momento de expresar cartográficamente la vegetación de espacios de dimensiones reducidas (cientos de metros cuadrados o de hectáreas) hasta grandes unidades continentales o incluso para el conjunto de la vegetación del planeta, donde las unidades vegetales, siguiendo la propuesta de Schimper [1898], se reúnen en formaciones vegetales, y éstas, a su vez, en grupos de formaciones, clases y tipos de vegetación.

A principios del siglo XX, el núcleo originario de la Ciencia del Paisaje mantenía una concepción fisionómica y morfológica del mismo (Hommeyerem, Passarge, Schlüter, etc.) que desembocó en el entendimiento del paisaje como objeto complejo (Troll, Bobek, Schmihusen). Este planteamiento constituyó la base de posteriores avances que dieron lugar a términos como la "ecología del paisaje" y los "paisajes integrados". A. Hommeyerem introdujo por primera vez el término "*Landschaft*" (geografía del paisaje) para referirse al conjunto de elementos observables desde "*un punto alto*". Se trataba, en este caso, de subrayar el

Pablo Ramil Rego

Laboratorio de Botánica & Bioxeografía
Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural
(Ibader)
Campus Universitario S/N. Lugo (Galicia).
e-mail: botanica@lugo.usc.es

ámbito tangible de las formas resultantes de la asociación del hombre con los demás elementos de la superficie terrestre y definiendo, como resultado, diversos tipos o modelos de paisaje (rural, urbano, cultural, natural, etc.).

Desde el ámbito de la Fitosociología o Sociología de las Plantas, la asociación vegetal es la unidad básica de la vegetación, definida inicialmente por Flahault y Schröter (1910) como “una comunidad vegetal de composición florística determinada, de condiciones ecológicas uniformes y de fisionomía homogénea”. En 1913 Braun-Blanquet en colaboración con Furrer, incluyeron la noción de especie característica en la definición de asociación. La asociación, según estos autores, se “caracteriza por las especies que le son fieles”, definiéndose como una “agrupación vegetal más o menos estable y en equilibrio con el medio ambiente, caracterizada por una composición florística determinada, en la que ciertos elementos exclusivos o casi - especies características - ponen de manifiesto con su presencia una ecología particular y autónoma”. Posteriormente, en el Congreso Internacional de Botánica de Amsterdam (1935) se precisó el concepto de “composición florística determinada”, en el sentido de considerar como asociaciones a aquellas “unidades de vegetación determinadas por especies características y diferenciales”.

La sistemática de asociaciones establece una tipología jerarquizada que no guarda relación con su escala geográfica, de manera que en las unidades superiores (alianza, orden, clase) se mantiene la misma heterogeneidad de escala que se observa en las unidades básicas. Esta concepción no escalar de las unidades fitosociológicas constituye un serio problema a la hora de realizar una representación cartográfica que cumpla unos criterios básicos de precisión y escala, y que permita además cubrir globalmente un territorio, con unas unidades homogéneas que puedan ser identificables en cualquier momento y que permitan su integración con otras técnicas cartográficas. Estas limitaciones determinan que la expresión geográfica de las unidades fitosociológicas se realice a modo de representaciones simbólicas con un bajo grado de resolución espacial.

Un último concepto que se acuña a principios del siglo XX y que tendrá una importante repercusión en la caracterización y evaluación de la biodiversidad de los distintos territorios del planeta, es el de Bioma. El término “bioma” fue definido inicialmente por Clements en 1916 como la unidad biogeográfica de mayor rango, integrada por plantas y

animales. Posteriormente en 1939 Clements & Shelford, precisaron su definición, considerando el bioma como “un tipo de ecosistema” que representa un espacio territorial definido por una vegetación (formaciones vegetales) y especies características y un ambiente configurado por un clima particular. En la actualidad se consideran los biomas como las grandes unidades en que se subdivide artificialmente el ecosistema terrestre, la biosfera, diferenciadas por la existencia de un tipo particular de clima, cuya expresión espacio-temporal es, en gran medida, responsable de la diversidad, estructura, funcionamiento y distribución de la biocenosis, aspectos sobre los que el ser humano ha podido intervenir en mayor o menor grado.

La identificación de cada bioma con un clima propio, o lo que es lo mismo con un bioclima, determina que el número de Biomas que puedan existir en el Planeta a tendiendo a su zonificación climática, sea reducido, de modo que se da una coincidencia entre el número de biomas y de bioclimas (polar, boreal, templado, mediterráneo, subtropical, tropical). En cada bioma se reconoce un conjunto de unidades que responden bien a la zonación latitudinal (ecozona o ecorregión) o altitudinal (orobioma) del clima y en consecuencia de los grupos o formaciones vegetales dominantes, o en su caso, por la existencia de condiciones abióticas particulares de carácter azonal (grandes sistemas de humedales, pedobiomas). Las subsiguientes divisiones de los biomas corresponden a clases y tipos de unidades de vegetación o de cobertura del terreno, hasta alcanzar la unidad básica de vegetación o “sinecia”, que viene a corresponder con algún tipo de formación vegetal.

El sistema de unidades establecido desde la “formación vegetal” al “bioma” fué empleado en la segunda mitad del siglo XX como base para el desarrollo de la cartografía digital de la vegetación, la cual experimentó una vertiginosa transformación promovida por la mejora de las herramientas cartográficas e informáticas, de los sensores de observación remota y de la irrupción de los Sistemas de Información Geográfica. En este dinámico avance fué también necesario adaptar a las nuevas tecnologías algunos de los conceptos y enfoques clásicos de la biogeografía y de la ecología. Ejemplo de este cambio, es la modificación del término hábitat, que adquiere a partir de las definiciones establecidas por Blondel (1979, 1995) una entidad tridimensional y fractal, junto a la derivada de su componente biótico.

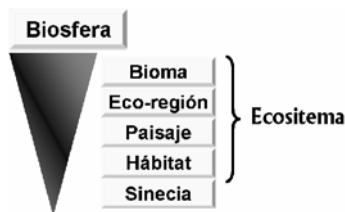


Figura 1.- Tipología y jerarquización de unidades biogeográficas empleadas en cartografía digital ambiental.

Ecología del Paisaje

Toda descripción y clasificación de tipos de países y paisajes implica tomar en consideración las plantas y los animales característicos. El paisaje entero se descompone en pequeñas piezas de mosaico y es usual que la vegetación desempeñe un papel importante en su caracterización (Margalef, 1980). Para Huetz de Lempis (1970), “los paisajes biogeográficos son un compromiso entre la obra de la naturaleza y la acción milenaria del hombre. Quien intente comprender la localización de las grandes formaciones vegetales debe tener una concepción sintética de la geografía. La vegetación no es sino un

elemento de un ecosistema donde los factores físicos y humanos actúan eternamente unos sobre otros y modifican sin cesar el aspecto de nuestro planeta”.

La ecología del paisaje tanto en su vertiente actualista (*Landscape Ecology*) como en la histórica; arqueología del paisaje (*Landscape Archaeology*), “aborda de modo prioritario el estudio del medio dentro de un modelo de interacción triangular entre cultura, biomasa y hábitat” (cf. Clark, 1952), que en la mayoría de los casos presenta una fuerte subordinación de los aspectos geográficos y biogeográficos frente a los culturales (cf. Abilleira, 1933; Clark, 1952; Wagstaff, 1987). “La consideración del espacio como una realidad únicamente de orden físico y ambiental, se desmorona ante la evidencia de que el espacio es sobre todo una categoría cultural, un concepto específico de cada sociedad o, incluso, de cada grupo de poder o resistencia dentro de una sociedad dada.

En el año 2000, el Consejo de Europa en su reunión de Florencia firmó el “Convenio Europeo del Paisaje”, que constituye el primer acuerdo internacional que promueve un marco político y jurídico común para la protección, la gestión, y el desarrollo sostenible del paisaje europeo. Su novedad consiste en proponer el paisaje como concepto integrador en las políticas de medio ambiente, de planificación y ordenación del territorio, incorporándolo a los valores sustantivos del proyecto de sociedad humanística que el Consejo de Europa propone y defiende desde su fundación. El apartado C de dicho artículo se refiere a “Identificación y cualificación” y el subapartado a) concreta tres objetivos específicos, que constituyen, de hecho, aspectos fundamentales de la tarea a desempeñar: “identificar sus propios paisajes (los de las Partes firmantes) sobre el conjunto de su territorio”; “analizar sus características así como las dinámicas y las presiones que los modifican; y “seguir sus transformaciones”.

Los primeros trabajos sobre descripción del paisaje gallego corresponden a Seoane (1866) y a Merino (1909). En el tercer tomo de la “Flora descriptiva e ilustrada de Galicia” (1909), Merino, incluye un apéndice titulado “Ligeras indicaciones sobre la fitogeografía gallega”, en el que expone una breve sinopsis de la geología y edafología de Galicia. En el estudio de las relaciones entre el “suelo y la vegetación”, establece dos grandes divisiones; “las plantas de las que dependen especialmente del medio-terreno (plantas halófilas, turbícolas, acuáticas o hidrófitas), las cuales ocupan poca extensión y de las casi exclusivamente están dominadas é influidas por el medio-climatológico, las cuales se propagan en dilatadas comarcas”.

Siguiendo en gran medida la descripción de la vegetación que Flahault establece en la “Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des régions limitrophes” del abad Coste (1901), Merino propone la separación entre la zona litoral, con plantas halófilas, y los territorios “alejados de la influencia directa de las mareas o de su ambiente húmedo”, cuya vegetación general “corresponde a la de la región de los bosques de hojas caedizas que dominan a la Europa central”, salvo algunas áreas de la provincia de Ourense, “por la derecha del Sil aguas arriba la vegetación ofrece distinto aspecto asemejándose a la mediterránea. El roble

está sustituido por la corpulenta encina, los tojos desaparecen y en su lugar se desarrolla abundantemente la *Genista hystrix*, á la que acompañan por dondequiera el *Cistus ladaniferus*, *Quercus toza*, ... etc.”. En los territorios interiores, diferencia diversos tramos o escalones altitudinales: “tramo del pino marítimo o costero, tramo del castaño o medio, tramo del roble y tramo del enebro o de plantas subalpinas”.

Posteriormente, Otero Pedrayo (1926) sectoriza el paisaje gallego considerando una serie de “regiones naturales o comarcas, individualizadas por la combinación expresiva y originalidad de los factores naturales e históricos generales a toda Galicia: la altitud, el grado de influencia atlántica, el tipo de roca predominante y su morfología, la intensidad del trabajo humano considerado en las formas de la agricultura como dimensión histórica, la proporción entre la ciudad y la aldea, el ritmo retardo o acelerado del vivir histórico”. El concepto integrador quedaba patente en la definición dada, al considerar que “la región natural no se determinan por el predominio de un factor único, sino por la interferencia de varios”, cuyo análisis independiente “sólo nos darían cuadros generales y esquemas condicionantes, pero nunca la impresión de inconfundible fisonomía de la región natural”.

A partir de la altitud el paisaje gallego se individualiza en cuatro categorías de tierras y formas: “bajas (de valle y litoral), “bocaribeiras” (término popular geográfico irremplazable) o cuestas de suave y variada gradación sobre los valles, “montañas” en formas onduladas o bravías, y finalmente “sierras”, solitarias unas, otras tendidas en amplios derrames sobre el basamento de la montaña. En general, la sierra en Galicia tiene características insulares en el conjunto de las formas de relieve”.

El análisis geográfico permitía a este autor diferenciar dos grandes conjuntos de regiones naturales. La Galicia Oriental, que abarcaría el conjunto de territorios litorales cantábricos, que se prolongarían hacia el Sur incluyendo el Alto Miño (Terra Chá) y valle del Sil, junto con los relieves montañosos que las delimitan, extendiéndose por la franja montañosa oriental gallega que forma la frontera con Asturias y Castilla, y englobando finalmente los macizos montañosos del S y del SW de Ourense.

El valle del Sil secciona el relieve de la Galicia Oriental en dos grandes unidades paisajísticas: “Al Norte, las sierras Cámbricas y Silúricas envuelven el amplio valle del Miño superior que progresivamente se ahonda desde la Terra Chá a Os Peares, y se organizan en radiación de sierras y valles hacia la costa Cantábrica. Al Sur, la estructura Cámbrica y Silúrica cede ante la presencia de grandes masas de granitos y esquistos cristalinos. Las formas de montaña se agrupan en unidades cupulares de amplio radio, conectadas al E con los relieves leoneses y zamoranos, y en su región central poco labradas por los valles, que en el rumbo Sur se desenvuelven en grandes y articuladas unidades o se tienden en altas regiones aluviales dentro de la categoría de montaña, relacionadas con las sierras divisorias con Portugal” (Otero Pedrayo, 1926).

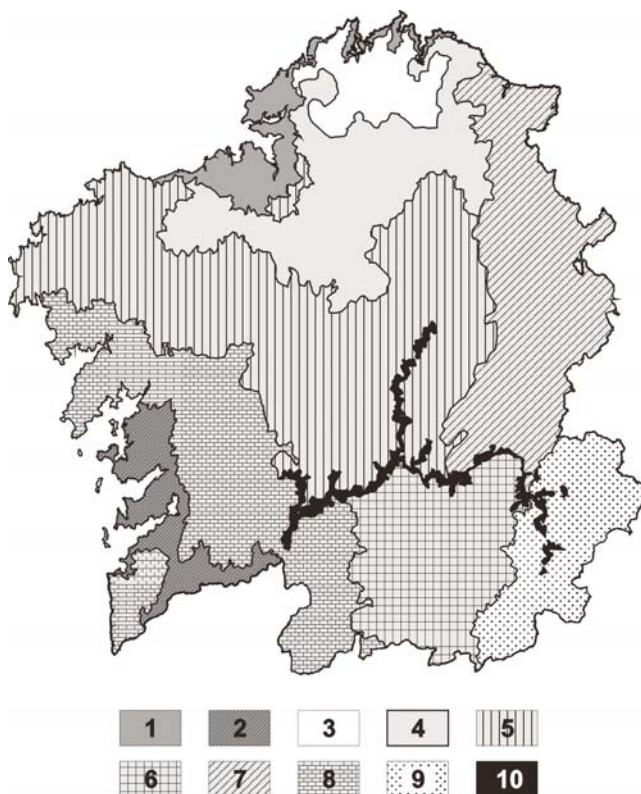


Figura 2.- Unidades de paisaje (formas de estructura agraria) según A. Bouhier (1979). 1: Bancales y terrazas (Golfo Ártabro); 2: Bancales y terrazas (Litoral Sureste-Baixo Miño); 3: Bocage (Sierras Septentrionales); 4: Pequeñas agras mezcladas con parcelas cerradas; 5: Grandes agras (zona central); 6: Grandes agras (zona suroriental); 7: Grandes agras (montañas orientales); 8: Organización doble en agras y bancales; 9: Grandes "openfields"; 10: Viñedo en terrazas.

La sectorización de la Galicia Occidental resulta más ambigua, el valle del Ulla separa los territorios litorales y sublitorales del golfo Brigantino (As Mariñas) y del Arco Finisterran (Bergantiños, Soneira, Barbanza), frente a los comprendidos por las Rías Baixas (O Salnés, Terra de Montes, O Morrazo, Val Miñor), a la vez que aglutina un amplio conjunto territorial de difícil diferenciación paisajística: Terra de Melide, Terra de Ordes, con las meridionales de A Mahía, Deza, Trasdeza, A Estrada. El resto de los territorios se vertebran con el Miño y sus afluentes, que desde los territorios litorales del Rosal, se adentra aguas arriba por los valles del Louro (Gándara de Budiño), Tea (O Condado), configurando el Baixo Miño, mientras que el sector central (Tramo Ourensano) se prolonga con el Arnoia (País de Celanova) y en menor medida con el Avia (O Carballiño). El último sector de la Galicia Occidental está representado por el valle de A Limia y por el conjunto montañoso que separa los territorios gallegos de la región Minhota de Portugal.

Bouhier (1979) propone, a partir del análisis de la estructura organizativa del medio rural gallego, un conjunto de unidades territoriales, asimilables a unidades paisajísticas, que tuvo una amplia aceptación hasta nuestros días, a

pesar de presentar algunos problemas en cuanto a su definición y delimitación. Posteriormente, Pérez Alberti (1986, 1993) realizó una importante contribución a la caracterización geográfica y geomorfológica del territorio gallego, con claras connotaciones a la estructuración del paisaje. Las unidades litorales y sublitorales (prelitoral) mantienen en lo básico la división inicial establecida por Otero Pedrayo (1926), mientras que el territorio interior se descompone en base a dos grandes unidades con claros vínculos paisajísticos, diferenciando la Montaña, donde la verticalidad se manifiesta dominante en la estructuración del paisaje, frente al conjunto constituido por las depresiones tectónicas, superficies aplanadas y los valles fluviales en los que predominan de nuevo la horizontalidad en el relieve.

Bellot (1968) y diversos autores posteriores (Rivas-Martínez 1987, Izco 1987) han propuesto sectorizaciones biogeográficas basadas en la distribución de especies en comunidades vegetales que, en muchas ocasiones, guardan una fuerte correspondencia con los diversos modelos de aprovechamiento de medio que se pueden reconocer en Galicia. En las versiones más recientes de estas clasificaciones, los diversos territorios con clima atlántico se adscriben a la Región Eurosiberiana, Provincia Atlántica-Europea, y en concreto a dos Subprovincias, la Cántabro-Atlántica y la Orocantábrica, mientras que aquellos donde la sequedad estival se manifiesta claramente, se incluyen en la Provincia Iberoatlántica de la Región Mediterránea. La delimitación y configuración de las unidades corológicas del NW Ibérico han sufrido importantes modificaciones en los últimos años, afectando en gran medida a la asignación corológica de las grandes cuencas sedimentarias interiores (Terra de Lemos, depresiones de Ourense, A Limia y Verín).

El "Atlas de los Paisajes de España" (Mata Olmo & Sanz Herraiz, 2003), constituye un primer intento de caracterización e identificación de los paisajes españoles, entendiendo el paisaje como "la configuración de los medios naturales y humanos" y como una realidad "que ha llegado a ser uno de los componentes que las políticas y los instrumentos de ordenación y de desarrollo territorial deben tener en cuenta en la elaboración de modelos territoriales, como elemento objeto de intervención para favorecer su protección y conservación y para orientar su mejora en los procesos de transformación del uso del territorio.

La escala de trabajo utilizada en la tarea de identificación y delimitación sistemática de los paisajes peninsulares ha sido 1:200.000. Se trata de una escala media, que se ha considerado adecuada para abordar el conjunto del territorio español. El método de trabajo desarrollado en esta caracterización de los paisajes españoles ha permitido llegar a una tipología jerarquizada compuesta por tres niveles: (1) unidades de paisaje, (2) tipos de paisaje, y (3) asociaciones de paisaje. La diversidad de los paisajes de España se pone de manifiesto según estos autores mediante el elevado número de unidades básicas (unidades de paisaje) que se han identificado: 1.262. Sin embargo, a pesar de lo elevado que pueda parecer esta cifra, la cartografía sintética que acompaña a esta obra muestra graves deficiencias en la distribución de las asociaciones de tipos de paisaje al lo largo de la fachada cántabro-atlántica

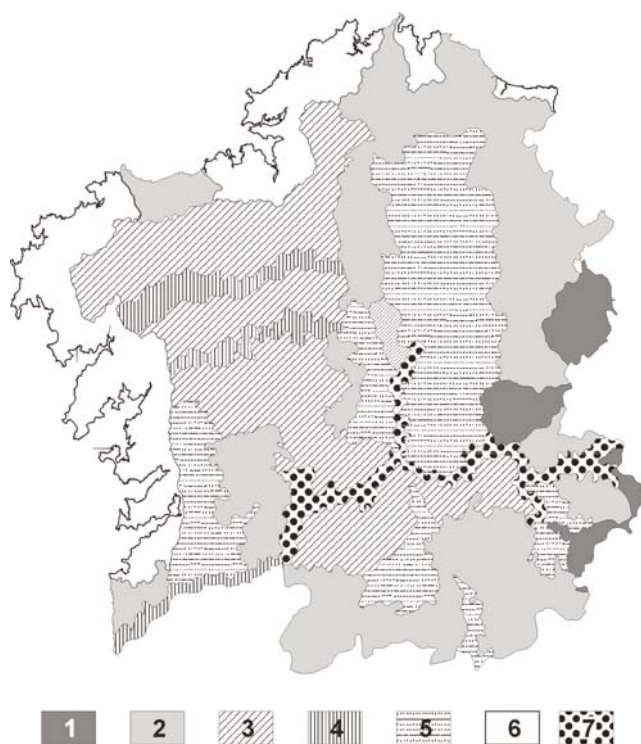


Figura 3.- División de las unidades paisajísticas según el Atlas de los paisajes de España" (Mata Olmo & Sanz Herraiz, 2003). 1: Macizos montañosos septentrionales; 2: Sierras y montañas atlánticas y subatlánticas; 3: Montes y valles atlánticos y subatlánticos; 4: Valles; 5: Cuencas, hoyas y depresiones; 6: Rías, marinas y rasas cántabro-atlánticas; 7: Gargantas, desfiladeros y hoces.

española que, muy posiblemente estén relacionadas con la metodología de identificación y valoración de los componentes, estructura y dinámica del territorio, que afecta tanto a aspectos biogeográficos como a los usos y aprovechamientos que inciden en la delimitación y configuración de las distintas unidades. A título de ejemplo para el caso gallego, resulta llamativo el hecho de que pertenezcan a la misma asociación de paisaje ("Sierras y montañas atlánticas y subatlánticas"), áreas interiores tan diferentes en cuanto a su relieve y cubierta vegetal como las montañas de la Dorsal Gallega, gran parte de las sierras orientales lucenses, la totalidad del Macizo de Manzaneda y un área costera como gran parte de la comarca de Bergantiños, en A Coruña.

Propuesta de una tipología de paisajes para Galicia

A lo largo de la última década del pasado siglo y a inicios del presente se han desarrollado diversas metodologías de análisis del paisaje en numerosos países europeos que ha culminado con propuestas globalizadoras cuya aceptación ha sido muy variada (cf. (Meeus, 1995, Meeus et al., 1990), Naveh (1993), Pinto Correia (Pinto Correia, 1991, Pinto Correia et al., 2003), Verhoeve & Verloet (1992), Blankson & Green (1991), Wijermans & Meus (1991), Bastian (2000),

Wascher & Jongman (2000) el paisaje gallego. Tomando como referencia la experiencia acumulada por estos equipos de trabajo, hemos planteado una propuesta tipológica de los paisajes existentes en Galicia que, por otra parte, podrá ser empleada en otras áreas de la Cornisa Cantábrica, basada en un sistema de grandes unidades homogéneas que integran, a diferente escala espacio-temporal, aspectos abióticos (geográficos, geomorfológicos, climáticos, edáficos, etc) y bióticos (flora, fauna, vegetación, aprovechamientos humanos, etc). La unidad básica de este sistema corresponde a los "tipos de paisajes" que representan grandes unidades geográficas con características estructurales y funcionales propias. En los territorios fuertemente antropizados, los tipos de paisajes se pueden descomponer en unidades de menor rango, los "subtipos de paisajes", derivadas del tipo de aprovechamiento del territorio. A su vez, los tipos de paisajes se agrupan en unidades de mayor orden, que muestran una gran homogeneidad en sus rasgos estructurales y funcionales, las "clases de paisajes".

Siguiendo este esquema, en el territorio gallego existirían 4 clases de paisajes; una configurada sobre el espacio marítimo-terrestre y denominada como "Litoral Cántabro-Atlántico". Una segunda clase estaría representada por los valles y pequeñas depresiones sublitorales ("Valles Sublitorales Cántabro-Atlánticos"). La tercera clase de paisajes se encuentra configurado por los distintos sistemas montañosos gallegos ("Sierras") y, finalmente, la cuarta gran unidad incluiría a los grandes valles, cañones y depresiones interiores de Galicia, "Llanuras y valles interiores".

Unidades de Paisaje	
1	Litoral Cántabro-Atlántico
2	Valles sublitorales Cántabro-Atlánticos
3	Sierras
4	Llanuras y valles interiores

Tabla 1.- Clases de paisajes del territorio de Galicia.

Litoral Cántabro-Atlántico

La zona litoral representa un amplio y estrecho espacio en el que interactúan los espacios terrestre y marino, poseyendo medios y ecosistemas propios y singulares. La oscilación mareal determina en gran medida la configuración del espacio litoral así como la distribución de los organismos vivos, estableciéndose una zonificación en tres grandes unidades: zona intermareal, comprendida entre los extremos superior e inferior que el nivel del mar alcanza en las mareas vivas; zona infralitoral, se extiende desde el nivel extremo que alcanzan en mareas vivas durante la bajamar hasta el margen de la plataforma continental; zona supralitoral, se extiende por encima de la zona intermareal hasta el límite que alcanzan la salpicadura del agua de mar.

La entidad de estas zonas y de las subdivisiones que en ella se establecen varía considerablemente en las diferentes unidades costeras en las que se integran elementos de muy

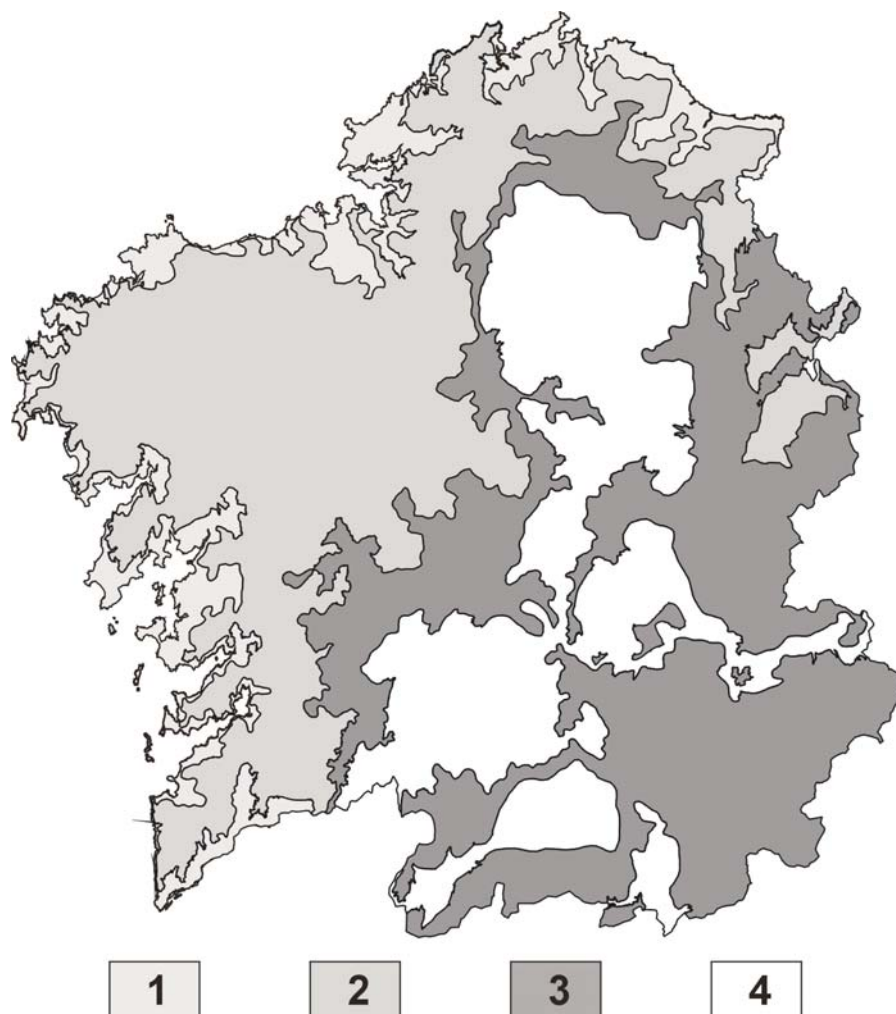


Figura 4.- Unidades de paisaje de Galicia: 1: Litoral Cántabro-Atlántico; 2: Valles sublitorales Cántabro-Atlánticos; 3: Sierras; 4: Llanuras y valles interiores.

diversa escala, con una heterogénea complejidad morfológica y ecológica. A escala regional el espacio litoral gallego puede descomponerse para su caracterización paisajística en diversas unidades estructurales cuyo origen suele responder a la integración de múltiples factores: movimientos tectónicos (orogénicos y epiorogénicos), movimientos isostáticos, movimientos eustáticos, acción de agentes geodinámicos, etc, que determinan la presencia de tramos costeros lineales, tramos semicerrados (golfos, bahías) y rías. A menor escala, los tramos costeros lineales, semicerrados y las rías, se descomponen en sucesivas unidades paisajísticas: acantilados, islas, llanuras litorales, playas, dunas, estuarios, marismas, lagunas, etc.

Otero Pedrayo (1926) dividía el litoral gallego en cinco sectores naturales delimitados por salientes costeros característicos: “Arco Cantábrico”, entre la desembocadura del Eo y Estaca de Bares, dominada por materiales cámbricos y silúricos, con una sección central granítica, englobando rías de escaso desarrollo, grandes acantilados y la rasa. “Arco Artabro”, comprendido entre Estaca de Bares y el cabo San Adrián e islas Sisargas, estructurado entre grandes superficies de acantilados y playas, en cuya área central se situaría el golfo Brigantino (“*Magnus Portus Artaborum*”), lobulado en rías. “Arco Finistérico”, extendido

desde el cabo San Adrián al de Fisterra, representa un tramo de litoral convexo, alto y rocoso, con rías de doble seno. “Arco de las Rías Baixas”, comprende la porción delimitada por los cabos Fisterra y Silleiro, en el que se encuentran rías ricamente articuladas, penínsulas individualizadas y un cordón singular de islas. “Arco Miñano-Duriense”, desde cabo Silleiro a la desembocadura del Miño, prolongándose en el litoral portugués hasta cabo Mondego. Esta sectorización será mantenida por numerosos autores posteriores, aunque alguno (Pérez-Alberti, 1986, 1993), unifican el territorio septentrional Minhiano-Duriense con las Rías Baixas.

Unidad de Paisaje “Litoral Cántabro-Atlántico”	
Tipo 1-1	Arco Cantábrico Gallego
Tipo 1-2	Arco Ártabro
Tipo 1-3	Arco Fisterrán
Tipo 1-4	Arco de las Rías Baixas
Tipo 1-5	Arco Miñano-Duriense

Tabla 2.- Tipos de paisajes del Litoral Cantabro-Atlántico.

Valles sublitorales Cantabro-Atlánticos

La Galicia continental, antepuesta al espacio litoral, puede fragmentarse siguiendo criterios biogeográficos y paisajísticos en tres grandes territorios, cuyos límites en ocasiones son ambiguos. El primero de ellos correspondería al espacio sublitoral, que contacta de forma sinuosa, y frecuentemente equívoca con el litoral. El carácter diferenciador del espacio sublitoral sería la ausencia de una influencia directa del mar, aunque se mantendría de forma nítida su acción indirecta, al configurar sus características climáticas, distintas a las del resto de los territorios continentales, de la designada frecuentemente como la “*Galicia interior*”. El espacio sublitoral incluiría las tierras bajas y las tramos finales de los valles, progresando por éstos hacia el interior, donde se expande por las pequeñas llanuras, ascendiendo nítidamente por las “*bocarriberas*” y envolviendo a los pequeños resaltes montañosos, mientras que su influencia se pierde en el contacto con las cumbres más elevadas de las sierras que conforman la denominada Dorsal gallega y el núcleo de sierras principales del extremo septentrional.

Unidad de Paisaje “Valles sublitorales Cantabro-Atlánticos”	
Tipo 2-1	Sublitoral Cantábrico Gallego
Tipo 2-2	Sublitoral Ártabro
Tipo 2-3	Sublitoral Fisterrán
Tipo 2-4	Sublitoral Rías Baixas
Tipo 2-5	Sublitoral Guardense

Tabla 3.- Tipos de paisajes de los Valles sublitorales Cantabro-Atlánticos.

El área sublitoral de Galicia ha sido históricamente la responsable de la subsistencia de la mayor parte de su población, aspecto que todavía se evidencia en el actual reparto poblacional en el que la mayoría de los ayuntamientos como más de 100 habitantes por km² se encuentran ubicados en este territorio. El sublitoral se configura en la actualidad como un paisaje fuertemente antropizado, donde la vegetación natural, y fundamentalmente los bosques, son escasos o incluso inexistentes, al ser remplazados por cultivos agrícolas y en los últimos tiempos por repoblaciones forestales y la expansión de los núcleos urbanos.

Sierras

La segunda gran unidad de la Galicia interior, la Montaña, es frecuentemente sectorizada (Ramil-Rego, 1993) en cuatro grandes unidades que han mantenido y mantienen rasgos biogeográficos comunes y diferenciadores como respuesta a los cambios ambientales a que ha estado sometido el Noroeste Ibérico durante el Terciario y el Cuaternario. Siguiendo criterios biogeográficos las grandes unidades montañosas gallegas se disponen en los lados de un rectángulo, cuya extremo septentrional, estaría representado por las Montañas Septentrionales Gallegas también designadas como Sierras Galaico-Asturianas (*Tipo*

Serras Galaico-Asturianas), unidad montañosa cuyas vertientes norteñas y superficies cimera tiene un neto carácter oceánico, marcado por la ausencia de sequía estival y por una elevada precipitación anual. En el segmento occidental estaría constituido por una sucesión de pequeñas unidades montañosas que forman una ambigua barrera montañosa extendida de Norte a Sur (*Tipo Sierras Centrales de Galicia*). La escasa altitud de la misma y la proximidad al mar de muchos de los núcleos montañosos determina que la delimitación biogeográfica de este territorio montañoso configura un límite poco preciso en diversos sectores entre las llanuras interiores y la región sublitoral.

Unidad de Paisaje “Sierras”	
Tipo 3-1	Sierras Galaico-Asturianas
Tipo 3-2	Sierras Centrais de Galicia
Tipo 3-3	Sierras Orientais de Galicia
Tipo 3-4	Sierras Galaico-Durienses
Tipo 3-5	Sierras Galaico-Minhotas
Tipo 3-6	Macizo de Manzaneda

Tabla 4.- Tipos de paisajes de la unidad “Sierras”.

El bastión montañoso oriental de Galicia estaría constituido por el extremo occidental de la Cordillera Cantábrica, mientras que el meridional aparece configurado por las montañas Galaico-Minhotas (Tipo Sierras Galaico-Minhotas) que delimitan el territorio gallego de la región portuguesa del Minho (Serra da Peneda, Serra do Xurés –Gêres, Serra de Larouco). Ambas unidades quedarían interconectadas por las estribaciones del macizo Galaico-Duriense o montañas Galaico-Leonesas (Tipo Sierras Galaico-Durienses). En el interior del rectángulo y próximo al vértice sur-oriental se situaría la última gran unidad montañosa de Galicia, el Macizo de Manzaneda. Durante el devenir histórico, la montaña ha tenido una gran importancia biogeográfica, al modular las condiciones climáticas y constituir una barrera entre la Galicia Interior, el Litoral y la Meseta Septentrional Ibérica, actuando simultáneamente como nexo, a través de la Cordillera Cantábrica, con las áreas montañosas del Suroeste europeo.

Llanuras y valles interiores

Esta unidad engloba un mosaico de llanuras y valles fluviales, en la que se suceden grandes espacios horizontales constituidos por una combinación más o menos compleja de amplios valles, superficies aplanadas y depresiones sedimentarias, con otros más angostos, representados por un paisaje de valles encajados. A nivel regional la estructuración paisajística así establecida se relacionaría con las tres grandes cuencas hidrográficas del cuadrante noroccidental ibérico (Miño, Limia y Támega).

Desde el ámbito conceptual de la ecología, la cuenca hidrográfica representa una unidad de carácter funcional y paisajístico que integra los diversos humedales con los ecosistemas terrestres del territorio. El alejamiento de las cuencas interiores del área litoral provoca un incremento en la estacionalidad de las precipitaciones, con una drástica

reducción en el periodo estival, que impide el desarrollo de humedales ombrógenos. Por el contrario, la morfología de la cuenca favorece la captación, transporte y almacenamiento de los aportes pluviales, propiciando la existencia de un complejo sistema de humedales topógenos entorno a las áreas más deprimidas de las depresiones y de los valles cuya génesis y funcionamiento está condicionado por flujos hídricos de carácter superficial y subterráneo.

El Río Miño drena la mayor cuenca hidrográfica del cuadrante noroccidental con una superficie de más de 12.000 Km², compartida entre el territorio gallego y leonés (Río Barja & Rodríguez Lestegás, 1996). Designado por los geógrafos clásicos como "*Minios*", su nombre parece derivar del latín *minium*, que haría referencia a sus aguas de tonalidad bermellón (minio), provocado por la existencia de óxidos de mercurio (Moralejo, 1977). Siguiendo criterios paisajísticos y biogeográficos se diferenciarían en el Miño tres grandes unidades: Alto Miño, Cuenca Central del Miño, el Baixo Miño, incluyendo cada una de ellas áreas tramos representados por grandes espacios aplanados y otros configurados por territorios de valles angostos y cañones fluviales.

El Alto Miño se extiende desde los cordales montañosos que marcan la frontera entre la Galicia interior y el sublitoral Cantábrico, abarcando una superficie de más de 2.300 km², centrada entorno a la gran planicie septentrional lucense, la Terra Chá, y se prolonga aguas abajo de la localidad de Lugo, hasta la unión del río Neira con el Miño. El territorio aparece enmarcado septentrionalmente por los relieves de las sierras Galaico-Asturianas (Serra da Carba, Serra do Xistral, Monseibane, Cordal de Neda, Serra de Lourenzán) y lateralmente por las estribaciones de las Sierras Centrales y Orientales. Entre estos rebordes montañosos el paisaje comprende dos sectores claramente diferenciados. En el superior, constituido por la Terra Chá, dominan las formas llanas rotas levemente por pequeñas elevaciones. La Terra Chá alberga una densa y compleja red fluvial dispuesta en forma de abanico que confluye finalmente en la localidad de Sta. Isabel (Outeiro de Rei) punto a partir del que se constituye el cauce principal del Río Miño. Aguas a bajo, la gran llanura se transforma en una sucesión irregular de valles angostos que cierran progresivamente el paisaje. Este tramo fluvial se prolonga por tierras de Lugo y Sarria.

La cuenca media del Miño o Tramo Ourensano, incluye también diversos tramos en los que se contraponen amplias superficies horizontales: Terra de Lemos, Hoya de Ourense, frente a espacios dominados por valles fluviales encañonados, conformados estos últimos por los cursos del Miño y Sil. La Terra de Lemos se encuentra estructurada entorno a la subcuenca del Cabe, río que discurre en

dirección NE-SW hasta unirse en las proximidades de San Estebo con el Sil. Unos pocos kilómetros aguas abajo de este punto se unen el Sil y el Miño, lugar a partir del que el paisaje se abre progresivamente hasta recobrar de nuevo su amplitud en las proximidades de Ourense. A semejanza de los tramos anteriores, el cauce del Miño presenta un fuerte encajamiento en su discurrir ourensano y a él se unen los diversos afluentes (Arenteiro, Arnoia, Avia, Barbantiño, Barbaña, Loña) que descienden del anillo montañoso tras atravesar los amplios niveles horizontales que marcan la fisonomía de este territorio (cf. Pérez-Alberti, 1986).

La tercera gran unidad, el Baixo Miño, quedaría situada ya en el territorio sublitoral, albergando un conjunto de pequeñas depresiones sedimentarias y valles sublitorales, que originan cursos fluviales muy cortos y escasamente jerarquizados (Coura, Louro, Tea, etc.) entre los que dominan los tramos juveniles, que contrastan con el aspecto senil del curso principal.

El paisaje de A Limia fue un paisaje de humedales, centrado sobre la celebre "*Lagoa de Antela*" o "*Lagoa de Beón*". Los geógrafos romanos designaban al río Limia como *Limais* o como *Belion*, indicando ya la existencia de una gran laguna, denominada "*Beón*", en alusión probablemente a la presencia de grandes juncos o cárices (*Scirpus lacustris*). Su designación más frecuente "*Antela*" derivaría de "*Anta*" término empleado para designar las grandes piedras empleadas como límites o signos territoriales. La *Lagoa de Antela* constituyó hasta su desecación el humedal continental de mayor extensión y probablemente de mayor diversidad existente en el territorio Atlántico del SW de Europa. Otero Pedrayo (1926) describe este paisaje antes de su desaparición: "A Limia forma un manchón diluvial entre formaciones graníticas, y adopta la forma de una gran hoja de tres lóbulos, cuyo pedúnculo fuera el río Limia. El drenaje imperfecto de las aguas mantiene el resto del antiguo y permanente régimen de la laguna en la Antela o Beón, donde aún en los estiajes más extremados forman las aguas entre densas vegetaciones palustres animadas por los bandos de palmípedas. Los espacios lacustres llamados en conjunto "ría" por los campesinos, verdadero testigo de un sistema anterior, cuya huella es visible en la naturaleza y humedad de la tierra fertilísima verde y nebulosa en los inviernos, fácil de recobrar bajo las largas lluvias su carácter antiguo, el que perdió por el proceso natural de la erosión ascendente del río emisor, el Limia, y por los múltiples trabajos de desecación para obtener en vez de lamas forestales o pastorales, ricas tierras de labor. Así las aguas persisten al NO, al pie de los relieves divisorios".

El alto Támega, designado tradicionalmente como el Val de Monterrei o de Verín, o simplemente "el Valle" presenta una red fluvial muy simplificada, ya que salvo el Búbal, no existen grandes efluentes. Este hecho condiciona una menor presencia de humedales que se encuentran representados por medios riparios e higrófilos, transformados estos últimos de forma progresiva en labradíos. La escasez de humedales de este territorio contrasta con la abundancia y extensión encontrada en las cuencas del Limia y Miño.

Unidad de Paisaje "Llanuras y valles interiores"	
Tipo 4-1	Terra Chá (Cuenca Alta do Miño)
Tipo 4-2	Terra de Lemos (Cuenca Media, Lucense)
Tipo 4-3	Terra de Ourense (Cuenca Media, Ourensana)
Tipo 4-4	Xinzo (Cuenca Alta de A Limia)
Tipo 3-5	Terras de Verín (Cuenca Alta del Támega)

Tabla 5.- Tipos de paisajes de la unidad "Llanuras y valles interiores".

Concepto y tipología de hábitats

Como señalado anteriormente, en las actuales propuestas de sistematización de la biosfera los paisajes se pueden descomponer a distintas escalas hasta alcanzar su nivel básico representado por las sinecias. Entre cada uno de estos niveles, se mantiene la relación escalar y fractal, estableciéndose para cada uno de ellos un conjunto de unidades territoriales básicas, interdependientes con las distintas escalas consideradas, que se designan como “teselas” o de forma más habitual en el ámbito de la teledetección como tipos de “coberturas del terreno”. La sinecia como unidad básica del paisaje suele resultar, al menos en los territorios fuertemente antropizados, una expresión geográfica demasiado atomizada, que dificulta considerablemente su análisis valoración y por lo tanto el desarrollo de propuestas de gestión. Por ello, se tiende a emplear unidades de mayor escala que se consideran como “unidades ambientales” o simplemente como “hábitats”.

El proyecto CORINE - Biotopes (EUR-12587, 1991) incluye como definición de hábitat la acuñada por Blondel (1979, 1995), es decir “extensión topográfica homogénea en sus componentes físicos y bióticos a la escala del fenómeno estudiado”. Dicha definición fué posteriormente adoptada en el proyecto de clasificación de hábitats del paleártico (“Classification of Palearctic Habitats”, Devillers, & Devillers-Terschuren, 1996) y la base de datos “Physis” (Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, 1995), financiados por el Consejo de Europa, siendo igualmente empleada en el proyecto “EUNIS – Habitat Classification” de la European Environment Agency (EEA).

Un hábitat es una entidad espacial tridimensional que comprende al menos la interacción entre el aire, el agua y la tierra, e incluye el ambiente físico y las comunidades de plantas y animales que lo ocupan, y es una entidad fractal en tanto su definición depende de la escala a la que se considera. Las condiciones que un conjunto de especies se encuentran en el hábitat son similares en toda la superficie del hábitat pero no todas las características del hábitat se encuentran siempre en un mismo punto (Blondel, 1979, 1995). De este modo se encuentran hábitats en cuya delimitación y configuración predominan factores abióticos (estuario, rías, aguas marinas profundas, cuevas marinas, desiertos, etc.), frente a otros principalmente bióticos de origen no antrópico (bosques, praderas de alta montaña o zonas frías, etc.) o claramente modulados por la acción humana (prados de siega, bosques de *Castanea sativa*, etc.).

La Directiva 92/43/CEE en su artículo primero establece una base jurídica relativa a los hábitats de la Unión Europea, considerando como “hábitats naturales”, las zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales. Del conjunto de hábitats naturales y seminaturales del territorio europeo, se consideran como “hábitats naturales de interés comunitario”: los que, se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural; o bien presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente

restringida; o bien constituyen ejemplos representativos de características típicas de una o de varias de las diferentes regiones biogeográficas establecidas en el territorio de la Unión Europea. En el Anexo I de la DC 92/43/CEE (modificado en el Acta de Adhesión de nuevos países a la Unión Europea en año 2003, Diario Oficial L 236 de 23/09/2003) se listan 218 “tipos de hábitats de interés comunitario”, de los cuales 71 son a su vez considerados como “tipos de hábitats naturales prioritarios” (señalados con un asterisco) al corresponder a hábitats naturales amenazados de desaparición presentes en el territorio de la Unión Europea y cuya conservación supone una especial responsabilidad para la Comunidad, habida cuenta de la importancia de la proporción de su área de distribución natural en el ámbito de la Unión.

Los hábitats como unidades territoriales y cartográficas

La consideración estricta del concepto de comunidad en cartografía de vegetación no se adapta en ocasiones a las características particulares de la cobertura vegetal del terreno y a las posibilidades reales de diferentes métodos cartográficos. Así, el carácter dinámico de la vegetación, la presencia de transiciones y mosaicos en la distribución de las comunidades vegetales y la necesidad de consideración de una escala de referencia en el proceso cartográfico exige la adopción de otros conceptos y esquemas más eficientes de cara a abordar determinados problemas cartográficos. Aunque se consideren las comunidades vegetales como entidades reales y definidas, el hecho de que constituyen entidades discontinuas localizadas geográficamente que presentan coalescencias e interdigitaciones que dificultan su análisis cartográfico y aconsejan la selección de otras entidades de cara a la definición de unidades cartográficas básicas (Blondel, 1979, 1986).

A efectos de implementación de proyectos de cartografía de hábitats destinado a la planificación y gestión del territorio y en concreto de los componentes de la biodiversidad, resultan útiles los criterios de Devillers & Devillers-Terschuren (1996) que definen el concepto de hábitat de una forma sintética, partiendo de concepciones relativas de hábitat para un organismo o especie y generalizándolas para todas las especies y organismos que en conjunto ocupan un mismo área. Así definen hábitat como “una entidad tridimensional que incluye al menos una interfase entre aire, agua y espacios terrestres, incluyendo tanto el medio ambiente físico como las comunidades de animales y plantas que lo ocupan”.

Este concepto de hábitat se corresponde con una entidad fractal que depende de la escala considerada para el estudio, asimilándolo al concepto de biotopo de Blondel. En el caso del proyecto CORINE Biotopes, la escala de referencia para la definición de los diferentes tipos de hábitats es la referida a los requerimientos ecológicos de macroinvertebrados, pequeños vertebrados y plantas (Devillers & Devillers-Terschuren, 1996). Para la conversión del concepto más o menos abstracto de hábitat a una tipología coherente de entidades geográficas, definen los

términos de pertenencia de unidades al mismo tipo de hábitat como “entidades separadas espacialmente pero lo suficientemente similares en condiciones abióticas, fisionomía, composición de comunidades animales y vegetales para jugar papeles similares desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza” (Devillers & Devillers-Terschuren, 1996).

La organización jerárquica de las unidades en un sistema de clasificación de hábitats coherente, al contrario que en el caso de la sistemática taxonómica, no puede basarse en criterios evolutivos a través de un sistema “natural” de carácter filogenético. CORINE Biotopes emplea para la clasificación de los hábitats semejanzas y diferencias en relación con su fisionomía, la composición de comunidades vegetales, la dominancia de ciertas especies dentro de éstas, la sucesión de comunidades vegetales y, en ocasiones, la composición de comunidades animales para combinar unidades elementales en entidades colectivas de rango sucesivamente superior. No obstante, al igual que sucede en cualquier división taxonómica, Devillers & Devillers-Terschuren (1996) asumen un cierto grado de arbitrariedad en la definición de los límites de unidades al tomar en consideración los criterios del proyecto CORINE Biotopes, al establecer que “dos hábitats han de ser diferenciados cuando las comunidades que los integran son lo suficientemente diferentes para conferirles diferente significación en la conservación de especies sensibles”.

Los criterios aplicados en la construcción de este esquema de clasificación de hábitats guardan una gran semejanza con los empleados en otros proyectos a gran escala realizados en Estados Unidos, como el proyecto GAP (Jennings, 2000). En dicho proyecto se emplea un esquema jerárquico de clasificación de vegetación estructurado en diferentes niveles de detalle que se basa en la incorporación sucesiva de criterios fisionómicos para la segregación de formaciones, datos biogeográficos y ecológicos para diferenciar unidades de orden inferior e información florística y definición de comunidades para llegar a los niveles de máxima desagregación o detalle.

En la mayoría de los trabajos de análisis de mapas categorizados en teledetección, se parte de leyendas correspondientes a coberturas del terreno, prestando poca atención a la dimensión ecológica que presentan las unidades definidas en el esquema de clasificación. Sin embargo, en los casos que el objeto de la cartografía se refiere a hábitats, la definición de las unidades se realiza de forma específica para los requerimientos ecológicos de una especie en concreto viéndose además dificultados los análisis por la falta de consenso en la definición del concepto de hábitat (Millington & Alexander, 2000). Así, el análisis de hábitats se basa en la diferenciación de unidades de vegetación o cobertura del suelo como aptas o no aptas para la especie objeto del análisis, integrándose en ocasiones estudios acerca de la fragmentación, conectividad, etc. de aquellas consideradas como clave para la pervivencia de la especie. El procedimiento empleado en la cartografía de hábitats consiste normalmente en la integración en un sistema de información geográfica de datos de cobertura del terreno junto con auxiliares de carácter biótico y abiótico, estructura del

paisaje, etc., referidos a las preferencias, umbrales de tolerancia u óptimo de parámetros ambientales para una especie (Blondel, 1979, 1986) y a una escala dependiente de la percepción de la especie analizada (Thomson & Klassen, 1980; Hansen *et al.*, 2001; Franklin *et al.*, 2001; Franklin *et al.*, 2002; Stalmans *et al.*, 2002). Análogamente también es posible modelizar las preferencias de una especie por una determinada combinación de parámetros ambientales, incluyendo entre los mismos el tipo de cobertura vegetal del terreno (Osborne *et al.*, 2001; Mason *et al.*, 2003; Nielsen *et al.*, 2003).

Las necesidades de productos cartográficos de uso general, no solamente aplicables al estudio o gestión de especies individuales o grupos de especies, sino a un análisis territorial global, han conducido a la consideración de entidades cartográficas de carácter integrador, asimilables conceptualmente a los conceptos de hábitat de Devillers (Devillers y Devillers-Terschuren, 1996) y de la realidad física homogénea de biotopo de Blondel (Blondel, 1979; 1986) adoptados por esquemas de clasificación de la vegetación como CORINE Biotopes y la Clasificación de Hábitats EUNIS. Dichas entidades consideran las características bióticas y abióticas de un área a una escala de referencia de suficiente detalle para su integración como información ambiental en aspectos de gestión del territorio tales como la delimitación de áreas protegidas o la elaboración de planes de gestión de las mismas (Jorge *et al.*, 1997; Donoghue & Mironnet, 2002; Poulin *et al.*, 2002; Shanmugam *et al.*, 2003; Weiers *et al.*, 2004).

Cartografía de hábitats en Galicia

La puesta en funcionamiento de la Red Natura 2000 en España obligó a cubrir, en un plazo corto de tiempo, importantes carencias sobre el conocimiento del medio ambiente, a fin de disponer de datos equiparables con los de otros territorios de la Unión Europea. En este contexto, en 1992 se establecieron entre el Ministerio Agricultura Pesca y Alimentación y las Comunidades Autónomas diferentes reuniones a fin de poner en marcha los trabajos del Inventario Nacional de Hábitats. Como instrumento técnico de apoyo, el antiguo ICONA solicitó a la Unión Europea un proyecto Life-Naturaleza para abordar los trabajos de inventariación de hábitats y taxones de los Anexos de la Directiva y la digitalización e informatización de sus resultados (LIFE93 NAT/E/011900 “Primera Fase del Inventario y Cartografía de la Directiva 92/43/EEC de hábitats en España” y LIFE94 NAT/E/004831 “Segunda Fase del Inventario y Cartografía de la Directiva 92/43/EEC de hábitats en España”).

Tomando como unidad de trabajo la división en hojas cartográficas de la Cartografía Militar de España a escala 1:50.000 elaborada por el Servicio Geográfico del Ejército, se procedió a la delimitación manual de un conjunto de elementos gráficos (aspas, polígonos, líneas) identificados con un código numérico a través del que se vinculaban dichos elementos con una información tabular en la que se indicaba la presencia de determinadas comunidades vegetales, así como su cobertura sobre el total de la unidad

cartográfica y su grado de naturalidad. Las técnicas cartográficas empleadas fueron muy rudimentarias y con un elevado grado de error lo que afectó negativamente a sus posibilidades de empleo en la valoración y gestión de la biodiversidad del territorio, restringiendo su empleo a análisis a escalas muy generales.

En cuanto a la relación de unidades asignadas a cada elemento cartográfico, éstas formaban parte de un listado de más de 1.600 sintaxones (comunidades vegetales) descritos según criterios fitosociológicos en el territorio español, que se relacionaron con 140 tipos de hábitats incluidos en el Anexo I de la DC 92/43/CEE. A cada uno de estos sintaxones se le asignó un código numérico de 6 dígitos que se especifica en las memorias técnicas del proyecto. Aunque dicha adaptación técnica de los tipos de hábitats del Anexo I existentes en España fue publicada en algunos trabajos científicos (Rivas-Martínez *et al.*, 1994, 1995), no puede considerarse con validez legal. Con respecto a los criterios utilizados en dicha correlación, hay que señalar que se realizó en la mayoría de los casos al margen de la documentación técnica generada por la propia Unión Europea para su identificación y delimitación (sucesivas versiones de “Manual de Interpretación de Hábitats de la Unión Europea”), lo que ha conducido a la existencia de graves errores e incongruencias que afectan tanto a la distribución de tipos de hábitats, como, de forma más notoria en el plano cartográfico, a su delimitación espacial.

En el ámbito territorial de Galicia los mayores problemas se observan en aquellos tipos de hábitats del Anexo I en cuya diagnosis son escasamente resolutive por sí solas las comunidades de plantas vasculares. Es el caso de tipos de hábitats como los estuarios (Nat-2000 1130), los llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja (Nat-2000 1140) o las grandes calas y bahías poco profundas (Nat-2000 1160), que prácticamente no aparecen representados en la cartografía derivada de este proyecto.

En otros grupos de hábitats, como los humedales continentales, los tipos recogidos en el Anexo I de la DC 92/43/CEE corresponden a unidades cuya determinación obliga a considerar, junto a los datos fitocenóticos, otro tipo de información ecológica que no fue tenida en cuenta durante la fase de trabajos de campo. De esto modo, la distribución de estos tipos de hábitats en el territorio gallego muestra en muchas áreas graves problemas de identificación, habiéndose considerado, por ejemplo, numerosos sistemas de turberas altas activas presentes en diversas áreas litorales y montañosas de Galicia como turberas de cobertor o, en otros casos, como “mires de transición”.

Por otra parte, debido a la escala empleada, la Cartografía Nacional de Hábitats presenta fuertes limitaciones para su empleo en la gestión y planificación del territorio gallego, y en más concretamente, de los Espacios Naturales Protegidos. La necesidad de superar estas limitaciones metodológicas llevó a nuestro grupo de investigación, en coordinación con la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia, a iniciar diversos trabajos a fin de disponer

de una cartografía ambiental computerizada para el conjunto de la Rede Galega de Espazos Naturais Protexidos. Así, en 1998 se inician los trabajos cartográficos que culminaron poco tiempo después con la publicación de la primera cartografía digital de hábitats de un Espacio Natural Protegido gallego: la Serra do Xistral (Izco & Ramil-Rego, 2001). Posteriormente, dentro de los trabajos conducentes a la elaboración del “Inventario de Humedais de Galicia” (Ramil-Rego & Izco Sevillano, 2002; Ramil-Rego & Crecente Maseda, 2005), se incluyó una localización y delimitación detallada de los principales humedales del territorio gallego, a la vez que se adecuaron métodos y procedimientos de teledetección y sistemas de información geográfica para adaptarlos a las características de nuestro territorio.

Una tercera fase en el proceso de elaboración de este nuevo producto cartográfico se ha desarrollado dentro de la elaboración del Plan de Conservación de las Zonas Especiales de Protección de los Valores Naturales (ZEPVN), que incluyó la generación de cartografía digital a escala de detalle (E. 1:5.000–20.000) para la mayor parte de los Espacios Naturales Protegidos de Galicia, con la finalidad de facilitar su planificación y gestión.

En estos proyectos se han tenido en cuenta como componentes clave, y de acuerdo con el proyecto CORINE-Biotopes, los tipos de hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE, junto con aquellas especies catalogadas legalmente como protegidas o amenazadas por las normativas comunitaria (DC 79/409/CEE, DC 92/43/CEE) y nacional (Ley 4/89 y normativas que desarrollan el CNEA). Además, debido a la inexistencia de un Catálogo Gallego de Especies Amenazadas, se consideró oportuno incluir junto a estas especies las que figuran en las categorías de mayor amenaza del “Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada” (Bañares *et al.*, 2003) y en los atlas y libro rojos de vertebrados: “Lista Roja de los Vertebrados de España” (ICONA, 1986) y “Libro Rojo de los Vertebrados de España” (Blanco & González, 1992), “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España” (Doadrio, 2001), “Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España” (Pleguezuelos *et al.*, 2002), “Atlas de las Aves Reproductoras de España” (Martí & Moral, 2003), “Libro Rojo de las Aves de España” (Madroño *et al.*, 2004) y “Atlas de los Mamíferos Terrestres de España” (Palomo & Gisbert, 2002).

La necesidad de integrar espacialmente estos componentes clave con el resto de la información ambiental y territorial de cada uno de los espacios protegidos, así como cada uno de éstos en el conjunto de la red, ha conducido a la estructuración de la misma dentro de un Sistema de Información Geográfica que constituye una potente herramienta para el análisis de la información y la obtención de resultados para orientar y formular las actuaciones de gestión de los Espacios Naturales. En este proceso, ha adquirido un papel relevante, la disponibilidad de mapas de hábitats elaborados con criterios cartográficos y ecológicos coherentes, y a una escala de detalle adecuada a las dimensiones de cada espacio y a la propia representación espacial de los tipos de hábitats.

Puesto que la finalidad principal de estos trabajos ha sido la de proporcionar criterios y herramientas aplicados a la gestión del medio natural, las unidades cartográficas empleadas corresponden a hábitats en el sentido dado por Blondel (1979, 1995), lo que permite su integración con otras capas de información cartográfica (unidades paisajísticas, unidades lito-estratigráficas, mapas de distribución de especies, etc), y ser empleadas como unidades básicas para la gestión y planificación de los espacios naturales, constituyendo por lo tanto, “unidades ambientales”. El sistema de unidades ambientales concebido incluye más de 70 tipos distribuidos en 9 grupos, que representan tanto medios de carácter natural (hábitats marinos y costeros, humedales continentales, matorrales y medios rocosos, bosques), como otros derivados de su transformación antrópica (paisaje rural tradicional, paisaje rural transformado) o vinculados directamente con sistemas artificiales (humedales artificiales, áreas urbanas e industriales, viales y líneas de abastecimiento)(Tabla 6).

El primer grupo corresponde a los hábitats marinos y costeros, en los que se han incluido 14 tipos de unidades. Un segundo grupo, con 10 tipos de unidades, engloba los diversos grupos ecológicos de humedales continentales de carácter natural o seminatural presentes en Galicia. El tercer grupo engloba las grandes superficies de matorrales y afloramientos rocosos, habiéndose establecido en su seno 8 tipos de unidades. La consideración conjunta de las formaciones rocosas y de los matorrales deriva del hecho de que en Galicia ambos tipos de medios tienden a aparecer de manera conjunta y, muy a menudo, formando un mosaico extremadamente complejo que conlleva una gran dificultad de delimitación precisa de ambas categorías, máxime en aquellas áreas donde los afloramientos rocosos son parcialmente enmascarados o cubiertos por el matorral.

En el grupo de bosques naturales y seminaturales se incluyen 11 tipos de unidades ambientales. Las dos primeras corresponden a grandes superficies de bosques, que superan las 50 ha, mientras que el resto de las unidades representan unidades de bosques de menor superficie territorial. Los cinco últimos grupos de unidades ambientales corresponden a medios artificiales o en los que existe una fuerte intervención humana que les confiere características estructurales, funcionales o biocenóticas propias. Dentro del espacio rural se han diferenciado

aquellas unidades territoriales en las que todavía persisten elementos propios del sistema tradicional de explotación de los recursos naturales, cuyos orígenes se remontan a la dominación romana o inicios de la Edad Media, frente a sistemas semi-industriales o totalmente industrializados, desarrollados en la segunda mitad del siglo XX con los proyectos de colonización y concentración agraria. Los hábitats constructivos y de claro carácter artificial (Unidades 7, 8 y 9) corresponden a los embalses, las áreas urbanas e industriales y los viales y líneas de abastecimiento.

Cada unidad ambiental se define por una combinación determinada de “hábitats característicos” que, de forma conjunta, ocupan la mayor parte de la cobertura de la unidad cartográfica, representando generalmente más del 70% de su superficie. El resto de hábitats representados forman parte de los llamados “hábitats secundarios” (Figura 5). Los hábitats característicos de cada unidad ambiental muestran un importante grado de similitud derivado de las características ecológicas del medio donde se desarrollan o de los usos y aprovechamientos que el hombre realiza en ellos. En consecuencia, poseen unos atributos fisionómico-ecológicos homogéneos que pueden ser identificados y representados espacialmente a través de una cartografía temática. Cada grupo de hábitats característicos de una unidad ambiental se organiza en tres niveles o subgrupos (hábitats principales, adjuntos y vinculados) en función de su representatividad en cada unidad ambiental. El subgrupo principal engloba los tipos de hábitats con mayor representatividad espacial en la tesela siendo, por lo tanto, los que contribuyen en un porcentaje mayor a definir sus características ecológicas o, en su caso, los tipos de usos y aprovechamientos dominantes.

En la mayor parte de las unidades ambientales existen un único grupo de hábitats principales que incluye uno o más tipos de hábitats principales. En estos casos, la adscripción de una determinada tesela a una unidad ambiental durante la fase de elaboración de la cartografía se realiza de manera directa una vez que se ha identificado la presencia del grupo de hábitats principales que caracteriza dicha unidad. En los otros casos, cuando las unidades ambientales se caracterizan por combinaciones de determinados grupos de hábitats característicos, la adscripción a la correspondiente unidad se realiza una vez determinado el grupo de hábitats característico que alcanza una mayor cobertura dentro de dicha tesela.

Los hábitats adjuntos confieren atributos al hábitat principal de la unidad ambiental. Su cobertura es por definición la misma que la cobertura del hábitat principal a la que se subordina. Por ejemplo, en el caso de los medios lacunares continentales, la delimitación de los tipos de hábitats principales se establece en función de la trofía de las aguas siguiendo los tipos reconocidos en el Anexo I de la DC 92/43/CEE, mientras que como hábitats adjuntos se incluyen dos grupos que permiten clasificar el medio lacunar en características particulares relacionadas con la superficie cubierta y la duración temporal de la lámina del agua.

El tercer subgrupo de hábitats que forma parte del grupo de hábitats característicos de la unidad ambiental es el de los denominados “hábitats vinculados”. Su utilización deriva de

Grupos de Unidades Ambientales

Código	Grupos de unidades ambientales
UA100	Hábitats marinos y costeros
UA200	Humedales continentales
UA300	Matorrales y medios rocosos
UA400	Bosques naturales y seminaturales
UA500	Paisaje rural tradicional
UA600	Paisaje rural transformado
UA700	Humedales artificiales
UA800	Áreas urbanas e industriales
UA900	Viales y líneas de abastecimiento

Tabla 6.- Grupos de unidades ambientales.

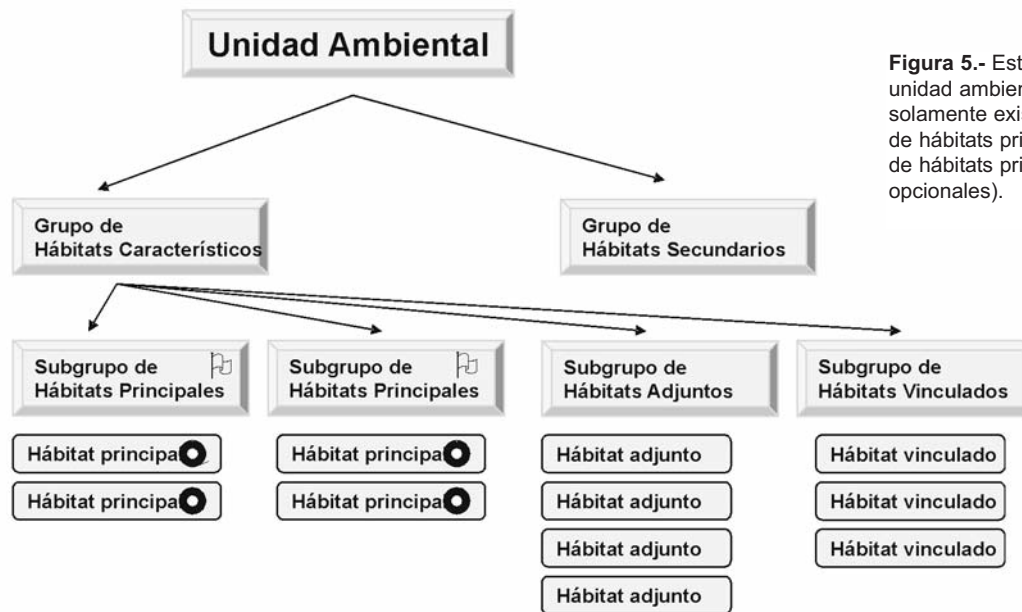


Figura 5.- Estructura de una unidad ambiental en la que solamente existen dos subgrupos de hábitats principales (subgrupo de hábitats principales opcionales).

la necesidad de representar todos los tipos de hábitats a una escala determinada. De este modo la imposibilidad de representación de determinados tipos de hábitats debido a sus reducidas dimensiones se resuelve integrándolos dentro del tipo o tipos de hábitats principales de la unidad ambiental en la que se encuentran. A los hábitats vinculados se les asigna sin embargo un valor de cobertura concreto, cuya suma será igual a la cobertura dada al hábitat principal. En la cartografía de un cauce fluvial, no es factible delimitar a escala E. 1:5.000 los distintos tipos de hábitats vegetados y desprovistos de vegetación que se suceden a lo largo del tramo. Estos tipos de hábitats corresponden a hábitats vinculados y se integran dentro del hábitat principal incluido en el subgrupo "Ríos". El resto de la cobertura de la tesela (<30%) puede asignarse a hábitats secundarios. Para cada conjunto de unidades ambientales se establece una serie de grupos y subgrupos de hábitats secundarios que incluyen, a su vez, un conjunto limitado y concreto de tipos de hábitats secundarios.

El reconocimiento y delimitación de las unidades ambientales constituye un proceso básico para la planificación y gestión de los espacios naturales, ya que a partir de ellas y con ayuda de los sistemas de información geográfica, se puede evaluar de forma objetiva y cuantitativa, el estado de conservación de los componentes clave para la conservación de la biodiversidad del Espacio Natural.

Hábitats de interés para la conservación

Uno de los resultados obtenidos a lo largo de este proceso ha sido la verificación de los tipos de hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE en el territorio gallego. Para ello se han tenido en cuenta tanto datos de tipo bibliográfico como otros recabados directamente durante las diferentes campañas de comprobación en el campo de la cartografía generada. Como resultado de todo ello, de los 218 tipos de hábitats de interés comunitario incluidos en la última modificación de la

Directiva (Diario Oficial L 236 de 23/09/2003), se ha confirmado la existencia en Galicia de un total de 72, que suponen un 33% de los hábitats incluidos en el citado Anexo, de los cuales 18 son considerados como hábitats prioritarios (25%)(Anexo I).

Agradecimientos Este trabajo se realizó en el marco del proyecto PGIDT04RFO276008PR y del convenio suscrito con la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia para la realización del "Plan de Conservación de las ZEPVN de Galicia".

Bibliografía

- Abilleira Lemos, A. (1933). Landscape archeology of the European Land-ends. The personality of Atlantic axis. *Celtic Paperbaks*. Edinburgh.
- Bastian, O. (2000). Landscape classification in Saxony (Germany) – a tool for holistic regional planning. *Landscape and Urban Planning*, 50: 145-155.
- Bellot Rodríguez, F. (1968). La vegetación de Galicia. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 24: 1-306. Madrid.
- Blankson, E.J. and Green, B.H. (1991). Use of landscape classification as an essential prerequisite to landscape evaluation. *Landscape and Urban Planning*, 21: 149-162.
- Blondel, J. (1979). *Biogéographie et écologie*. Masson. Paris, New York.
- Blondel, J. (1986). *Biogeografía y Ecología*. Editorial Academia, S.L. León.
- Blondel, J. (1995). *Biogéographie. Approche écologique et évolutive*. Paris, New York, Masson.
- Bouhier, A. (1979). *La Galice: essai géographique d'analyse et d'interprétation d'un vieux complexe agraire*. Imprimerie Yonnaise La Roche-sur-Yon (Vendée) et Université de Poitiers. Tome I, II. Poitiers.

- Clark, J.G.D. (1952): Prehistoric Europe: the economic basis. Methuen & Co. London.
- Devillers, P. & Devillers-Terschuren, J. (1996). A Classification of Palaearctic Habitats. 194 pp. Council of Europe Publishing. Strasbourg.
- Donoghue, D. N. M. & Mironnet, N. (2002). Development of an Integrated Geographical Information System Prototype for Coastal Habitat Monitoring. *Computers & Geosciences*, 28: 129-141.
- Franklin, S. E.; Hansen, M. J. & Stenhouse, G. B. (2002). Quantifying Landscape Structure with Vegetation Inventory Maps and Remote Sensing. *Forestry Chronicle*, 78: 866-875.
- Franklin, S. E.; Stenhouse, G. B.; Hansen, M. J.; Popplewell, C. C.; Dechka, J. A. & Peddle, D. R. (2001). An Integrated Decision Tree Approach (Idta) to Mapping Land Cover Using Satellite Remote Sensing in Support of Grizzly Bear Habitat Analysis in the Alberta Yellowhead Ecosystem. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 27: 579-592.
- Hansen, M. J.; Franklin, S. E.; Woudsma, C. G. & Woudsma, C. G. (2001). Caribou Habitat Mapping and Fragmentation Analysis Using Landsat Mss, Tm, and Gis Data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote sensing of environment*, 77: 50-65.
- Huetz de Lempis, A. (1970) : La végétation de la Terre. Masson. París.
- Izco Sevillano, J. & Ramil Rego, P. (Dir). (1998). Valoración y estado de conservación del Espacio Natural de la Serra do Xistral e Cadramón. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. (inédito).
- Izco Sevillano, J. (1987). Galicia. En: M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez. (Eds.). La vegetación de España. Universidad de Alcalá. Secretaría General. Servicio de Publicaciones. pp: 385-418.
- Izco, J. & Ramil-Rego, P. (Coord.) (2001). Análisis y valoración de la sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la directiva hábitat en Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago.
- Jennings, M. D. (2000). Gap Analysis: Concepts, Methods and Recent Results. *Landscape ecology*, 15: 5-20.
- Jorge, L. A. B. & Garcia, G. J. (1997): A Study of Habitat Fragmentation in Southeastern Brazil Using Remote Sensing and Geographic Information Systems (Gis). *Forest Ecology and Management*, 98: 35-47.
- López Seoane, V. (1866). Reseña de la Historia Natural de Galicia. Soto Freire. Lugo.
- Margalef, R. (1980): La Biosfera, entre la termodinámica y el juego. Omega. Barcelona.
- Mason, D. C., Anderson, G. Q. A., Bradbury, R. B., Cobby, D. M., Davenport, I. J., Vandepoll, M. & Wilson, J. D. (2003). Measurement of Habitat Predictor Variables for Organism-Habitat Models Using Remote Sensing and Image Segmentation. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 2515-2532.
- Mata Olmo, R. & Sanz Herraiz, C. (Dir.). (2003). Atlas de los Paisajes de España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Meeus, J, Wijermans, M. & Vroom, M. (1990). Agricultural landscapes in Europe and their transformation. *Landscape and Urban Planning* 18 (3/4): 289-352.
- Meeus, J. (1995). Pan-European landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31: 57-79.
- Merino, B. (1905-1909). Flora descriptiva é ilustrada de Galicia. Tomos I, II, III. Tipografía Galaica. Santiago.
- Millington, A. C. & Alexander, R. W. (2000). Vegetation Mapping in the Last Three Decades of the Twentieth Century. In Alexander, R. & Millington, A.C. (Eds): Vegetation Mapping. From Patch to Planet, John Wiley & Sons, LTD, Chichester. Pp: 321-332.
- Moralejo Lasso, A. (1977). Toponimia Gallega y Leonesa. Ed. Pico Sacro. Santiago.
- Naveh, Z (1993): Red Books for threatened Mediterranean landscapes as an innovative tool for holistic landscape conservation. Introduction to the Western Crete Red Book case study. *Landscape and Urban Planning* 24, 24-37.
- Nielsen, S. E.; Boyce, M. S.; Stenhouse, G. B. & Munro, R. H. M. (2003). Development and Testing of Phenologically Driven Grizzly Bear Habitat Models. *Ecoscience*, 10: 1-10.
- Osborne, P. E., Alonso, J. C. & Bryant, R. G. (2001). Modelling Landscape-Scale Habitat Use Using Gis and Remote Sensing: A Case Study with Great Bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38: 458-471.
- Otero Pedrayo, R. (1926): Guía de Galicia. 468 pp. Editorial Galaxia. Vigo.
- Perez Alberti, A. (1986). A xeografía. O espazo xeográfico e o home. 274 pp Biblioteca Básica da Cultura Galega. Ed. Galaxia. Vigo.
- Pérez Alberti, A. (1993). Xeomorfoloxía. En. Pérez Alberti (Dir.): Gran Enciclopedia Galega. Tomo 3. 260 pp. Gran Enciclopedia Edicións, S. A. Santiago de Compostela.
- Pinto Correia, T, Cancela d'Abreu, A. & Oliveira, R. (2003). Landscape units in Portugal and the development and application of landscape indicators. En: NIJOS & OECD (Eds.): Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis. Vol. 07/2003. 347 pp. NIJOS, Oslo.
- Pinto Correia, T. (1991). Landscape ecology in EEC less favoured areas problematic evolution in Southern Portugal. Proceedings of the European IALE seminar on practical landscape ecology (pp 11524). Vol 1, Roskilde, 24 May 1991. Roskilde University Centre, Roskilde.
- Poulin, M., Careau, D., Rochefort, L. & Desrochers, A. (2002). From Satellite Imagery to Peatland Vegetation Diversity: How Reliable Are Habitat Maps?. *Conservation Ecology*, 6: 16.
- Ramil-Rego, P. & Izco Sevillano, J. (Coord.) (2002). Humedales de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

- Ramil-Rego, P. (1993). Evolución climática e historia de la vegetación durante el Pleistoceno Superior y el Holoceno en las regiones montañosas del Noroeste Ibérico. En: A. Pérez-Alberti, L. Guitián-Rivera & P. Ramil-Rego (Eds.): La Evolución del Paisaje en las Montañas del Entorno de los Caminos Jacobeos. Cambios ambientales y Actividad Humana: 25-60. Consellería de Relacións Institucionais e Portavoz do Goberno. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P. & Crecente Maseda, R. (2005). Plan de Conservación de las ZEPVN de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. 8 Volúmenes. Santiago de Compostela.
- Río Barxa, F.X. & Rodríguez Lestegás (1996). Os Ríos. In: F. Díaz-Fierros (Coord.). As Augas de Galicia: 149-211. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- Rivas-Martínez, S. & Fernández González, F. (1995). Proyecto cartográfico español de hábitats naturales. *Política Científica* 44: 26-28.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España E 1: 400000. I.C.O.N.A. Serie Técnica, nº 1. 268 pp. Madrid.
- Rivas-Martínez, S., Asensi, A., Costa, M., Fernández-González, F., Llorens, L., Masalles, R., Molero Mesa, J., Penas, A. & Pérez de Paz, P.L. (1994). El proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43 CEE en España. *Colloques Phytosociol.* 22: 611-661.
- Shanmugam, S., Lucas, N., Phipps, P., Richards, A. & Barnsley, M. (2003). Assessment of Remote Sensing Techniques for Habitat Mapping in Coastal Dune Ecosystems. *Journal of Coastal Research*, 19: 64-75.
- Stalmans, M. E.; Witkowski, E. T. F. & Balkwill, K. (2002). Evaluating the Ecological Relevance of Habitat Maps for Wild Herbivores. *Journal of Range Management*, 55: 127-134.
- Thomson, D. C. & Klassen, G. H. (1980). Caribou Habitat Mapping in the Southern District of Keewatin, N.W.T.: An Application of Digital Landsat Data. *Journal of Applied Ecology*, 17: 125-138.
- Verhoeve, A & Vervloet, J. (Eds.)(1992). The transformation of the European rural landscape: papers of the 1990 European conference for the study of the rural landscape. NFWO, Brussels.
- Wagstaff, S. (1987). Landscape and Culture. Blackwell. Oxford.
- Wascher, D. & Jongman, R. (Eds.)(2000). European landscapes. Classification, Assessment and Conservation (Technical Report, draft). European Environmental Agency.
- Weiers, S.; Bock, M.; Wissen, M. & Rossner, G. (2004). Mapping and Indicator Approaches for the Assessment of Habitats at Different Scales Using Remote Sensing and Gis Methods. *Landscape and Urban Planning*, 67: 43-65.
- Wijermans, M & Meeus, J.(1991). Karakteristieke landschappen van Europa. WRR (Netherlands Advisory Council on Government Policy), W 58, The Hague.

**ANEXO I. Tipos de hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE presentes en Galicia. La lista constituye la última actualización del Anexo I incluida en el Acta de Adhesión de nuevos países a la Unión Europea en año 2003 (Diario Oficial L 236 de 23/09/2003).
Hábitat prioritario [*]. Tipo de Hábitat presente en Galicia [•]**

Lista de Hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE	
1. HÁBITATS COSTEROS Y VEGETACIÓN HALOFÍTICA	
11. Aguas marinas y medios de marea	
1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda	•
1120 * Praderas de <i>Posidonia</i> (<i>Posidonium oceanicae</i>)	
1130 Estuarios	•
1140 Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja	•
1150 * Lagunas costeras	•
1160 Grandes calas y bahías poco profundas	•
1170 Arrecifes	•
1180 Estructuras submarinas causadas por emisiones de gases	
12. Acanilados marítimos y playas de guijarros	
1210 Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados	•
1220 Vegetación perenne de bancos de guijarros	•
1230 Acanilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	•
1240 Acanilados con vegetación de las costas mediterráneas con <i>Limonium</i> spp. endémicos	
1250 Acanilados con vegetación endémica de las costas macaronésicas	
13. Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales	
1310 Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras especies de zonas fangosas o arenosas	•
1320 Pastizales de <i>Spartina</i> (<i>Spartinion maritimi</i>)	•
1330 Pastizales salinos atlánticos (<i>Glaucopuccinellietalia maritimae</i>)	•
1340 * Pastizales salinos continentales	
14. Marismas y pastizales salinos mediterráneos y termoatlánticos	
1410 Pastizales salinos mediterráneos (<i>Juncetalia maritimi</i>)	
1420 Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (<i>Sarcocornetea fruticosae</i>)	•
1430 Matorrales halo-nitrófilos (<i>Pegano-Salsolietea</i>)	
15. Estepas continentales halófilas y gipsófilas	
1510 * Estepas salinas mediterráneas (<i>Limonietalia</i>)	
1520 * Vegetación gipsícola ibérica (<i>Gypsophiletalia</i>)	
1530 * Estepas y marismas salinas panónicas	
16. Archipiélagos, costas y superficies emergidas del Báltico boreal	
1610 Islas esker del Báltico con vegetación de playas de arena, de rocas o de guijarros y vegetación sublitoral	
1620 Islotes e islas del Báltico boreal	
1630 * Praderas costeras del Báltico boreal	
1640 Playas de arena con vegetación vivaz del Báltico boreal	
1650 Calas estrechas del Báltico boreal	
2. DUNAS MARÍTIMAS Y CONTINENTALES	
21. Dunas marítimas de las costas atlánticas, del mar del Norte y del Báltico	
2110 Dunas móviles embrionarias	•
2120 Dunas móviles de litoral con <i>Ammophila arenaria</i> (dunas blancas)	•
2130 * Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises)	•
2140 * Dunas fijas descalcificadas con <i>Empetrum nigrum</i>	
2150 * Dunas fijas descalcificadas atlánticas (<i>Calluno-Ulicetea</i>)	•
2160 Dunas con <i>Hippophaë rhamnoides</i>	
2170 Dunas con <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)	
2180 Dunas arboladas de las regiones atlánticas, continental y boreal	
2190 Depresiones intradunales húmedas	•
21A0 Machairs (* en Irlanda)	
22. Dunas marítimas de las costas mediterráneas	
2210 Dunas fijas de litoral del <i>Crucianellion maritimae</i>	
2220 Dunas con <i>Euphorbia terracina</i>	
2230 Dunas con céspedes del <i>Malcolmietalia</i>	•
2240 Dunas con céspedes del <i>Brachypodietalia</i> y de plantas anuales	
2250 * Dunas litorales con <i>Juniperus</i> spp.	
2260 Dunas con vegetación esclerófila del <i>Cisto-Lavenduletalia</i>	•
2270 * Dunas con bosques <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i>	
23. Dunas continentales, antiguas y descalcificadas	
2310 Brezales psamófilos secos con <i>Calluna</i> y <i>Genista</i>	
2320 Brezales psamófilos secos con <i>Calluna</i> y <i>Empetrum nigrum</i>	
2330 Dunas continentales con pastizales abiertos con <i>Corynephorus</i> y <i>Agrostis</i>	
2340 * Dunas continentales panónicas	

Lista de Hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE

3. HÁBITATS DE AGUA DULCE**31. Aguas estancadas**

- 3110 Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo de las llanuras arenosas (*Littorelletalia uniflorae*) ●
- 3120 Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo sobre suelos generalmente arenosos del mediterráneo occidental con *Isoetes* spp. ●
- 3130 Aguas estancadas, oligotróficas o mesotróficas con vegetación de *Littorelletea uniflorae* y/o *Isoeto-Nanojuncetea* ●
- 3140 Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de *Chara* spp. ●
- 3150 Lagos eutróficos naturales con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition* ●
- 3160 Lagos y estanques distróficos naturales ●
- 3170 * Estanques temporales mediterráneos
- 3180 * Turloughs
- 3190 Lagos de karst en yeso
- 31A0 * Lechos de loto de lagos termales de Transilvania

32. Aguas corrientes

Tramos de cursos de agua con dinámica natural y semi-natural (lechos menores, medios y mayores), en los que la calidad del agua no presenta alteraciones significativas

- 3210 Ríos naturales de Fenoscandia
- 3220 Ríos alpinos con vegetación herbácea en sus orillas
- 3230 Ríos alpinos con vegetación leñosa en sus orillas de *Myricaria germanica*
- 3240 Ríos alpinos con vegetación leñosa en sus orillas de *Salix elaeagnos*
- 3250 Ríos mediterráneos de caudal permanente con *Glaucium flavum*
- 3260 Ríos, de pisos de planicie a montano con vegetación de *Ranunculion fluitantis* y de *Callitricho-Batrachion* ●
- 3270 Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodion rubri* p.p. y de *Bidention* p.p. ●
- 3280 Ríos mediterráneos de caudal permanente del *Paspalo-Agrostidion* con cortinas vegetales ribereñas de *Salix* y *Populus alba*
- 3290 Ríos mediterráneos de caudal intermitente del *Paspalo-Agrostidion*

4. BREZALES Y MATORRALES DE ZONA Templada

- 4010 Brezales húmedos atlánticos septentrionales de *Erica tetralix*
- 4020 * Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix* ●
- 4030 Brezales secos europeos ●
- 4040 * Brezales secos atlánticos costeros de *Erica vagans* ●
- 4050 * Brezales macaronésicos endémicos
- 4060 Brezales alpinos y boreales ●
- 4070 * Matorrales de *Pinus mugo* y *Rhododendron hirsutum* (*Mugo-Rhododendretum hirsuti*)
- 4080 Formaciones subarborescentes subárticas de *Salix* spp.
- 4090 Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga ●
- 40A0 * Matorrales peripanónicos subcontinentales

5. MATORRALES ESCLERÓFILOS**51. Matorrales submediterráneos y de zona templada**

- 5110 Formaciones estables xerotermófilas de *Buxus sempervirens* en pendientes rocosas (*Berberidion* p.p.)
- 5120 Formaciones montanas de *Genista purgans* ●
- 5130 Formaciones de *Juniperus communis* en brezales o pastizales calcáreos
- 5140 * Formaciones de *Cistus palhinhae* sobre brezales marítimos

52. Matorrales arborescentes mediterráneos

- 5210 Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp.
- 5220 * Matorrales arborescentes de *Zyziphus*
- 5230 * Matorrales arborescentes de *Laurus nobilis* ●

53. Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos

- 5310 Monte bajo de *Laurus nobilis*
- 5320 Formaciones bajas de *Euphorbia* próximas a los acantilados
- 5330 Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos

54. Matorrales de tipo frigánico

- 5410 Matorrales de tipo frigánico del mediterráneo occidental de cumbres de acantilados (*Astragalio-Plantaginietum subulatae*)
 - 5420 Matorrales espinosos de tipo frigánico del *Sarcopoterium spinosum*
 - 5430 Matorrales espinosos de tipo frigánico endémicos del *Euphorbio-Verbascion*
-

Lista de Hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE

6. FORMACIONES HERBOSAS NATURALES Y SEMINATURALES**61. Prados naturales**

- 6110 * Prados calcáreos cársticos o basófilos del (*Alysso-Sedion albi*)
- 6120 * Prados calcáreos de arenas xéricas
- 6130 Prados calaminarios de *Violetalia calaminariae*
- 6140 Prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia*
- 6150 Prados boreoalpinos silíceos
- 6160 Prados ibéricos silíceos de *Festuca indigesta*
- 6170 Prados alpinos y subalpinos calcáreos
- 6180 Prados orófilos macaronésicos
- 6190 Prados rupícolas panónicos (*Stipo-Festucetalia pallentis*)

●
●

62. Formaciones herbosas secas seminaturales y facies de matorral

- 6210 Prados secos semi-naturales y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (*Festuco-Brometalia*)
(*parajes con notables orquídeas)
- 6220 * Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*
- 6230 * Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de la Europa continental)
- 6240 * Pastizales estépicos subpanónicos
- 6250 * Pastizales estépicos panónicos sobre loess
- 6260 * Estepas panónicas sobre arenas
- 6270 * Pastizales fenoscándicos de baja altitud, secas a orófilas, ricas en especies
- 6280 * Alvar nórdico y losas calizas precámbricas
- 62A0 Pastizales secos submediterráneos orientales (*Scorzonetalia villosae*)
- 62B0 * Prados serpentinícolas de Chipre

●
●
●

63. Bosques esclerófilos de pastoreo (dehesas)

- 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.

64. Prados húmedos seminaturales de hierbas altas

- 6410 Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (*Molinion caeruleae*)
- 6420 Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*
- 6430 Megaforbios eutrofos hidrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino
- 6440 Prados aluviales inundables del *Cnidion dubii*
- 6450 Prados aluviales nortboreales
- 6460 Prados turbosos de Troodos

●
●
●

65. Prados mesófilos

- 6510 Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)
- 6520 Prados de siega de montaña
- 6530 * Prados arbolados fenoscándicos

●
●

7. TURBERAS ALTAS, TURBERAS BAJAS (FENS Y MIRE) Y ÁREAS PANTANOSAS**71. Turberas ácidas de esfagnos**

- 7110 * Turberas altas activas
- 7120 Turberas altas degradadas que todavía pueden regenerarse de manera natural
- 7130 Turberas de cobertura (* para las turberas activas)
- 7140 "Mires" de transición
- 7150 Depresiones sobre sustratos turbosos del (*Rhynchosporion*)
- 7160 Manantiales ricos en minerales y surgencias de fens

●
●
●
●
●

72. Áreas pantanosas calcáreas

- 7210 * Turberas calcáreas del *Cladium mariscus* y con especies del *Caricion davallianae*
- 7220 * Manantiales petrificantes con formación de tuf (*Cratoneurion*)
- 7230 Turberas bajas alcalinas
- 7240 * Formaciones pioneras alpinas de *Caricion bicoloris-atrofuscae*

●
●
●

73. Turberas boreales

- 7310 * Aapa mires
 - 7320 * Palsa mires
-

Lista de Hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE

8. HÁBITATS ROCOSOS Y CUEVAS**81. Desprendimientos rocosos**

- 8110 Desprendimientos silíceos de los pisos montano a nival (*Androsacetalia alpinae* y *Galeopsietalia ladani*)
- 8120 Desprendimientos calcáreos y de esquistos calcáreos de los pisos montano a nival (*Thlaspietea rotundifolia*)
- 8130 Desprendimientos mediterráneos occidentales y termófilos ●
- 8140 Desprendimientos mediterráneos orientales ●
- 8150 Desprendimientos medioeuropeos silíceos de zonas altas ●
- 8160 * Desprendimientos medioeuropeos calcáreos de los pisos colino a montano ●

82. Pendientes rocosas con vegetación casmofítica

- 8210 Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica ●
- 8220 Pendientes rocosas silíceas con vegetación casmofítica ●
- 8230 Roquedos silíceos con vegetación pionera del *Sedo-Scleranthion* o del *Sedo albi-Veronicion dillenii* ●
- 8240 * Pavimentos calcáreos ●

83. Otros hábitats rocosos

- 8310 Cuevas no explotadas por el turismo ●
- 8320 Campos de lava y excavaciones naturales ●
- 8330 Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas ●
- 8340 Glaciares permanentes ●

9. BOSQUES

Bosques (sub)naturales de especies autóctonas, en monte alto con sotobosque típico, que responden a uno de los siguientes criterios: raros o residuales, y/o que albergan especies de interés comunitario.

90. Bosques de la Europa boreal

- 9010 * Taiga occidental
- 9020 * Bosques maduros caducifolios naturales hemiboreales, de Fenoscandia, ricos en epífitos (*Quercus*, *Tilia*, *Acer*, *Fraxinus* o *Ulmus*)
- 9030 * Bosques naturales de las primeras fases de la sucesión de las áreas emergidas costeras
- 9040 Bosques nórdicos/subárticos de *Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*
- 9050 Bosques fenoscándicos de *Picea abies* ricos en herbáceas
- 9060 Bosques de coníferas sobre, o relacionados, con eskers fluvio-glaciales.
- 9070 Pastizales arbolados fenoscándicos
- 9080 * Bosques pantanosos caducifolios de Fenoscandia

91. Bosques de la Europa templada

- 9110 Hayedos del *Luzulo-Fagetum*
- 9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion roburi-petraeae* o *Illici-Fagenion*) ●
- 9130 Hayedos del *Asperulo-Fagetum*
- 9140 Hayedos subalpinos medioeuropeos de *Acer* y *Rumex arifolius*
- 9150 Hayedos calcícolas medioeuropeos del *Cephalanthero-Fagion*
- 9160 Robledales pedunculados o albares subatlánticos y medioeuropeos del *Carpinion betuli*
- 9170 Robledales albares del *Gelio-Carpinetum*
- 9180 * Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del *Tilio-Acerion* ●
- 9190 Robledales maduros acidófilos de llanuras arenosas con *Quercus robur*
- 91A0 Robledales maduros de las Islas Británicas con *Ilex* y *Blechnum*
- 91B0 Fresnedas termófilas de *Fraxinus angustifolia*
- 91C0 * Bosques de Caledonia
- 91D0 * Turberas boscosas ●
- 91E0 * Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) ●
- 91F0 Bosques mixtos de *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* o *Fraxinus angustifolia*, en las riberas de los grandes ríos (*Ulmion minoris*) ●
- 91G0 * Bosques panónicos de *Quercus petraea* y *Carpinus betulus*
- 91H0 * Bosques panónicos de *Quercus pubescens*
- 91I0 * Bosques eurosiberianos estépico de *Quercus* spp.
- 91J0 * Bosques de las Islas Británicas con *Taxus baccata*
- 91K0 Bosques ilirios de *Fagus sylvatica* (*Aremonio-Fagion*)
- 91L0 Bosques ilirios de robles y carpas (*Erythronio-carpinion*)
- 91M0 Bosques balcanicopanónicos de roble turco y roble albar
- 91N0 * Matorrales de dunas arenosas continentales panónicas (*Junipero-Populetum albae*)
- 91P0 Abetales de Swietokrzyskie (*Abietetum polonicum*)
- 91Q0 Bosques calcófilos de *Pinus sylvestris* de los Cárpatos Occidentales
- 91R0 Bosques dináricos dolomíticos de pino silvestre (*Genisto januensis-Pinetum*)
- 91T0 Bosques centroeuropeos de pino silvestre y líquenes
- 91U0 Bosques esteparios sármatas de pino silvestre
- 91V0 Hayedos dacios (*Symphyto-Fagion*)
-

Lista de Hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE

92. Bosques mediterráneos caducifolios

- 9210 * Hayedos de los Apeninos con *Taxus* e *Ilex*
 9220 * Hayedos de los Apeninos con *Abies alba* y hayedos con *Abies nebrodensis*
 9230 Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica* ●
 9240 Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*
 9250 Robledales de *Quercus trojana*
 9260 Bosques de *Castanea sativa* ●
 9270 Hayedos helénicos con *Abies borisii-regis*
 9280 Bosques de *Quercus frainetto*
 9290 Bosques de *Cupressus* (*Acero-Cupression*)
 92A0 Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba* ●
 92B0 Bosques galería de ríos de caudal intermitente mediterráneos con *Rhododendron ponticum*, *Salix* y otras
 92C0 Bosques de *Platanus orientalis* y *Liquidambar orientalis* (*Platanion orientalis*)
 92D0 Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securinegion tinctoriae*)

93. Bosques esclerófilos mediterráneos

- 9310 Robledales del Egeo de *Quercus brachyphylla*
 9320 Bosques de *Olea* y *Ceratonia*
 9330 Alcornocales de *Quercus suber* ●
 9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia* ●
 9350 Bosques de *Quercus macrolepis*
 9360 * Laurisilvas macaronésicas (*Laurus*, *Ocotea*)
 9370 * Palmerales de *Phoenix*
 9380 Bosques de *Ilex aquifolium* ●
 9390 * Matorrales y vegetación subarborescente con *Quercus alnifolia*
 93A0 Bosques con *Quercus infectoria* (*Anagyro foetidae-Quercetum infectoriae*)

94. Bosques de coníferas de montañas templadas

- 9410 Bosques acidófilos de *Picea* de los pisos montano a alpino (*Vaccinio-Piceetea*)
 9420 Bosques alpinos de *Larix decidua* y/o *Pinus cembra*
 9430 Bosques montanos y subalpinos de *Pinus uncinata* (* en sustratos yesoso o calcáreo)

95. Bosques de coníferas de montañas mediterráneas y macaronésicas

- 9510 * Abetales sudapeninos de *Abies alba*
 9520 Abetales de *Abies pinsapo*
 9530 * Pinares (sud-)mediterráneos de pinos negros endémicos
 9540 Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos
 9550 Pinares endémicos canarios
 9560 * Bosques endémicos de *Juniperus* spp.
 9570 * Bosques de *Tetraclinis articulata*
 9580 * Bosques mediterráneos de *Taxus baccata* ●
 9590 * Bosques de *Cedrus brevifolia* (*Cedrosetum brevifoliae*)
-

Recursos Rurais

Revista oficial do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER)

Normas para a presentación de orixinais

Procedemento editorial

A Revista Recursos Rurais aceptará para a súa revisión artigos, revisións e notas vinculados á investigación e desenvolvemento tecnolóxico no ámbito da conservación e xestión da biodiversidade e do medio ambiente, dos sistemas de produción agrícola, gandeira, forestal e referidos á planificación do territorio, tendentes a propiciar o desenvolvemento sostíbel dos recursos naturais do espazo rural. Os artigos que non se axusten ás normas da revista, serán devoltos aos seus autores.

Preparación do manuscrito

Comentarios xerais

Os manuscritos non deben exceder de 20 páxinas impresas en tamaño A4, incluíndo figuras, táboas, ilustracións e a lista de referencias. Todas as páxinas deberán ir numeradas, aínda que no texto non se incluírán referencias ao número de páxina. Os artigos poden presentarse nos seguintes idiomas: galego, castelán, portugués, francés ou inglés. Os orixinais deben prepararse nun procesador compatible con Microsoft Word®, a dobre espazo nunha cara e con 2,5 cm de marxe. Empregarase a fonte tipográfica "arial" a tamaño 11 e non se incluírán tabulacións nin sangrías, tanto no texto como na lista de referencias bibliográficas. Os parágrafos non deben ir separados por espazos.

Os nomes de xéneros e especies deben escribirse en cursiva e non abreviados a primeira vez que se mencionen. Posteriormente o epíteto xenérico poderá abreviarse a unha soa letra. Debe utilizarse o Sistema Internacional (SI) de unidades. Para o uso correcto dos símbolos e observacións máis comúns pode consultarse a última edición do CBE (Council of Biology Editors) Style manual.

Páxina de Título

A páxina de título incluírá un título conciso e informativo, o nome(s) do autor(es), a afiliación(s) e a dirección(s) do autor(es), así como a dirección de correo electrónico, número de teléfono e de fax do autor co que se manterá a comunicación.

Resumo

Cada artigo debe estar precedido por un resumo que presente os principais resultados e as conclusións máis importantes, cunha extensión máxima de 200 palabras. Ademais do idioma orixinal no que se escriba o artigo, presentarase tamén un resumo en inglés.

Palabras clave

Deben incluírse ata 5 palabras clave situadas despois de cada resumo distintas das incluídas no título.

Organización do texto

A estrutura do artigo debe axustarse na medida do posíbel á seguinte distribución de apartados: Introducción, Material e métodos, Resultados e discusión, Agradecementos e Bibliografía. Os apartados irán resaltados en negriña e tamaño de letra 12. Se se necesita a inclusión de subapartados estes non estarán numerados e tipografiaranse en tamaño de letra 11.

Introdución

A introdución debe indicar o propósito da investigación e prover unha revisión curta da literatura pertinente.

Material e métodos

Este apartado debe ser breve, pero proporcionar suficiente información como para poder reproducir o traballo experimental ou entender a metodoloxía empregada no traballo.

Resultados e Discusión

Neste apartado expóranse os resultados obtidos. Os datos deben presentarse tan claros e concisos como sexa posíbel,

se é apropiado na forma de táboas ou de figuras, aínda que as táboas moi grandes deben evitarse. Os datos non deben repetirse en táboas e figuras. A discusión debe consistir na interpretación dos resultados e da súa significación en relación ao traballo doutros autores. Pode incluírse unha conclusión curta, no caso de que os resultados e a discusión o propicien.

Agradecementos

Deben ser tan breves como sexa posíbel. Calquera concesión que requira o agradecemento debe ser mencionada. Os nomes de organizacións financiadoras deben escribirse de forma completa.

Bibliografía

A lista de referencias debe incluír unicamente os traballos que se citan no texto e que se publicaron ou que foron aceptados para a súa publicación. As comunicacións persoais deben mencionarse soamente no texto. No texto, as referencias deben citarse polo autor e o ano e enumerar en orde alfabética na lista de referencias bibliográficas.

Exemplos de citación no texto:

Descricións similares danse noutros traballos (Fernández

2005a, b; Rodrigo et al. 1992).

Andrade (1949) indica como....

Segundo Mario & Tinetti (1989) os factores principais están....

Moore et al. (1991) suxiren iso....

Exemplos de lista de referencias bibliográficas:

Artigo de revista:

Mahaney, W.M.M., Wardrop, D.H. & Brooks, P. (2005).

Impacts of sedimentation and nitrogen enrichment on wetland plant community development. *Plant Ecology*. 175, 2: 227-243.

Capítulo nun libro:

Campbell, J.G. (1981). The use of Landsat MSS data for

ecological mapping. En: Campbell J.G. (Ed.) *Matching*

Remote Sensing Technologies and Their Applications.

Remote Sensing Society. London.

Lowel, E.M. & Nelson, J. (2003). Structure and morphology of

Grasses. En: R.F. Barnes et al. (Eds.). *Forrages*. An

introduction to grassland agriculture. Iowa State University

Press. Vol. 1. 25-50

Libro completo:

Jensen, W (1996). *Remote Sensing of the Environment: An*

Earth Resource Perspective. Prentice-Hall, Inc. Saddle River,

New Jersey.

Unha serie estándar:

Tutin, T.G. et al. (1964-80). *Flora Europaea*, Vol. 1 (1964);

Vol. 2 (1968); Vol. 3 (1972); Vol. 4 (1976); Vol. 5 (1980).

Cambridge University Press, Cambridge.

Obra institucional:

MAPYA (2000). *Anuario de estadística agraria*. Servicio de

Publicaciones del MAPYA (Ministerio de Agricultura, Pesca y

Alimentación), Madrid, España.

Documentos legais:

BOE (2004). Real Decreto 1310/2004, de 15 de enero, que

modifica la Ley de aprovechamiento de residuos ganaderos.

BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 8, 15/1/04. Madrid,

España.

Publicacións electrónicas:

Collins, D.C. (2005). Scientific style and format. Dispoñíbel

en: <http://www.councilscience.org/publications.cfm> [5 xaneiro,

2005]

Os artigos que fosen aceptados para a súa publicación

incluíranse na lista de referencias bibliográficas co nome da

revista e o epíteto "en prensa" en lugar do ano de

publicación.

Ilustracións e táboas

Todas as figuras (fotografías, gráficos ou diagramas) e as táboas deben citarse no texto, e cada unha deberá ir numerada consecutivamente. As figuras e táboas deben incluírse ao final do artigo, cada unha nunha folla separada na que se indicará o número de táboa ou figura, para a súa identificación. Para o envío de figuras en forma electrónica vexa máis adiante.

Debuxos lineais. Por favor envíe impresións de boa calidade.

As inscricións deben ser claramente lexíbeis. O mínimo

grosor de liña será de 0,2 mm en relación co tamaño final.

Ilustracións en tons medios (escala de grises): Envíe por

favor as impresións ben contrastadas. A ampliación débese indicar por barras de escala. Non se publicarán figuras en color.

Tamaño das figuras

As figuras deben axustarse á anchura da columna (8.5 centímetros) ou ter 17.5 centímetros de ancho. A lonxitude máxima é 23 centímetros. Deseñe as súas ilustracións pensando no tamaño final, procurando non deixar grandes espazos en branco. Todas as táboas e figuras deberán ir acompañadas dunha lenda. As lendas deben consistir en explicacións breves, suficientes para a comprensión das ilustracións por si mesmas. Nas mesmas incluírase unha explicación de cada unha das abreviaturas incluídas na figura ou táboa. As lendas débense incluír ao final do texto, tras as referencias bibliográficas e deben estar identificadas (ex: Táboa 1 Características...). Os mapas incluírán sempre o Norte, a latitude e a lonxitude.

Preparación do manuscrito para o seu envío

Texto

Grave o seu arquivo de texto nun formato compatible con Microsoft Word.

Táboas e Figuras

Cada táboa e figura gardarase nun arquivo distinto co número da táboa e/ou figura. Os formatos preferidos para os gráficos son: Para os vectores, formato EPS, exportados desde o programa de debuxo empregado (en todo caso, incluírán unha cabeceira da figura en formato TIFF) e para as ilustracións en tons de grises ou fotografías, formato TIFF, sen comprimir cunha resolución mínima de 300 ppp. En caso de enviar os gráficos nos seus arquivos orixinais (Excel, Corel Draw, Adobe Illustrator, etc.) estes acompañaranse das fontes utilizadas. O nome do arquivo da figura (un arquivo diferente por cada figura) incluírá o número da ilustración. En ningún caso se incluírá no arquivo da táboa ou figura a lenda, que debe figurar correctamente identificada ao final do texto. O material gráfico escaneado deberá aterse aos seguintes parámetros: Debuxos de liñas: o escaneado realizarase en liña ou mapa de bits (nunca escala de grises) cunha resolución mínima de 800 ppp e recomendada de entre 1200 e 1600 ppp. Figuras de medios tons e fotografías: escanearanse en escala de grises cunha resolución mínima de 300 ppp e recomendada entre 600 e 1200 ppp.

Recepción do manuscrito

Os autores enviarán un orixinal e dúas copias do artigo completo ao comité editorial, xunto cunha copia dixital, acompañados dunha carta de presentación na que ademais dos datos do autor, figuren a súa dirección de correo electrónico e o seu número de fax, á seguinte dirección:

IBADER

Comité Editorial da revista Recursos Rurais

Universidade de Santiago.

Campus Universitario s/n

E-27002 LUGO - Spain

Enviar o texto e cada unha das ilustracións en arquivos diferentes, ningún dos seguintes soportes: CD-ROM ou DVD para Windows, que irán convenientemente rotulados indicando o seu contido. Os nomes dos arquivos non superarán os 8 caracteres e non incluírán acentos ou caracteres especiais. O arquivo de texto denominarase polo nome do autor.

Cos arquivos inclúa sempre información sobre o sistema operativo, o procesador de texto, así como sobre os programas de debuxo empregados nas figuras.

Copyright: Unha vez aceptado o artigo para a publicación na revista, o autor(es) debe asinar o copyright correspondente.

Febreiro 2005

Relatorios do Curso de verán
Novas tendencias na caracterización e xestión da biodiversidade

I. O marco actual da conservación e xestión da biodiversidade

Romero Buján, M.I.:
Flora endémica amenazada del litoral de Galicia: una visión actual 1

Amigo Vázquez, J.:
Los helechos en el noroeste ibérico y su interés para la conservación 11

Rodríguez Guitián, M.A.:
Avaliación da diversidade silvica do subsector galaico-asturiano septentrional: tipos de bosques, valor para a conservación e principais ameazas 23

García Rodríguez, I.:
Los hongos: otros recursos del bosque y su interés de conservación 45

Galán Regalado, P.M.:
Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación 51

II. Análise e valoración dos compoñentes da biodiversidade

Font, X.:
La gestión de la biodiversidad mediante bases de datos en línea y el programario b-vegana 65

III. Xestión dos compoñentes da biodiversidade

Rigueiro Rodríguez, A.:
Arboles singulares: una propuesta de conservación 73

Laguna Lumbreras, E.:
Microrreservas, conservación 'in situ' y planes de recuperación de flora amenazada 81

Fernández Bouzas, J.A. · Jorge Bonache López, J. · Gordilloino, E.:
Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia 91

Díaz Vizcaino, E.:
Matorrales de Galicia: tojales y brezales. Conservación y gestión 103

Ramil Rego, P. · Rodríguez Guitián, M.A. · Rubinos Román, M. · Ferreiro da Costa, J. · Hinojo Sánchez, B. · Blanco López, J.M. · Sinde Vazquez, M. · Gómez-Orellana Rodríguez, L. · Díaz Varela, R. · Martínez Sánchez, S. · Muñoz Sobrino, C.:
La expresión territorial de la biodiversidad. Paisajes y hábitats 109