

2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia

Manuel Antonio Rodríguez Guitián e Javier Ferreiro da Costa (Coords.)



Recursos Rurais

Serie Cursos - Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER)

nº 6 Xullo 2012 ISSN 1698-5427

2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia

Manuel Antonio Rodríguez Guitián e Javier Ferreiro da Costa (Coords.)

Relatorios presentados ao Seminario de Verán da USC “2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia”, organizado polo IBADER, Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural, coa colaboración da Vicerreitoría de Extensión Cultural e Servizos á Comunidade Universitaria, a Excm. Deputación de Lugo e o Concello de Lugo

2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia

Manuel Antonio Rodríguez Guitián e Javier Ferreiro da Costa (Coords.)

A efectos bibliográficos a obra debe citarse:

Obra completa:

Rodríguez Guitián, M.A. & Ferreiro da Costa, J. (Coords.) (2012). 2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia. Recursos Rurais Serie Cursos numero 6. IBADER. Lugo.

Relatorio:

Cordero, A. (2012). Bosques e plantacións forestais: dous ecosistemas claramente diferentes. En: Rodríguez Guitián, M.A. & Ferreiro da Costa, J. (Coords.). 2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia. Recursos Rurais Serie Cursos numero 6. IBADER. Lugo.

Deseño e Maquetación: L. Gómez-Orellana

ISSN: 1698-5427

Depósito Legal: C 2188-2004

Edita: IBADER. Instituto de de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural. Universidade de Santiago de Compostela, Campus Universitario s/n. E-27002 Lugo, Galicia.

ibader@usc.es

<http://www.ibader.org>

Edición electrónica: Unha edición electrónica desta revista está dispoñíbel en <http://www.ibader.org>

Copyright: Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER).

Colabora:



XUNTA DE GALICIA

CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE
E DESENVOLVEMENTO SOSTIBLE



XUNTA DE GALICIA

CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL



DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE LUGO
I N L U D E S



IBADER
Instituto de Biodiversidade
Agraria e Desenvolvemento Rural

O 20 de decembro de 2005, a Asemblea Xeral das Nacións Unidas aprobou a resolución pola que se declaraba 2011 como “Ano Internacional dos Bosques”. Con esta declaración pretendíase concienciar á sociedade do problema que supón a desaparición anual de máis de 13 millóns de hectáreas de bosques e promover as iniciativas encamiñadas a fomentar o aproveitamento sostible, a conservación e o incremento da superficie ocupada polas masas arboradas e o intercambio de coñecementos sobre estratexias que freen a deforestación e a degradación forestal.

Dentro deste marco conceptual, durante o as datas comprendidas entre o 19 e o 22 xullo de 2011, o IBADER organizou un Seminario de Verán cuxo principal obxectivo foi o achegamento á sociedade dun diagnóstico do estado actual das masas forestais de Galicia, centrado naquelas que corren un maior risco de desaparición ou degradación, os bosques autóctonos. Asemade, fíxose fincapé na identificación de modelos de xestión que garantan o seu valor ecolóxico así como nas posibilidades de aproveitamento no futuro. Tamén se discutiu sobre a utilidade do arborado monumental como fórmula de achegamento á sociedade do valor das árbores e masas arboradas.

Entre os poñentes invitados a participar neste seminario figuraron diversos profesores das universidades galegas con ampla experiencia nos ámbitos ecolóxico, botánico, faunístico, edáfico, da historia forestal e os usos tradicionais do patrimonio vexetal, persoal do Servizo de Montes da Consellería de Medio Rural e expertos de recoñecido prestixio na divulgación dos valores monumentais e patrimoniais dos arboredos e árbores senlleiras.

Desde a organización deste seminario esperamos que a publicación das ponencias presentadas reunidas nesta monografía contribúan a divulgar os coñecementos científico-técnicos achegados durante o desenvolvemento desta actividade, cumprindo deste xeito cun dos principais obxectivos plantexados no momento da súa posta en marcha: a divulgación do estado actual dos coñecemento nesta materia.

Manuel Antonio Rodríguez Guitián

Director do Curso, xullo 2012

Sumario

Recursos Rurais

Serie Cursos • número6 • xullo 2012

Relatorios do Curso de verán

2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia

Cordero Rivera, A.:

Bosques e plantacións forestais: dous ecosistemas claramente diferentes 7

Ramil Rego, P. · Muñoz Sobrino, C. · Gómez-Orellana, L. · Rodríguez Guitián, M.A. · Ferreiro da Costa, J.:

Configuración y transformación del paisaje del NW ibérico durante el final de los tiempos glaciares, el Holoceno y el Antropoceno 19

Rodríguez Guitián, M.A. · Ramil Rego, P. · Ferreiro da Costa, J.:

Propuesta de clasificación multicriterio para los bosques de Galicia (NW ibérico) 63

Merino García, A.:

El bosque: sumidero de carbono y fuente de energía 107

de Castro Lorenzo, A.:

Xestión forestal para a conservación das aves: revisión dalgúns aspectos de interese 121

Romero Franco, R. · Rodríguez Guitián, M.A.:

Etnobotánica forestal: revisión y experiencias de estudio en Galicia (NW España) 129

Bernárdez Villegas, J.G. · Rigueiro Rodríguez, A.:

Árbores e formacións senlleiras en Galicia (NW España) 139

Rodríguez Dacal, C.:

Carballos emblemáticos de Galicia. Mourente e O Pelete, escenarios patrimoniais modélicos 149

Adolfo Cordero Rivera

Bosques e plantacións forestais: dous ecosistemas claramente diferentes

Recibido: 9 Decembro 2011 / Aceptado: 28 Decembro 2011
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Los bosques industriales se parecen a los bosques naturales tanto como la música militar se parece a la música y tanto como la justicia militar se parece a la justicia.
Eduardo Galeano

Resumo As plantacións industriais ocupan cada ano maior superficie, mentres que os bosques se reducen. Aínda que ambos tipos de ecosistemas están dominados por árbores, teñen diferente estrutura e funcionamento. Existe un continuo dende bosques primixenios ata plantacións industriais de especies exóticas, pero o grado de autoctonía é o que define os bosques: plantar especies exóticas nunca orixina bosques. Neste artigo revísanse tres das razóns esgrimidas para xustificar as plantacións como sistemas sustentables ecolóxicos e socialmente. As plantacións poden ofrecer hábitats substitutivos para algunhas especies, pero son moi pobres como hábitat, especialmente cando se usan especies exóticas. A contribución das plantacións de árbores de crecemento rápido ó secuestro de Carbono, é seguramente menor do que se asume: os bosques lonxeiros seguen almacenando Carbono incluso despois de 800 anos. As plantacións utilizan inxentes cantidades de auga, que é un recurso limitante para a humanidade. A destrución do solo coas labores mecanizadas silvícolas, impide a acumulación de Carbono nese sumidoiro. Finalmente os conflitos sociais que acompañan ás plantacións industriais en todo o planeta indican que non son socialmente aceptables. En conclusión, as plantacións son economicamente xustificables, pero precísase dun cambio de paradigma se queremos que sexan sustentables nun senso ecolóxico e social.

Palabras chave sustentabilidade, biodiversidade, sumidoiros de Carbono, especies exóticas, conflitos sociais

Abstract Fast-growing tree species are planted in large areas each year, while forests are declining. Even if both types of ecosystems are dominated by trees, they have different structure and function. There is a continuum between old-grown forests and industrial plantations of exotic species, but the degree of autochthony is what distinguishes forests: planting exotic species never originates forests. In this paper I revise three of the reasons that are proposed to justify the ecological and social sustainability of plantations. Plantations might offer a substitutive habitat for some species, but they offer very poor habitat, particularly when planting exotic trees. The contribution of fast-growing tree species to Carbon sequestration is probably less important than is assumed: old-grown forests are still Carbon sinks even after 800 years. Plantations use huge amounts of water, which is a limiting factor for human welfare. Soil destruction as a consequence of heavy machinery in action during forestry practices, impedes the accumulation of Carbon on this sink. Finally, social conflicts are ubiquitous where industrial plantations are widespread, indicating that they are not socially acceptable. In conclusion, plantations are easily justified from an economic point of view, but a change of paradigm is needed if we want them to be ecologically and socially sustainable.

Key words sustainability, biodiversity, Carbon sinks, exotic species, social conflicts

Unha superficie cuberta por árbores non ten por que ser un bosque

Na páxina web da sección española da Unión de Silvicultores do Sur de Europa (www.usse.es, visitada en decembro de 2011) hai un apartado prominente sobre os bosques característicos de España. Un dos bosques é, literalmente, "Eucaliptares de la Cornisa Cantábrica: un bosque reciente y muy productivo", e outro "Explotaciones agroforestales mixtas en el País Vasco: Bosques privados productivos de *Pinus radiata*". Estes son só dous exemplos

da perversión con que a palabra bosque ven sendo utilizada polo sector madeireiro, para referirse a calquera superficie onde as árbores son a vexetación dominante. Pero é evidente que as árbores non definen un bosque, xa que se trata dun concepto ecolóxico e non meramente descritivo (Cordero Rivera 2011a).

A vexetación arbórea imprime personalidade á paisaxe, e por esa razón as diferentes linguas teñen verbas para referirse a formacións onde unha ou varias especies son dominantes. Pensemos por exemplo nunha carballeira, sen dúbida o bosque asociado a Galicia no noso imaxinario colectivo. A propia palabra indica que un tipo de árbore (carballo) é o dominante. Sen embargo, a maior parte das carballeiras desapareceron hai moito tempo da nosa paisaxe, vítimas da sobreexplotación (Gutián Rivera & Cordero Rivera 2007). Ameneirais, salgueirais, faiais, abeleirais, bidueirais, aciñeirais, son só algúns deses nomes que utilizamos para referirmos ós bosques. A aparición de terreos cubertos por novas especies dá lugar a eucaliptais e piñeirais, as dúas paisaxes dominantes actualmente nos montes galegos. Todos estes ecosistemas teñen en común que as plantas dominantes son árbores, en moitos casos plantadas nos últimos decenios, noutros casos froito da rexeneración natural, e noutros unha mestura de árbores plantadas e árbores procedentes de reprodución natural. Tendo en conta o criterio da naturalidade á hora da súa instalación é polo tanto imposible establecer unha clara liña divisoria entre bosques e plantacións. Pero hai unha diferenza fundamental entre bosques e plantacións de árbores que permite unha definición precisa do que é un bosque: os bosques están constituídos por árbores autóctonas, mentres as plantacións por calquera tipo de árbore. É importante deterse sobre as consecuencias desta distinción.

A definición de bosque

O bosque é un concepto ecolóxico, que se refire polo tanto ós organismos que habitan un determinado lugar e as relacións tróficas que se establecen entre eles. A miña

definición de bosque é un ecosistema froito da coevolución de milleiros de anos entre as plantas leñosas que teñen sido capaces de colonizar o territorio e que dominan a paisaxe, outras plantas que se teñen adaptado a vivir no ambiente forestal, os animais que dependen de todas esas plantas e os organismos descompoñedores e detritívoros, que reciclan e mineralizan a materia orgánica (Cordero Rivera 2011a). Esta definición exclúe toda superficie dominada por árbores exóticas, porque unha masa de especies exóticas non ten desenvolvida a trama de relacións tróficas que permiten ó bosque funcionar coma un sistema integrado. Tamén exclúe masas de árbores recentemente plantadas, sexan autóctonas ou exóticas por razóns similares.

O bosque é un concepto integrativo (Ford 2000), o que significa que inclúe unha serie de xerarquías de organización, onde os conceptos referidos a elementos naturais (un ameneiro por exemplo), funcionais (a fixación de N atmosférico polos ameneiros mediante a súa asociación co actinomicete *Frankia*, por exemplo) e integrativos (o aproveitamento do N previamente fixado polos ameneiros e *Frankia* por un insecto herbívoro coma os *Altica*) determinan que os procesos bioquímicos e a evolución dos caracteres biolóxicos, sexan o resultado de múltiples interaccións (Figura 1). Nos libros de ecoloxía forestal, a definición de bosque fai precisamente énfase nesa complexidade, con mención explícita de elementos bióticos e abióticos. Por exemplo Kimmins (1997) recorda que incluso o clima edáfico e atmosférico, incluíndo incendios e humidade, son parte do bosque porque influencian a distribución e abundancia de tódolos organismos do sistema.

A definición de bosque ten certamente outros puntos de vista máis restritivos e ás veces intrinsecamente contraditorios, como cando se fala de “bosques plantados” para referirse ás masas artificiais, un oxímoro acuñado pola FAO (Cordero Rivera 2011a). De feito un bosque pode ser unha unidade de xestión administrativa, un tipo de uso do solo (por exemplo como área produtora de madeira, área recreativa, zona de reserva, etc), ou incluso un tipo de cobertura do solo (en relación á porcentaxe de cobertura



Figura 1. O bosque é un concepto ecolóxico integrativo, onde unha serie de elementos naturais (coma neste exemplo os ameneiros, *Alnus glutinosa*, os actinomicetes *Frankia* e os crisomélicos *Altica*) se relacionan segundo conceptos funcionais (no exemplo a fixación de N_2 atmosférico mediante a simbiose con *Frankia*) para producir unha integración operativa (no exemplo a transferencia de N dende as follas dos ameneiros ós coleópteros do xénero *Altica*). Como existen diferentes niveis de organización, e unha estrutura xerárquica, o ecosistema se caracteriza por múltiples interaccións, algunhas das cales se exemplifican aquí para un bosque ripícola dominado por ameneiros. Fonte: inspirado na xerarquía de conceptos ecolóxicos de Ford (2000)

arbórea), o que determina que cada un defina o bosque de acordo coas súas necesidades (Lund 2002). O debate sobre o que é bosque antigo e virxe (Burrascano 2010) ilustra a complexidade do problema.

Para evitar usos ambiguos é necesario unha definición clara e precisa, especialmente cando pretendemos utilizar o termo “bosque” en discusións sobre xestión do territorio. A FAO elabora estatísticas da superficie de bosque por países, que son a fonte de información básica para os programas ambientais de moitas institucións. Así, un bosque nas estatísticas da FAO é a terra que abarca máis de 0,5 ha con cuberta de árbores con altura superior a 5 m e cunha cuberta de copas do 10%, ou árbores capaces de acadar estes límites mínimos in situ. Non inclúe a terra sometida a un uso predominantemente agrícola ou urbán, pero sí inclúe toda plantación con especies madeireiras. Baixo esta definición plantar eucaliptos en Galicia é plantar bosques, pero plantar castiñeiros para produción de castaña non o é. Do mesmo xeito as inmensas superficies de oliveiras de moitas provincias do sur de España non contan como bosque, pero as plantacións de chopos ou eucaliptos sí.

É evidente que esta distinción entre bosque e “non-bosque” é totalmente arbitraria e ten consecuencias nefastas sobre as avaliacións da situación ambiental, e en particular do grado de conservación dos bosques dunha determinada rexión. Algúns exemplos nos permitirán entender as consecuencias desta definición arbitraria de bosque.

Segundo os datos do Ministerio de Medio Ambiente, Vizcaia, Barcelona, Xirona, Cáceres e Huelva son as

provincias con maior superficie arborada de España, con valores do 51-63%. As catro provincias galegas aparecen nun segundo grupo, cunha superficie arborada do 41-50%. Agora ben, aínda que Pontevedra teña un 67% de superficie forestal, e Galicia un 69%, estas cifras non se poden assimilar á superficie de bosque. A superficie de bosques en Galicia rolda só o 15% (Táboa 1), considerando como bosques todas as masas de árbores autóctonas, xa que non podemos saber cales foron plantadas recentemente. É interesante comprobar como unha provincia como Xaén, que ten só un 46% de superficie forestal, chegaría a un 84% se contabilizásemos como superficie forestal as zonas cubertas por cultivos de oliveiras (510.589 ha).

Poderíase argumentar que os cultivos de oliveiras son claramente terreos agrícolas, cunha xestión intensiva, e que polo tanto ninguén os denomina “bosques”. Sen embargo non hai ningunha diferenza coa xestión intensiva das choupeiras ou dos cultivos de eucalipto, sistemas que deberían estar nas estatísticas agrarias e non nas forestais. O mero feito de produciren madeira ou froitos non xustifica esta diferenza de tratamento. Unha situación moi similar á de Galicia podémola atopar no País Vasco, onde as plantacións de *Pinus radiata* e *Eucalyptus globulus*, dúas especies exóticas, cobren o 29% da superficie total da rexión, mentres os bosques só ocupan un 25% (Gurrutxaga San Vicente 2008; Loidi et al. 2005). Pola contra, a práctica totalidade da superficie forestal de moitas provincias mediterráneas está cuberta por masas de bosque e mato autóctono, e Xaén ten máis superficie de bosque que toda Galicia (Táboa 1).

Provincia / rexión	Superficie (ha)	Superficie forestal (ha)	% forestal	Superficie bosque	% bosques
A Coruña	795.038	505.606	64	55.061	11
Lugo	985.620	656.248	67	201.162	31
Ourense	727.339	575.475	79	162.189	28
Pontevedra	449.451	302.245	67	39.411	13
Galicia	2.957.447	2.039.575	69	435.872	15
Vizcaia	221.232	158.988	72	56.955	18
Alacante	581.658	250.320	43	250.320	100
Xaén	1.349.609	627.465	46 (84)	627.465	100

Táboa 1. Algúns exemplos da influencia da definición de bosque sobre indicadores de superficie destes ecosistemas. A superficie forestal inclúe os datos para calquera tipo de árbore, e áreas desarboradas con vocación forestal, mentres que na superficie de bosque só se inclúen as masas autóctonas. En Xaén se indica a superficie forestal que se acadaría de considerarmos bosques as masas de oliveiras (entre parénteses). Fontes: Terceiro Inventario Forestal Nacional. Datos de oliveiras de Xaén do Censo Agrario de 2009 (510.589 ha). Datos de Vizcaia do Inventario Forestal do País Vasco de 2005

Bosques e plantacións non son intercambiáveis: a importancia de usar especies nativas

Nun artigo recente publiquei unha relación detallada dos aspectos estruturais e funcionais que diferencian bosques doutras áreas cubertas por vexetación arbórea (Cordero Rivera 2011a). Sen entrar en detalles podemos resaltar que

os bosques son en xeral máis diversos en especies e clases de idade arbóreas, posúen máis estratos de vexetación, unha porcentaxe de madeira morta que rolda 60-80 m³/ha (Vallauri et al. 2005), grande diversidade de animais, fungos e detritívoros, maior resistencia fronte ás perturbacións (Cordero Rivera 2009), etc. Obviamente, as plantacións son ecosistemas subsidiados, que poden incluso seren fertilizados intensivamente, e son moito máis eficientes na produción de madeira por unidade de tempo e superficie.

Dende este punto de vista poderían contribuír á conservación dos bosques se o incremento en plantacións servira para diminuír a presión sobre os bosques, pero isto non está a suceder: a área de plantacións aumenta e a de bosques diminúe (FAO 2010). Plantar árbores a pequena ou grande escala é unha actividade xustificable dende un punto de vista económico, pero non ecolóxico. Isto non implica ningún xuízo moral.

É obvio que existen toda unha serie de situacións intermedias entre bosques primixenios (nunca afectados de forma significativa pola actividade humana) e plantacións industriais de especies exóticas. A superficie terrestre foi afectada de forma drástica polo crecemento demográfico humano, que case sempre se manifesta coma deforestación (Williams 2006), e Galicia non é unha excepción (Gutián Rivera & Cordero Rivera 2007). Noutros casos a nosa actividade pretende recuperar bosques perdidos hai centurias, tarefa que non é en absoluto doada (Cadro 1). “Reforestar” ou “repoboar” son as palabras técnicas utilizadas para os proxectos de instalación de vexetación arbórea, pero case nunca se corresponden coa idea que está implícita: restauración ecolóxica (Figura 2). Restaurar un ecosistema consiste en recuperar a súa estrutura (compoñentes bióticos e abióticos) e a súa función (as relacións entre os elementos do sistema). Plantar un tipo de vexetación que impide a rexeneración dos bosques propios dunha rexión non é “repoboar”, senón substituír un sistema por outro. As plantacións, incluso se están constituídas por árbores nativas, son claramente inapropiadas coma substituto dos bosques, aínda que son xeralmente mellores que os hábitats agrícolas (Moore 2002).

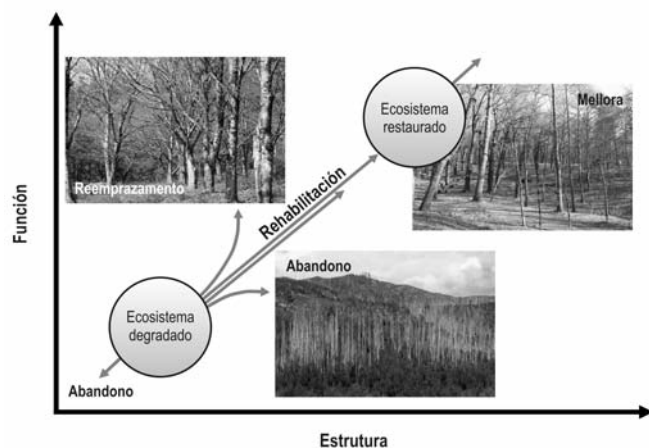
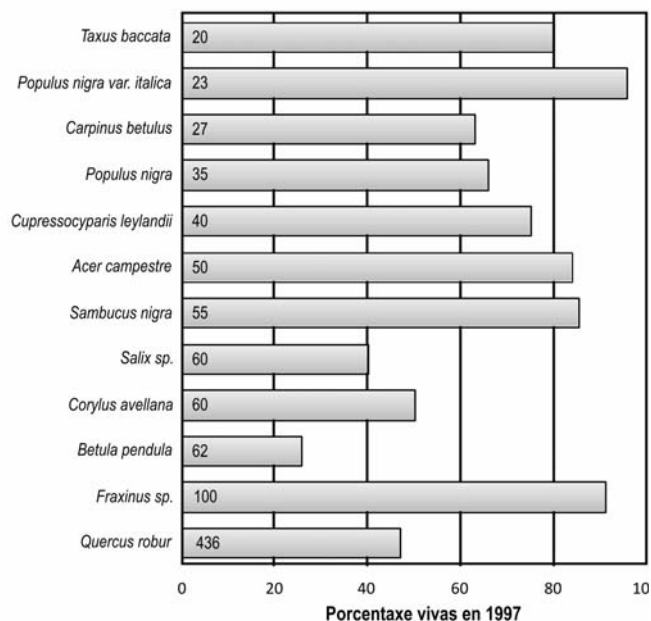


Figura 2. Concepto de restauración ecolóxica aplicado ós bosques. Os ecosistemas degradados, coma os desprovistos de vexetación arbórea, teñen menos estrutura e un funcionamento simplificado. Plantar especies exóticas de rápido crecemento é un abandono da restauración (no exemplo, unha plantación de eucaliptos en Campo Lameiro). A instalación de árbores en plantacións comerciais, é un reempazamento do ecosistema orixinal por outro máis complexo (plantación de castiñeiros en Ponte Caldelas), pero lonxe da restauración, que se consegue cando se potencia a rexeneración dun bosque que ten capacidade de evolucionar coa dinámica natural da vexetación (Fraga de Catasós, Lalín). Fonte: inspirado en Hunter (2001)



Cadro 1. Dificultades para a restauración dos bosques perdidos.

Moore (2002) resume 40 anos de traballo de restauración ecolóxica a pequena escala, en dous tipos de ecosistemas: unha lagoa e un bosque. O traballo comeza en 1961, coa adquisición dunha granxa. Realiza a plantación de algo menos dunha hectárea de árbores de diferentes especies e crea unha lagoa. O bosque desaparecera da zona seguramente varios séculos atrás, xa que no momento da escavación da lagoa apareceron restos de ocupación da época romana, e o autor compilou evidencias do uso agrícola da propiedade no 1800. Moore plantou 1066 árbores de 20 especies entre 1965 e 1985, pero só 634 sobreviviron ata 1997. A figura mostra os datos das especies para as que plantou polo menos 20 individuos (números dentro das barras). Pódese observar que hai notables diferenzas entre especies na supervivencia. A especie climática da zona (*Quercus robur*) foi notablemente difícil de reintroducir. Incluso despois de 40 anos, a composición do sotobosque seguía sendo moi diferente da composición dos bosques vellos, pero o pequeno “proxecto de bosque” foi utilizado de forma regular por 20 especies de aves e 23 de bolboretas, o que se compara moi favorablemente coa riqueza do bosque de Wicken Fen, que se sitúa a uns 21 km e é 500 veces máis grande (67 especies de aves e 24 de bolboretas)

Xustificacións para a plantación de árbores a grande escala

A percepción social dos bosques é moi positiva na maior parte das culturas, probablemente porque dende hai centos de anos as nosas culturas se desenvolven aproveitando os recursos que proporcionan os bosques (Williams 2006). A mensaxe que se envía reiteradamente dende organismos como a FAO é que a base de plantar árbores estamos reducindo notablemente a perda neta de bosques a nivel mundial (FAO 2010). Pero isto é un xogo de palabras: case tódalas plantacións se realizan con especies exóticas e con obxectivos de produción de madeira, sen pretender restaurar bosques (Figura 3). Unha notable excepción é Xapón, onde nominalmente as plantacións se realizan só con fines protectores (Del Lungo et al. 2006). Precisamente

ese tipo de plantacións restauradoras deberían sempre seren realizadas con especies autóctonas (Montagnini 2005), e tendo en conta o funcionamento da fauna e flora edáficas, e das comunidades microbianas, que con toda probabilidade son críticas no funcionamento ecosistémico (Newton & Featherstone 2005). Sen embargo a nivel global as plantacións se realizan preponderantemente para produción de madeira (Figura 4).

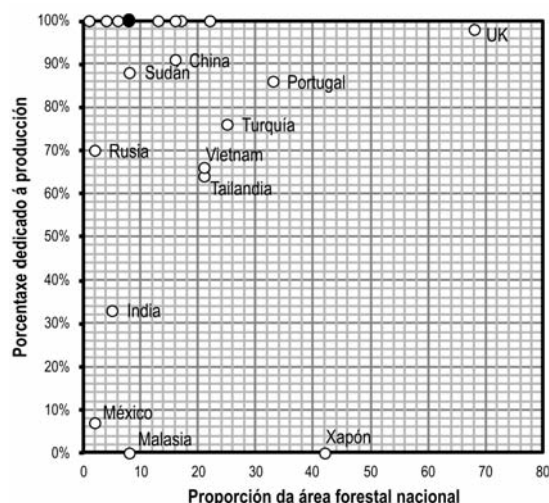


Figura 3. Relación entre a superficie forestal nacional plantada e a porcentaxe de plantacións que se realizan con función produtora, nunha mostra de 23 países que inclúe os 12 con maior proporción de superficie nacional plantada (13-68%) e os 11 con menos (1-8%). España, cun 8% de superficie plantada e un 100% de plantacións produtivas (punto negro na gráfica) é un caso típico. Os países cun 100% de plantacións produtoras son ademais Nova Zelandia (22% da superficie forestal nacional), Corea (22%), Chile (17%), Sudáfrica (16%), Francia (13%), USA (6%), Indonesia (4%), Argentina (4%), Australia (1%) e Brasil (1%). Nótase a anomalía de Xapón. Fonte: FAO (Del Lungo et al. 2006)

As plantacións como hábitats para conservar a biodiversidade

O enorme crecemento das poboacións humanas determina cambios na paisaxe, cunha redución neta da superficie de bosques (Williams 2006). Algúns autores resaltan o feito de que as plantacións proporcionan hábitats para as especies forestais, ou incluso para especies ameazadas (Brockerhoff et al. 2008), particularmente se as comparamos con hábitats agrícolas. Pero non é menos certo que cando as plantacións se comparan con bosques, a súa diversidade é menor (Hunter 1990; 1999). Polo tanto a utilidade das plantacións será maior se substitúen a hábitats moi degradados (agrícolas, industriais), pero terán mínima utilidade cando substitúen ós bosques. No Reino Unido, un país que perdeu a maioría dos seus bosques hai centos de anos, a maior parte das plantacións se fan con especies exóticas, como *Picea sitchensis* ou *Picea abies* (Quine &

Entre as razóns que se aducen como xustificación para a plantación de árbores hai varias que teñen moita transcendencia política e deben polo tanto seren examinadas con detalle: (1) as plantacións proporcionan hábitats alternativos para as especies nativas, (2) as plantacións contribúen a fixar Carbono, e polo tanto a mitigar o cambio climático, e (3) as plantacións contribúen o desenvolvemento rural.

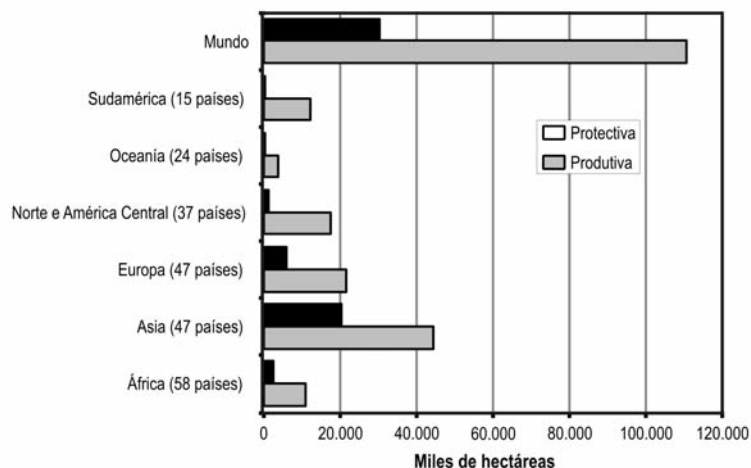


Figura 4. A maior parte das plantacións forestais se deben a proxectos de produción de madeira, e só raramente se deseñan para protexer o solo, os ríos ou outros ecosistemas. Fonte: FAO (Del Lungo et al. 2006)

Humphrey 2010), e o 98% delas con función produtora (Figura 3). Isto contrasta coa opinión da sociedade británica, que estaría disposta a pagar por transformar ditas plantacións monoespecíficas en masas mixtas que deran prioridade á conservación da biodiversidade (Garrod & Willis 1997). Comparando estas plantacións con masas de *Pinus sylvestris* (de todas as idades) e plantacións xoves de *Quercus robur* (ata 80 anos; ambas especies nativas, Figura 5) pódese apreciar que para certos grupos taxonómicos as plantacións exóticas son un substituto adecuado dos hábitats forestais (por exemplo os fungos nas plantacións de *P. sitchensis*), pero para outros grupos as plantacións son hábitats de baixa calidade (por exemplo os fungos nas plantacións de *P. abies* e os liques en xeral). Este exemplo ilustra un fenómeno importante porque estas especies exóticas son similares ás autóctonas, particularmente no caso das *Picea* e *Pinus*, e ademais non se estudaron bosques antigos como referencia. As plantacións de

eucaliptos teñen menos especies ca os bosques desas especies en Australia (Cunningham et al. 2005), o que implica que non só a identidade das árbores importa, senón tamén a forma en que as masas son manexadas.

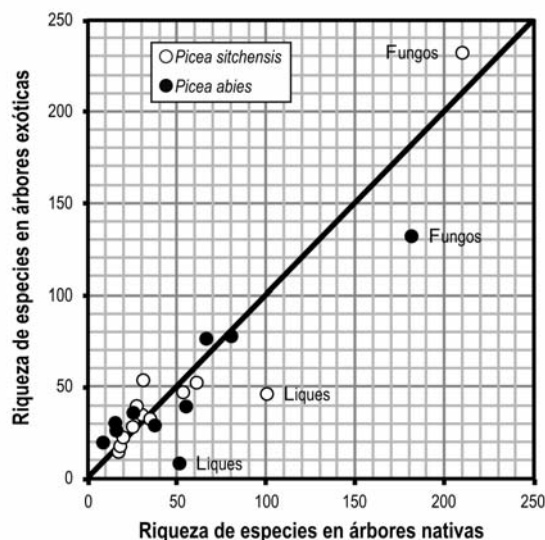


Figura 5. Relación entre riqueza de especies de varios grupos taxonómicos (insectos herbívoros, saproxílicos, fungos, líques, briófitas, plantas vasculares e aves) en plantacións e bosques nativos de *Pinus sylvestris*, comparadas con plantacións de *Picea sitchensis*, e en bosques e plantacións de *Quercus robur* comparadas con plantacións da exótica *Picea abies*. Os puntos por encima da diagonal indican que hai máis riqueza nas plantacións de especies exóticas, e os que están por debaixo que hai máis riqueza nos bosques e plantacións de especies autóctonas. Na maior parte dos grupos non se observan diferenzas, coa notable excepción dos Fungos e Liques, que mostran diferentes respostas. Fonte: Quine & Humpfrey (2010)

En relación á intensidade do manexo podemos atopar ecosistemas cun grado de naturalidade moi variable, con extremos nos monocultivos industriais de especies exóticas e os bosques primixenios (Brockerhoff et al. 2008). A pesar de todo isto é crucial entender que hai unha liña divisoria neta entre plantacións de especies exóticas e especies autóctonas, que dá lugar a dúas categorías inequívocas. Entendo aquí por especie exótica aquela introducida pola actividade humana (dende o descubrimento de América) en zonas que nunca podería colonizar espontaneamente. Canto máis diferente sexa a especie exótica con respecto ás especies nativas, tanto maior será o seu efecto negativo sobre a diversidade. O caso dos eucaliptos é paradigmático, porque a evidencia dos seus efectos negativos é clara (Cordero Rivera et al. 2007; Cunningham et al. 2005; Díez 2005; Graça et al. 2002; Jackson et al. 2005; Larrañaga et al. 2009; Paiva 1992), pero os organismos oficiais e o “lobby” forestal escriben panfletos de “apoio incondicional” a esta árbore (ENCE 2009; FAO 1987; 1990). Os argumentos sobre o feito de que unha especie introducida hai máis dun século non se debe denominar exótica, ou de que non é sempre doado saber se unha especie é exótica ou nativa, son escusas para evitar recoñecer os profundos cambios que as especies exóticas, sobre todo se son invasoras,

provocan nos ecosistemas, dando lugar a perdas económicas cuantiosas (Pimentel et al. 2000). As razóns polas que as plantacións de eucaliptos son tan pobres en especies cando se utilizan masivamente en Galicia son termodinámicas: non hai transferencia de enerxía dende os produtores (eucaliptos) ós herbívoros, porque non hai especies autóctonas capaces de alimentarse desas follas tan ben protexidas quimicamente (Cordero Rivera 2011a; Guitián Rivera & Cordero Rivera 2007). En consecuencia, a teoría predí baixa diversidade nesas plantacións, e así o demostran os (poucos) datos dispoñibles. Sen embargo os mesmos eucaliptos deberían seren máis palatables en áreas onde as Mirtáceas sexan comúns entre a flora autóctona. Vexamos o exemplo do Brasil, un país inmenso, cunha riqueza forestal extraordinaria, pero onde as plantacións de especies exóticas (sobre todo clons de eucaliptos híbridos) son a norma para a produción madeireira. Un caso paradigmático foi o denominado proxecto Jari, que pretendía levar unha fábrica de celulosa á selva, en lugar de levar ás árbores á industria, mediante unha factoría construída sobre un barco.

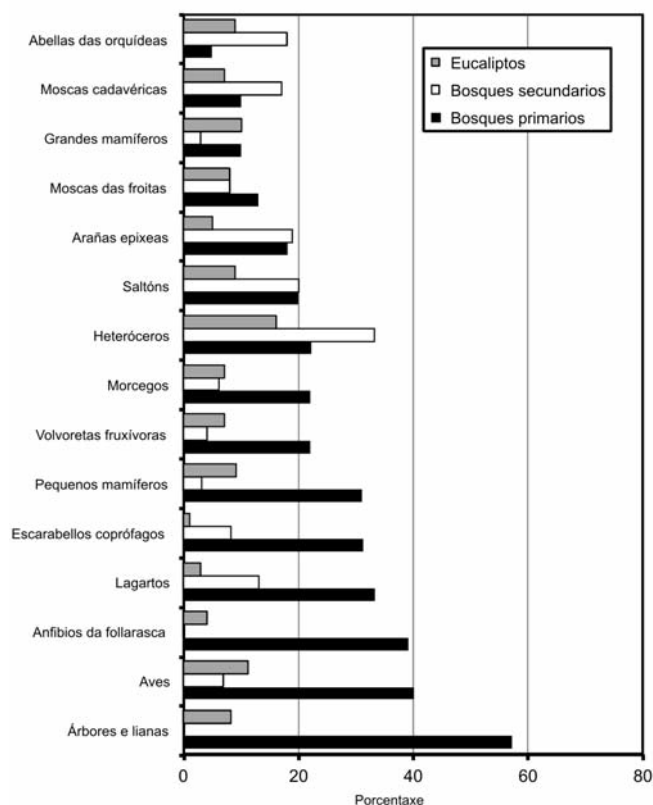


Figura 6. Proporción de especies de varios grupos taxonómicos exclusivas de bosques primarios, secundarios (14-19 anos) e plantacións de eucaliptos híbridos (4-6 anos) na selva amazónica de Jari (Brasil). A matriz é bosque primario amazónico. Nótese que a resposta dos diferentes grupos é idiosincrática. Os bosques secundarios e as plantacións teñen habitualmente unha composición das comunidades completamente diferente da dos bosques primarios. No conxunto, o 25% das especies foron atopadas só nos bosques primarios, 8% nos bosques secundarios e 11% nas plantacións. Fonte: Barlow et al. (2007)

Este proxecto custou máis de mil millóns de dólares e foi un completo desastre económico e ecolóxico (Posey et al. 1997). Decidiuse substituír 1,6 millóns de ha de bosque autóctono (practicamente a superficie forestal de Galicia) por plantacións de *Gmelina arborea* (Verbenaceae), unha especie asiática que crece ata 30 cm por mes (30 m³/ha ano). Sen embargo os resultados foron moi pobres e o proxecto foi abandonado nos anos 1980. Un estudio recente examinou a diversidade de 15 grupos taxonómicos en bosques primarios, bosques secundarios de rexeneración natural nas áreas previamente devastadas con maquinaria pesada (14-19 anos), e plantacións de eucaliptos híbridos (*Eucalyptus urograndis*) de 4-6 anos, todas elas na zona do proxecto Jari. Os resultados indicaron que entre un 5% e un 57% das especies estaban restrinxidas ós bosques primarios, e a composición dos bosques secundarios e plantacións de eucaliptos foi moi diferente á das comunidades dos bosques primarios. Aínda que estas plantacións estaban rodeadas dun hábitat de bosque de alta calidade, non puideron proporcionar hábitat para moitos grupos, con diferenzas moi notables para as árbores, lianas, aves, bolboretas fruxívoras e anfíbios da follasca, pero sí permitiron elevada diversidade de arácnidos, lagartos, escaravellos coprófagos e morcegos, grupos que non dependen directamente da produción primaria, e seguramente son mantidos grazas á matriz de bosque (Figura 6). Claramente se a matriz fora agrícola, as plantacións serían moito máis pobres.

As plantacións e o ciclo do Carbono

Na maioría dos países, as plantacións realízanse co obxectivo de produciren madeira, e só raramente para protexeren terras (Figura 4) (Del Lungo et al. 2006). Tendo en conta a preocupación polos cambios no ciclo do Carbono, e especialmente polo incremento do CO₂ atmosférico, xa dende o protocolo de Kioto propúxose ter en

conta ás plantacións de árbores e ós bosques como mecanismos de secuestro de Carbono. Tense estimado que os ecosistemas terrestres europeos secuestran entre un 7 e un 12% das emisións anuais da mesma rexión (Janssens et al. 2003). Por esta razón hai moitos argumentos a favor de plantar árbores a grande escala, especialmente se son de rápido crecemento, para maximizar a captura de CO₂. Hai non obstante varios puntos débiles nestes argumentos. En primeiro lugar, dous terzos do Carbono en sistemas forestais están no solo (Dixon et al. 1994), que é literalmente destruído durante as labores de extracción da madeira. Isto implica que as plantacións de quenda curta non favorecen a acumulación de Carbono porque destrúen o solo máis rapidamente da súa capacidade de rexeneración. En segundo lugar, os modelos de acumulación de Carbono en plantacións de árbores de rápido crecemento non inclúen a posibilidade de incendios, que se incrementan notablemente cando se plantan especies pirófitas coma os eucaliptos (Goldammer 2002; Guitián Rivera & Cordero Rivera 2007). Os incendios liberan en cuestión de horas todo o Carbono acumulado durante anos. Finalmente, as árbores necesitan auga ademais de Carbono para crecer, de tal maneira que as especies que crecen rápido consumen grandes cantidades de auga (Jackson et al. 2005). Nun mundo onde a escaseza de auga é un problema acuciante para moitos pobos, as plantacións de especies de crecemento rápido poden ser moi negativas por provocar desecación (Figura 7).

As plantacións de árbores de crecemento rápido, notablemente eucaliptos e piñeiros, son polo tanto armas de dobre filo, con aspectos positivos sobre algúns compoñentes do sistema e outros negativos. O balance custes-beneficios, especialmente cando se identifica quen recibe os beneficios e quen asume os custes, é unha ferramenta indispensable á hora de avaliar os efectos ecolóxicos destas plantacións. Á perda de auga hai que engadir a acidificación, observada na maior parte dos solos (Figura 8), aínda que non en Galicia (Calvo de Anta 1992).

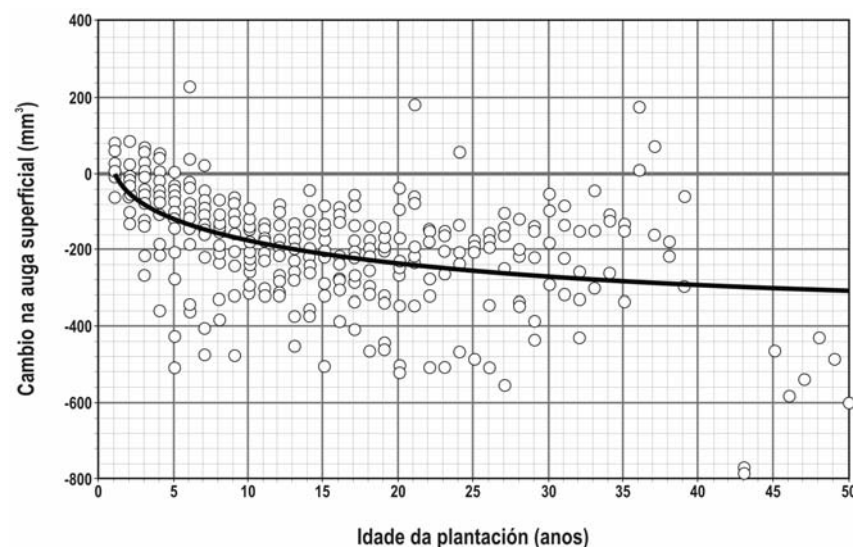


Figura 7. Cambios na cantidade de auga superficial en ecosistemas de pradería, matogueira e terras agrícolas, despois de seren plantados con árbores de crecemento rápido (eucaliptos e piñeiros), en función da idade da plantación. A liña gris horizontal é a referencia de base, sen cambios na cantidade de auga. A liña negra é un axuste logarítmico. O promedio de perda de auga superficial foi de 155 mm (42%) entre 6-10 anos e de 227 mm (52%) entre 10 e 20 anos. O 13% dos regatos secaron completamente durante polo menos un ano, un suceso máis probable nas plantacións de eucaliptos que nas de piñeiros. Datos de 504 parcelas (Jackson et al. 2005)

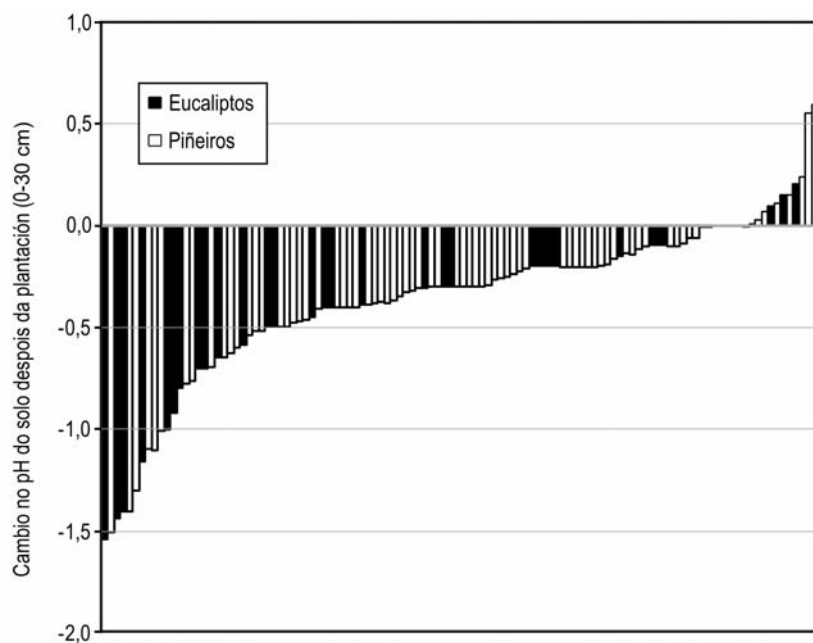


Figura 8. Cambios no pH do solo de praderías e matogueiras despois da plantación de árbores de crecemento rápido. O valor medio foi de -0.30, e dicir, acidificación. Os estudos están ordenados de maior a menor cambio no pH. Datos de 52 estudos (Jackson et al. 2005)

Por se isto fora pouco, existe evidencia abrumadora de que a contribución ó secuestro de Carbono por parte dos bosques antigos é moi substancial, a pesares da crenza de que as árbores moi vellas non crecen, e serían polo tanto neutras dende o punto de vista da acumulación de Carbono. Os bosques primarios (de ata 800 anos de idade) seguen sendo acumuladores netos de Carbono, representando un 10% da produtividade neta dos ecosistemas globais (Luyssaert et al. 2008). Estes bosques deberían ser estritamente protexidos: ningunha plantación pode igualalos como acumuladores de Carbono.

A contribución das plantacións ó desenvolvemento rural

A produción forestal ten quendas de corta significativamente máis longas ca os cultivos agrícolas, incluso usando as especies de máis rápido crecemento. Ademais os cultivos forestais ocupan habitualmente terras marxinais, o que limita a súa produtividade. As rendas obtidas da produción forestal poden ser moi importantes para as comunidades rurais, o que explica que na maior parte do mundo as especies elixidas para plantacións produtivas sexan de rápido crecemento, e normalmente exóticas (especialmente eucaliptos e piñeiros). Estas especies son tamén elixidas polas grandes corporacións forestais para plantacións industriais a grande escala, que en moitos casos entran en conflito coas culturas locais. Podemos mencionar aquí dous proxectos de mega-plantacións na Amazonía do Brasil, que fracasaron fundamentalmente por problemas sociais: o proxecto Jari (Posey et al. 1997), do que xa falamos, e o denominado "Fordlandia", impulsado polo propietario da empresa automobilística Ford na década de 1920. O proxecto Jari custou unha cantidade da orde de mil millóns de dólares, e deu perdas de 600 millóns ó seu propietario, Daniel K. Ludwig, que a pesar de todo seguía sendo o home

máis rico do mundo a finais da década de 1980 (Posey et al. 1997). O proxecto de produción de papel a grande escala usando unha especie exótica de rápido crecemento fallou por unha combinación de factores, entre os que sobresaen os problemas sociais: Ludwig nunca deu demasiado crédito ós brasileiros, empregando sobre todo estranxeiros, que cometeron erros de apreciación moi graves, por descoñecer a realidade ecolóxica e social do país (Posey et al. 1997). O proxecto de Henry Ford, que pretendía a plantación a grande escala da árbore do caucho (*Hevea brasiliensis*), tivo que ser abandonado debido á aparición de pragas, pero sobre todo por rebelións dos traballadores, corrupción, conflitos sociais polo desenvolvemento de cidades sen control, e caída do prezo do caucho (Grandin 2009). É interesante que neste caso a especie elixida para as plantacións era autóctona do Brasil.

As políticas forestais desenvolvidas a partir de tradición europea foron deseñadas para maximizar a extracción de beneficios, e aplícanse de forma xeneralizada en zonas onde os propietarios son apartados na toma de decisións, nun claro exemplo de dobre moral (Larson & Ribot 2007). A política forestal fai ós pobres aínda máis pobres, de tal xeito que os conflitos son habituais en América Latina, África e Asia, como testemuñan os informes do World Rainforest Movement (www.wrm.org.uy).

A historia recente de Galicia está precisamente dominada polos efectos drásticos de desestruturación do rural debidos á política forestal da ditadura franquista, que tivo como consecuencia a falta de medios de vida e a emigración (Rico Boquete 1995). Os montes, que eran usados como complemento da actividade agrícola, foron plantados con especies exóticas de rápido crecemento, eliminando o modo de vida tradicional. É paradoxico que unha política de plantacións, deseñada para incrementar o benestar do rural (Ortuño Medina 1990), dera como resultado maior pobreza, demostrando a falla de visión dos forestais da ditadura.

Fronte a estas alternativas que só valoran a produtividade a curto prazo, temos as opcións desenvolvidas pola silvicultura ecolóxica (Hammond 1997). Esta silvicultura baséase nos principios da xestión ecosistémica (Christensen et al. 1996; Cordero Rivera 2005), procurando a diversificación forestal, e unha minimización dos impactos. As propostas de silvicultura ecolóxica poden converter a actividade silvícola de plantacións produtivas no motor do desenvolvemento rural sustentable en Galicia (Cordero Rivera 2009). Por aí deberían ir as políticas públicas de dinamización do sector forestal, en lugar de apostar por plantacións monoespecíficas que acaban sucumbindo ante os ataques das pragas, coma o *Gonipterus* no caso dos eucaliptos (Cordero Rivera & Santolamazza Carbone 2003; Cordero Rivera et al. 1999) ou o nemátodo *Bursaphelenchus* no caso dos piñeiros (Abelleira et al. 2011).

Conclusións

O desenvolvemento sustentable ten tres pilares: económico, ecolóxico e social. É evidente que non se poden substituír entre eles, de tal xeito que, por exemplo, se un proxecto dá beneficios e mantén os ecosistemas pero xera conflitos sociais, non é un caso de desenvolvemento sustentable. Nesta discusión o meu obxectivo foi demostrar que a plantación de árbores a grande escala é unha actividade de tipo agronómico cando usa especies exóticas, ou cando usa especies autóctonas pero con manexo intensivo. Non debemos usar a palabra “bosque” para referirmos ás masas así formadas, e nunca cando as especies son exóticas. Este tipo de xestión forestal proporciona os máximos beneficios económicos derivados do valor da madeira producida (ou doutras producións complementarias no caso de que existan). Sen embargo a silvicultura industrial non é sustentable ecoloxicamente, e, dependendo das rexións, ten consecuencias nefastas sobre as poboacións rurais, o que impide a sustentabilidade social.

Plantar árbores é, en principio, unha actividade positiva dende un punto de vista ambiental, e en moitos casos podemos demostrar claros beneficios ecolóxicos desta actividade, incluso cando se usan especies exóticas. O debate en torno as plantacións de eucaliptos xera agres discusións, demasiadas veces baseadas en prexuízos, e en análises superficiais das consecuencias de dita silvicultura (Cordero Rivera 2011b), pero as solucións existen (Veiras & Soto 2011). O que é criticable é a dobre moral usada polas grandes corporacións, que maquillan as súas accións para aparentar seren respectuosas cos principios de xestión forestal sustentable, cando en realidade o único que pretenden é obter un selo que utilizar para competir no mercado. Un claro exemplo é o libro “La gestión forestal sostenible y el eucalipto” (ENCE 2009), que de forma sistemática oculta a verdade en cada unha das súas afirmacións. Na páxina 20 se di que as árbores vellas son emisoras netas de CO₂, e por iso é mellor plantar eucaliptos, ignorando a evidencia científica que di exactamente o contrario (Luyssaert et al. 2008). Na páxina 21 indícase que o eucalipto non destaca polo seu consumo de auga,

resaltando a súa eficiencia, pero a evidencia científica demostra, de novo, o contrario (Figura 7) (Jackson et al. 2005), e de feito en manuais de silvicultura do eucalipto menciónase que serve para desecar zonas húmidas (Montoya 1995, pág. 110). Na páxina 24 se indica que o eucalipto “promueve la biodiversidad”, ocultando que as plantacións de dita empresa destacan precisamente pola ausencia de diversidade en tódolos niveis (Andrade 2011), ou ignorando a evidencia abrumadora que demostra a diminución da biodiversidade nas plantacións de eucaliptos en calquera lugar do mundo, incluído Australia (Figura 6) (Cordero Rivera 2011b; Cunningham et al. 2005; Graça et al. 2002; Larrañaga et al. 2009; Paiva 1992; Veiras & Soto 2011). Dito libro chega ó paroxismo cando di que o eucalipto en España é unha especie “naturalizada”, negando taxativamente que sexa invasora, aínda que recoñece que tende a expandirse “pero no es dañina para otras especies ni desequilibra el medio” (pág. 27), ou cando se afirma sen pódor que “o eucalipto reduce o risco de incendios!” (páxina 28), cando todos os que vivimos en Galicia e Norte de Portugal sabemos o imparables que son os incendios nos eucaliptais.

A introdución de especies exóticas é un dos problemas máis graves para a sustentabilidade, porque moitas de ditas especies se converten en invasoras, e determinan efectos desmesurados na economía e no ambiente, que foron estimados en 137 mil millóns de dólares por ano só nos USA (Pimentel et al. 2000). O eucalipto foi plantado masivamente en áreas de grande valor natural e paisaxístico, como as illas Cíes, ou o Parque Nacional de Doñana. O seu comportamento invasor determina que os eucaliptos sexan as especies que máis custes de erradicación teñen provocado na xestión das áreas protexidas do estado español (Vilà et al. 2008), a pesar de que xa comentamos que as empresas do sector afirman que non é unha especie invasora. Coa introdución dos eucaliptos tamén se introduciron fungos (Díez 2005), coas consecuencias imprevisibles de cambios nas relacións entre múltiples especies.

Todos estes argumentos levan cara unha mesma conclusión: o manexo das plantacións forestais debe recoñecer explicitamente que non son ecosistemas substitutivos dos bosques. O uso das especies autóctonas nas plantacións produtivas debe ser potenciado polas políticas públicas, que deben velar polo interese común e non polos intereses privados. A frase de Eduardo Galeano coa que abro este artigo é un perfecto resumo dos meus argumentos.

Agradecementos Este traballo se desenvolveu no marco do proxecto “Integración ecolóxica e impactos de los eucaliptales”, financiado por la Xunta de Galicia (08MRU024371PR).

Bibliografía

Abelleira, A., Picoaga, A., Mansilla, J.P. & Aguin, O. (2011): Detection of *Bursaphelenchus xylophilus*, causal agent of pine wilt disease on *Pinus pinaster* in Northwestern Spain. Plant Disease 95: 776.

- Andrade, B. (2011). Un nuevo capítulo en el culebrón de ENCE y el FSC. *Quercus* 299: 30-33.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestres, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C. & Peres, C.A. (2007): Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 18555-18560.
- Brockerhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, C. & Sayer, J. (2008): Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Burrascano, S. (2010): On the terms used to refer to 'natural' forests: a response to Veen et al. *Biodiversity and Conservation* 19: 3301-3305.
- Calvo de Anta, R. (1992): El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Frnaklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. & Woodmansee, R.G. (1996): The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Cordero Rivera, A. (2005): Principios da xestión de ecosistemas. En: *Proxecto Galicia: Ecoloxía*, Vol. XLV: 243-273. Hércules de Ediciones. A Coruña.
- Cordero Rivera, A. (2009). O monte como base para o desenvolvemento sustentábel. *Propostas de silvicultura ecolóxica*. En: X. Simón Fernández & D. Copena Rodríguez (Eds.): *Construíndo un rural agroecolóxico*: 31-49. Servizo de Publicacións. Universidade de Vigo.
- Cordero Rivera, A. (2011a): Cuando los árboles no dejan ver el bosque: efectos de los monocultivos forestales en la conservación de la biodiversidad. *Acta Biológica Colombiana* 16: 247-268.
- Cordero Rivera, A. (2011b). ¿Contribuyen los cultivos de eucaliptos a conservar la diversidad biológica? *Quercus* 299: 24-29.
- Cordero Rivera, A. & Santolamazza Carbone, S. (2003): *Eucalyptus*, *Gonipterus* y *Anaphes*: un ejemplo de control biológico en un sistema tri-trófico. En: *Actas del Simposio Internacional Sobre Socioeconomía, Patología, Tecnología y Sostenibilidad del Eucalipto*: 81-94. Cátedra ENCE. Pontevedra.
- Cordero Rivera, A., Santolamazza Carbone, S. & Andrés, J.A. (1999): Life cycle and biological control of the *Eucalyptus* snout beetle (Coleoptera, Curculionidae) by *Anaphes nitens* (Hymenoptera, Mymaridae) in north-west Spain. *Agricultural and Forest Entomology* 1: 103-109.
- Cordero Rivera, A., Velo-Antón, G. & Galán, P. (2007): Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations. *Munibe* 25: 94-103.
- Cunningham, S.A., Floyd, R.B. & Weir, T.A. (2005): Do *Eucalyptus* plantations host an insect community similar to remnant *Eucalyptus* forest? *Austral Ecology* 30: 103-117.
- Del Lungo, A., Ball, J. & Carle, J. (2006): *Global Planted Forests Thematic Study. Results and Analysis*. Roma: FAO.
- Díez, J. (2005): Invasion biology of australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula. *Biological Invasions* 7: 3-15.
- Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexler, M.C. & Wisniewski, J. (1994): Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- ENCE (2009): *La gestión forestal sostenible y el eucalipto*. Grupo empresarial ENCE.
- FAO (1987): *Efectos ecológicos de los eucaliptos*. FAO. Roma.
- FAO (1990): *El dilema del eucalipto*. FAO. Roma.
- FAO (2010): *Evaluación de los recursos forestales mundiales*. FAO. Roma.
- Ford, E.D. (2000): *Scientific method for ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Garrod, G.D. & Willis, K.G. (1997): The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: a contingent ranking study. *Ecological Economics Amsterdam* 21: 45-61.
- Goldammer, J.G. (2002): *International Forest Fires News*. Freiburg: United Nations Economic Commission for Europe - Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Graça, M.A.S., Pozo, J., Canhoto, C. & Elosegui, A. (2002): Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World* 2: 1173-1185.
- Grandin, G. (2009): *Fordlandia. The rise and fall of Henry Ford's forgotten Jungle City*. Picador. New York.
- Gutián Rivera, L. & Cordero Rivera, A. (2007): Bosques e plantacións forestais. En: A. Cordero Rivera (Ed.), *Proxecto Galicia, Ecoloxía*. Vol. XLIV, pp. 430-467. Hércules de Ediciones. A Coruña.
- Gurrutxaga San Vicente, M. (2008): Patrones de cobertura y protección de los bosques naturales en el País Vasco. *Geographicalia* 53: 49-72.
- Hammond, H. (1997): What is ecoforestry? *Global Biodiversity* 7: 3-7.
- Hunter, M.L. (1990): *Wildlife, Forests, and Forestry. Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Prentice-Hall. Upper Saddle River. New Jersey.
- Hunter, M.L. (1999): *Maintaining biodiversity in forests ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge.

- Hunter, M.L. (2001): Fundamentals of Conservation Biology. 2ª ed. Blackwell Science. Oxford.
- Jackson, R.B., Jobbagy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., Le Maitre, D.C., McCarl, B.A. & Murray, B.C. (2005): Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947.
- Janssens, I.A., Freibauer, A., Ciais, P., Smith, P., Nabuurs, G.J., Folberth, G., Schlamadinger, B., Hutjes, R.W.A., Ceulemans, R., Schulze, E.D., Valentini, R. & Dolman, A.J. (2003): Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of european anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300: 1538.
- Kimmins, J.P. (1997): Forest Ecology. 2ª ed. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River. New Jersey.
- Larrañaga, A., Basaguren, A. & Pozo, J. (2009). Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on physiology and population densities of invertebrates inhabiting Iberian Atlantic streams. *International Review of Hydrobiology* 94: 497-511.
- Larson, A.N. & Ribot, J.S. (2007): The poverty of forestry policy: double standards on an uneven playing field. *Sustainability Science* 2: 189-204.
- Loidi, J., Herrera, M., Salcedo, I., Galarza, A. & Iturrondobeitia, J.C. (2005): Bizkaiko Basoak. Los Bosques de Bizkaia. Lurralde: Azterlanetarako Bizkaiko Iraskundea / Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia. Bizkaiko Foru Aldundia / Diputación Foral de Bizkaia.
- Lund, H.G. (2002): When is a forest not a forest? *Journal of Forestry* 100: 21-28.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Borner, A., Knohl, A., Hessenmoller, D., Law, B.E., Ciais, P. & Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213-215.
- Montagnini, F. (2005): Selecting tree species for plantation. En: S. Mansourian, D. Vallauri & N. Dudley (Eds.): Forest restoration in landscapes: beyond planting trees: 262-268. Springer. New York.
- Montoya, J.M. (1995): El eucalipto. Mundi-Prensa. Madrid.
- Moore, N.W. (2002): Oaks, dragonflies and people. Harley books. Colchester.
- Newton, A. & Featherstone, A.W. (2005). Restoring temperate forests. En: S. Mansourian, D. Vallauri & N. Dudley (Eds.): Forest restoration in landscapes: beyond planting trees: 320-328. Springer. New York.
- Ortuño Medina, F. (1990): El plan para la repoblación forestal de España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología*, fuera de serie 1: 373-392.
- Paiva, J. (1992): As plantacións de eucaliptos e a flora e fauna portuguesa. *Cadernos da Área de Ciencias Biolóxicas. Seminario de Estudos Galegos* 4: 71-84.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000): Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience* 50: 53-65.
- Posey, C.E., Gilvary, R.J., Welker, J.C. & Thompson, L.N. (1997): Plantation forestry in the Amazon: the Jari Experience. Forest History Society. Durham, North Carolina.
- Quine, C.P. & Humphrey, J.W. (2010): Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? *Biodiversity and Conservation* 19: 1503-1512.
- Rico Boquete, E. (1995): Política forestal e repoboacións en Galicia. 1941-1971. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Vallauri, D., André, J., Dodelin, B., Eynard-Machet, R. & Rambaud, D. (2005): Bois mort et à cavités. Lavoisier. Paris.
- Veiras, X. & Soto, M.A. (2011). La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal). Greenpeace. Madrid.
- Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. & Castro, P. (2008): Invasiones Biológicas. CSIC. Madrid.
- Williams, M. (2006): Deforesting the Earth: from prehistory to global crisis, an abridgment. University of Chicago Press. Chicago.

Pablo Ramil-Rego · Castor Muñoz Sobrino · Luís Gómez-Orellana · M.A. Rodríguez Guitián ·
Javier Ferreiro da Costa

Configuración y transformación del paisaje del NW ibérico durante el final de los tiempos glaciares, el Holoceno y el Antropoceno

Recibido: 12 Decembro 2011 / Aceptado: 6 Marzo 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumen Se evalúa, desde una perspectiva holística, la dinámica del paisaje en el NW Ibérico en los últimos 25.000 años, resaltando el efecto de los cambios climáticos y de las perturbaciones antrópicas sobre la configuración de la distribución de las principales tipos de ecosistemas, así como sobre sus principales componentes bióticos.

Palabras clave cambio global, biodiversidad, sucesión, perturbaciones antrópicas.

Abstrac This paper focuses on landscape changes accounted in the NW Iberian peninsula along the last 25.000 years from a holistic point of view, enhancing the effects of climatic changes and their interactions with anthropic activities on the distribution and the main biotic characteristics of the different types of ecosystems recognised.

Key words global change, biodiversity, succession, anthropic influences

Introducción

La superficie terrestre ha estado sometida desde sus inicios a un continuo cambio. En los períodos previos a la aparición del género *Homo*, el clima, los procesos geológicos y la propia selección natural fueron los elementos primordiales que modularon esos cambios. Como consecuencia del surgimiento del género *Homo*, el ser humano se ha convertido en un elemento más responsable del cambio de los ecosistemas, primero a una escala espacio-temporal reducida y, posteriormente, a nivel global, induciendo cambios en la dinámica ambiental del planeta y en los procesos geomorfológicos en amplias áreas y favoreciendo la expansión de elementos biológicos (algunos aparecidos gracias a su propia acción de selección). Simultáneamente, se ha convertido en un factor igualmente global de la reducción, con frecuencia e intensidad crecientes, de la biodiversidad. En este trabajo se evalúan los efectos del cambio climático y la acción humana sobre los ecosistemas terrestres del NW Ibérico con especial énfasis en los dos períodos más recientes, el Holoceno y el Antropoceno.

Cambios en el ecosistema

La existencia de cambios en los ambientes ecológicos que acogen las actividades humanas es un hecho constatado por todas las culturas humanas desde antiguo. Desde un punto de vista científico, se debe a F.E. Clements [1874-1945] el primer análisis y explicación de las causas que producen cambios espacio-temporales en las características de la cubierta vegetal a través de dos obras que han tenido una gran difusión a nivel internacional: "*The development and structure of vegetation*" (1904) y "*Plant Succession*" (1916). Dicho análisis desembocó en la definición del concepto de "sucesión vegetal", proceso universal, progresivo y ordenado, a través del cual las comunidades vegetales convergerían, funcionando como un "superorganismo", en un único estado de equilibrio designado como "clímax", cuyas características y componentes estarían controladas de forma exclusiva por las condiciones climáticas regionales.

Pablo Ramil-Rego · Luís Gómez-Orellana · Javier Ferreiro da Costa
GI-1934 TB - Laboratorio de Botánica & Bioxeografía. IBADER.
Universidade de Santiago. 27002 Lugo (Galicia, España).
e-mail: ramil.rego@gmail.com

Castor Muñoz Sobrino
Departamento de Bioloxía Vexetal. Universidade de Vigo. Vigo.

M.A. Rodríguez Guitián ·
Departamento de Producción Vexetal. Escola Politécnica Superior
de Lugo. Universidade de Santiago. 27002 Lugo (Galicia,
España).

La teoría de la clímax única (monoclímax) de Clements (1904, 1916) generó una importante discusión científica en las primeras décadas del siglo XX. Así, Cooper (1926) criticó el planteamiento determinista de esta teoría, pues aunque asumía la sucesión como un proceso irreversible, predecible a corto plazo, la consideraba impredecible a largo plazo. Por su parte, el botánico y ecólogo H.A. Gleason (1917, 1927, 1939) consideraba la sucesión como un proceso dinámico, no sujeto a reglas fijas y que no necesariamente conducía, a través de una serie de comunidades determinada y predecible, a una etapa clímax (Gleason 1926). También rechazaba la consideración de la comunidad vegetal como un superorganismo y la existencia de una comunidad clímax: "El fenómeno de la vegetación depende completamente del fenómeno de los organismos" (Gleason 1917). Gleason consideraba que todo cambio en la composición de especies en un sitio constituye un proceso de sucesión vegetal, ya sean fluctuaciones de carácter demográfico o cambios florísticos direccionales promovidos por agentes externos. Su visión reduccionista de las comunidades corresponde a una superposición fortuita de la distribución de especies con rangos de tolerancia ambiental semejante, haciendo hincapié en la importancia de los fenómenos estocásticos (aleatorios) en el proceso de cambio.

Con todo, uno de los aspectos más discutidos de la teoría de Clements ha sido el de la consideración de la "comunidad vegetal" como un "superorganismo" (Clements 1916), interpretación que se convirtió en un dogma entre diversos grupos de científicos, dando lugar a una clasificación y codificación artificiales de las comunidades (cf. Phillips 1931, 1934, 1935a, 1935b). Tansley (1935) respondió con dureza la teoría organicista y del monoclímax de Clements, formulando a la teoría de la "policlímax", según la cual los factores locales (material geológico, humedad edáfica, altitud, vientos, etc), pueden determinar un tipo de vegetación clímax que difiere de aquellas asociadas al clima regional. En consecuencia, en un territorio geográfico sometido a unas determinadas condiciones climáticas se podrían reconocer más de una etapa clímax, que vendrían determinadas por el grado de influencia de determinados factores ecológicos ajenos al propio clima. Whittaker (1953) plantea una variación de la teoría de policlímax, en la que las comunidades, no aparecen siempre como estructuras fijas, sino que se aprecia un recambio continuo de especies a lo largo de los gradientes ambientales.

Huguet del Villar (1925) introdujo en la ciencia española la teoría de la sucesión de Clements (1916) con ocasión de la realización de un estudio centrado en la caracterización de la vegetación de la Meseta Central Ibérica: "Clements ha puesto de relieve que la vegetación es una sucesión, que puede empezar, v.g., en el agua (hydroserie), ya básica (haloserie), ya ácida (oxyserie), o en el sustrato más seco (xeroserie), ya de roca viva (lithoserie), ya detritica (psammoserie), pero que, dentro de una determinada área climática, marcha hacia su final de serie o clímax, aunque no siempre pueda llegar a alcanzarla".

Odum (Odum 1953, 1969; Odum & Barrett 2006) y Margalef (1958, 1963, 1968) plantearon una concepción de la

sucesión de carácter holístico y determinista, en la que la dirección del proceso sucesional podría predecirse a través del estudio de los atributos funcionales de las comunidades. Para Odum (Odum 1953, Odum & Barrett 2006), la sucesión ecológica incluye, cambios en los flujos de energía, la estructura de la comunidad y las interacciones entre las especies a lo largo del tiempo.

En sus escritos iniciales, Margalef (1968) concebía la sucesión desde una postura holística fuertemente influenciada por Odum y el propio Clements, considerando la sucesión como un proceso de auto-organización que conlleva una disminución gradual de la entropía paralela a la paulatina disminución de la influencia del ambiente y al progresivo aumento de las interacciones bióticas. Posteriormente (Margalef 1997), y aún manteniendo los postulados holísticos, este autor experimenta un acercamiento a la visión reduccionista, asumiendo que las variaciones en la respuesta inicial a las perturbaciones podrían provocar la aparición de puntos de partida diversos y trayectorias sucesionales diferenciadas, llegando a proponer que el concepto de "clímax" debería ser ignorado (Walker 2005).

Desde la década de los setenta, sin embargo, la mayoría de los investigadores en sucesión suelen asumir una visión reduccionista y mecanicista, que toma como marco de partida los trabajos de Gleason. Los reduccionistas enfatizan tanto el papel de los factores intrínsecos de la comunidad (capacidad colonizadora o competitiva), que a través de mecanismos de facilitación, inhibición o tolerancia determinan la sucesión (Horn 1981, Grime 1979, Noble & Slatyer 1980, Pickett et al. 1987, Glenn-Lewin et al. 1992), como la importancia en dicho proceso de las perturbaciones y de los fenómenos estocásticos (Connell & Slatyer 1977, Grubb & Hopkins 1986). Según estos postulados, en la sucesión no hay una premisa de estabilidad a largo plazo o de existencia de un punto final en equilibrio (Drury & Nisbet 1973). Las perturbaciones son factor de gran importancia y se acepta el cambio continuo de la vegetación como norma (Pickett & White 1985). Paralelamente se plantea que, en un área determinada, la sucesión puede seguir múltiples trayectorias ó vías sucesionales, que pueden ser muy complejas, según la intensidad relativa de las distintas perturbaciones que afectan y modelan a las comunidades (Drury & Nisbet 1973, Oliver 1981, Miles 1987, Gilmore 1999). Se admite que en un territorio dado, la repetición en diferentes momentos de una misma trayectoria sucesional o el seguimiento de distintas trayectorias, no tienen por qué tener una duración temporal definida y constante. Por otra parte, los organismos colonizadores no tienen por qué estar presentes en todas las localidades. Y menos aún, todos los colonizadores muestran un mismo grado de influencia sobre la configuración de la comunidad o del ecosistema (cf. Davis & Thompson 2000). Por extensión, las poblaciones de seres vivos coexisten dentro de la comunidad en equilibrio competitivo o bien podrían, en ciertas circunstancias, convivir en condiciones de no equilibrio (Pickett 1980) y muchas son las causas que permitirían esto último, aún en el caso de especies con requerimientos similares (Shmida & Ellner 1984, Wilson 1990).

Tras más de 100 de la formulación inicial de la teoría de la sucesión (Clements 1904), el análisis de los cambios en los ecosistemas sigue generando nuevos enfoques y nuevos retos, e implicando a mayor número de disciplinas científicas, así como incrementando su impacto sobre la sociedad.

La aplicación del concepto de sucesión a la gestión del medio natural

Casi desde el mismo momento en que empezó a manejarse el concepto de sucesión vegetal, pero de forma ajena al proceso de debate y discusión científica de las diferentes teorías que sobre ella han ido surgiendo como consecuencia del progreso en los ámbitos ecológico y paleoecológico, el marco conceptual más rudimentario y endeble de la teoría de la sucesión fue impregnando el ámbito de la gestión del medio natural. En España, este proceso se identifica con dos aportaciones, la primera el Plan de Repoblación Forestal, redactado en 1939 por Joaquín Ximénez de Embún y Luís Ceballos, y la Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España, publicado por Salvador Rivas-Martínez en 1987.

El Plan de Repoblación Forestal tiene sus orígenes en un estudio que Ximénez de Embún incluye dentro del plan hidrológico aprobado por el gobierno de la República. En plena guerra civil, el gobierno rebelde del general Franco promueve la realización del Plan de Repoblación Forestal mediante la Orden de 21 de junio de 1938 del Ministerio de Agricultura (Boletín Oficial del Estado núm. 609, de 23/06/1938). En dicha norma se identifica el plan de repoblación con uno de los puntos programáticos del Estado Nacional-Sindicalista, concluyéndose su redacción, de manera apresurada, en 1939 (Ximénez de Embún & Ceballos 1939). En dicho plan, los autores definen un conjunto de “series progresivas y regresivas” de vegetación a través de las que caracterizan la cubierta vegetal de España y que sirven para establecer los tipos de especies forestales a emplear en las diferentes condiciones ecológicas y áreas geográficas que se establecen. Aunque en distintas obras (cf. Rivas-Martínez 1987) se indica la existencia de una versión posterior corregida de las series elaborada por Ceballos en el año 1941, dicho borrador que nunca fue publicado.

En la primera parte del Plan Forestal se realiza una descripción fitogeográfica de España y de sus montes de marcado carácter sintético, evidenciando la reducida información de que disponen los autores, a pesar de que en los años anteriores a la entrega de este trabajo se habían incrementado notablemente los estudios científicos estas y otras disciplinas ambientales dentro del territorio español. Así, la mayoría de esta parte del documento se inspira en el estudio geográfico realizado por Dantín Cereceda y publicado en la Nueva Geografía Universal (Granger et al. 1929), obviando otras referencias a trabajos previos más detallados del mismo autor (Dantín Cereceda 1912, 1913, 1922). Carencias similares se detectan en las descripciones geológicas y climáticas, que siguen esencialmente lo contenido en La Gran Enciclopedia Universal, obviando

diversos estudios más actuales en ese momento, como los de Hernández Pacheco (1934) o Alcaraz Martínez (1932). En relación con el apartado edáfico, los autores del plan indican: “Por desgracia, para el presente trabajo, no podemos utilizar el plano de los suelos de España de H. del Villar, cuya publicación estaba ya anunciada para fecha muy próxima en el mes de junio de 1936”, indicando posteriormente que en este capítulo la clasificación de los suelos de ese autor, pero sin indicar la fuente bibliográfica empleada, para finalmente utilizar una figura modificada de Baro (1927).

En relación con el mapa de suelo de Huguet del Villar, el texto del mismo fue publicado en el año 1937 y el propio mapa en 1938. Ambas publicaciones se hicieron en Londres y desde allí se enviaron a España a distintos suscriptores, aunque parece ser, como indica el propio Huguet del Villar (Henneberg 1983), que no llegarían a las manos de los que se encontraban en el territorio sublevado. A pesar de la relevancia de Huguet del Villar como geobotánico y edafólogo (Huguet del Villar 1929, 1931, 1935, 1937, etc), este fue, como otros científicos de la época, represaliado y condenado al ostracismo por el Estado Nacional-Sindicalista.

Los aspectos botánicos y ecológicos, que deberían ser la base del Plan de Repoblación Forestal, quedan relegados a una “Ligera referencia a la vegetación forestal de España” incluida en la primera parte del documento, que se complementa en el capítulo segundo con la “Recopilación de noticias referentes a estadísticas y geografía forestal de España”. La recopilación se sectoriza en regiones siguiendo el esquema de Dantín Cereceda (Granger et al. 1929), con un análisis de corte narrativo, en el que se mezclan, sin una adecuada citación, desde referencias históricas, a comentarios de los responsables de los servicios forestales, pasando por impresiones de viajeros. Las referencias a datos científicos publicados con anterioridad son escasas, y en algunas regiones, nulas.

La parte sustancial del trabajo, o al menos la más novedosa, en relación con el planteamiento de otras actuaciones de repoblación forestal que la administración realizó desde finales del siglo XIX (Balboa López 1990, Rico Boquete 1995a, 1994b, 2000, 2004, 2008) es la consideración de la teoría de la sucesión vegetal, tema al que se le dedican 6 páginas y 1 tabla. En su descripción se mantiene la forma de narración, sin precisar los términos introducidos, sin incluir ninguna referencia básica sobre los mismos o sobre la propia teoría de la sucesión vegetal. Las series, sus estadios y etapas se delimitan sin datos empíricos y sin información histórica o paleoambiental que la sustente.

En el discurso se considera que la configuración del tapiz vegetal en una localidad está determinado exclusivamente por el clima y el suelo, y su modificación por causas antropozoógenas. Estamos ante un reduccionismo de la complejidad de la dinámica natural, que excluye desde la selección natural de Darwin (1859) a la propia interacción entre las especies, ampliamente valorada por los fitogeógrafos y botánicos de la época (Tansley 1935). En cuanto al proceso sucesional, los autores del Plan de Repoblación Forestal aceptan que en una localidad las

“fuerzas naturales” tienden a la instalación de una vegetación estable, representativa del óptimo o máximo biológico posible en aquel punto, que es lo que en Geobotánica se llama clímax. Para España, este óptimo biológico, salvo contadas excepciones (zonas de gran altitud, marismas, trampales y saladares de poca extensión), está representado por el monte alto: “*Todos los climas de España son adecuados para el bosque, en una u otra de sus formas*”. Pero no por cualquier tipo de bosque: “*Nos atreveríamos a afirmar que ese óptimo natural, no sólo está representado en España por el bosque, sino por el bosque de frondosas, quedando los pinos, y en general las resinosas frugales, relegadas a representar etapas anteriores al óptimo o derivados de la degradación del mismo*” (Ximénez de Embún & Ceballos 1939).

Para el conjunto del territorio peninsular español el Plan de Repoblación Forestal considera la existencia de 9 tipos de series en los territorios no caracterizados por peculiares concretas del medio (humedad, altitud, salinidad). En todas ellas la etapa clímax estaría representado por un “bosque denso”, caracterizado por una única especie forestal, estableciéndose una serie para el haya, otra para el castaño y 7 series para distintas especies de *Quercus* (*Q. pedunculata*, *Q. sessiflora*, *Q. mirbecki*, *Q. toza*, *Q. faginea*, *Q. suber* y *Q. ilex*). Según estos autores, la consideración de una clímax representada o dominada por el castaño (*Castanea sativa*), es problemática, ya que la mayor parte de las superficies arboladas dominadas por esta especie ocupan antiguos cultivos en los que los pies de castaño se han injertado con variedades seleccionadas para aprovechamiento de fruto o fruto y madera. El carácter de cultivo de estas formaciones es recogido en el propio Plan de Repoblación Forestal. Previa a la instalación de las comunidades clímax, se establece para todas las series una etapa de monte alto (etapa 2), dominadas por entre 2 a 5 especies por serie, entre las que no se indica ninguna especie de Fagaceae ni de Pinaceae. La adscripción de estas especies a las distintas series y posteriormente a los distintos territorios, es puramente artificial, mezclándose especies comunes con distintas series que poseen una muy amplia distribución territorial, con otras de areal más reducido, así como con especies de carácter cultivado o subespontáneo. El sotobosque de estas formaciones incluye tanto especies propias de un medio nemoral como otras que se desarrollan preferentemente en muchas estaciones fuera de la protección del dosel arbóreo.

El tercer estadio incluye tres etapas, la más compleja representada por un “matorral heliófilo invasor”, representado por brezales, aulagares, bojadas, helechares, escobonales, retamares, lentiscas, romerales, cocojares, etc. Una segunda etapa, representadas por “pinares” (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*, *P. laricio*, *P. halepensis*). Y finalmente, un matorral colonizador, conformado en la mayoría de las series por Ericaceae o Cistaceae. Es de destacar que la consideración de la fase de los pinares en la tabla de series no tiene correspondencia con el texto donde se describen las mismas.

El cuarto estadio se correspondería con una etapa de “matorrales de degradación avanzada”, en el que son frecuentes las especies espinosas y las labiadas. El quinto

estadio incluye asociaciones herbáceas de última regresión y una etapa final de pseudoestepas de gramíneas. El sexto y último estadio se identifica en todas las series con el “desierto”.

En conjunto, el esquema de series planteadas por Ximénez de Embún & Ceballos (1939) constituye una simplificación de la heterogeneidad paisajística y botánica del territorio español, pues plantea una interrelación catenal entre comunidades o especies indicadoras que responde más a una percepción de las mismas por parte de los autores, que a la dinámica histórica del tapiz vegetal de esta parte de la Península Ibérica. A pesar de ello, este trabajo ha sido tenido como obra de referencia en todo lo relativo a la planificación y gestión del medio forestal español durante prácticamente 50 años, lapso a lo largo del que se han obviado las aportaciones geobotánicas y ecológicas provenientes de autores como Bolòs en Cataluña, Bellot en Galicia, Guinea en la Cornisa Cantábrica o Rivas Goday en diferentes áreas peninsulares, entre muchos otros autores.

Casi cincuenta años más tarde de la presentación del Plan de Repoblación Forestal de Ximénez de Embún & Ceballos, se publican en 1987 dos trabajos, desde una perspectiva fitosociológica, que abordan la descripción de la biogeografía y la cubierta vegetal del territorio español. El primero de ellos, “*La Vegetación de España*” (Alcaraz Ariza & Peinado Lorca 1987), incluye, además de los capítulos introductorios y globales, una reseña más o menos amplia del paisaje vegetal de los principales territorios españoles, fruto de los trabajos efectuados por distintos especialistas. La segunda obra comentada es la “*Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España (E. 1: 400.000)*”, redactada por el profesor S. Rivas-Martínez. Se trata, en cierta manera, de una síntesis de la anterior, a la que se añade la edición de 30 hojas cartográficas en las que se representa la distribución de las series de vegetación reconocidas a lo largo de los diferentes territorios peninsulares e insulares de España.

Entre el documento de Ximénez de Embún & Ceballos (1939) y el de Rivas-Martínez (1987) existe una clara diferencia, marcada principalmente por el lapso temporal en que se han elaborado y la publicación de un número muy importante de trabajos de ámbito botánico y ecológico. El propio Mapa de Series se plantea, a juicio de su autor, como una revisión y actualización del trabajo de series incluido en el Plan de Repoblación Forestal y modificado posteriormente por Ceballos en 1941. La diferencia metodológica más significativa entre ambas publicaciones viene determinada, sin embargo, por la aplicación de la fitosociológica en la delimitación y configuración de las distintas etapas. Rivas Martínez (1987) sigue, de este modo, el método esbozado en otras publicaciones (Gausson 1948, Ozenda 1963, 1974), haciéndolo más preciso en cuanto a que las etapas clímax se hacen coincidir con asociaciones, en lugar de alianzas (Géhu & Rivas Martínez 1981).

Pese a la diferencia de tiempo hay aspectos comunes entre ambas trabajos. Primero, la ausencia de una contextualización y valoración del propio concepto de sucesión, de la etapa clímax y de las series en relación con

el conocimiento científico de la época. En segundo lugar, se observa un escaso uso, cuando no total ausencia, de datos procedentes de otras disciplinas científicas. Así, la caracterización de las series se plantea obviando datos históricos o paleoambientales y haciendo uso de sistemas clasificatorios edáficos ajenos a los conocimientos existentes en la época.

En el Mapa de Series se define una serie de vegetación como la “unidad geobotánica, sucesionista y paisajística que trata de expresar todo el conjunto de comunidades vegetales que pueden hallarse en espacios teselares afines como resultado del proceso de la sucesión, lo que incluye tanto los tipos de vegetación representativos de la etapa madura del ecosistema vegetal como de las etapas iniciales o subseriales que los reemplazan (Rivas-Martínez 1987). Para la Región Biogeográfica Eurosiberiana, y dentro del piso alpino se reconocen 5 series de vegetación climatófila, vinculadas con el territorio pirenaico y 2 series orocantábricas, cuya etapa clímax se corresponden a prados psicroxerófilos. En el piso subalpino se describen 7 series, 5 para la provincia Pirenaica, con una etapa clímax representada por pinares (*Pinus uncinata*) ó abetales (*Abies alba*), mientras que las dos series Orocantábricas carecen de estrato arbóreo y corresponden a enebrales rastreros de *Juniperus communis* subsp. *nana*. En el piso montano, la vegetación clímax se identifica siempre con una etapa de bosque (14 series en los territorios Orocantábrico y Cantabro-Atlánticos conformadas por bosques caducifolios o perennifolios y 1 serie de la sabina albar). En el piso colino el número de series se reduce a 8, todas ellas representadas en su etapa climax por bosques caducifolios o perennifolios.

En la Región Mediterránea se reconocen 65 series de vegetación climatófila (territorio peninsular e Islas Baleares). El piso crioro-mediterráneo incluye 5 series de herbazales psicroxerófilos. El piso oromediterráneo comprende 8 series de pinares (*Pinus sylvestris*), enebrales (*Juniperus nana*) y piornales. El mayor número de series se corresponden con el piso supramediterráneo, que cuenta con 2 series de sabinas (*Juniperus thurifera*), 2 series de pinsapares (*Abies pinsapo*) y 21 series de bosques caducifolios-perennifolios. En el resto de los pisos, la vegetación climax se corresponde siempre con bosques caducifolios-perennifolios, describiéndose 12 series en el piso mesomediterráneo y 8 series en el termomediterráneo.

Al comparar el reparto por pisos altitudinales y por extensión geográfica otorgado a las diferentes series descritas en esta obra, se percibe que las áreas más fuertemente antropizadas poseen un menor número de unidades y que estas tienden a ocupar mayores superficies. Este aspecto se evidencia en las grandes zonas cerealistas de la Meseta Ibérica, pero también se refleja en áreas como Galicia, donde en los territorios colinos y los tramos bajos montanos, se reconocen un número muy reducido de series de vegetación, lo que se interpretaría como indicativo de la existencia de territorios homogéneos desde un punto de vista climático, edáfico y botánico. Sin embargo, esta distribución es, más bien, reflejo del desigual reparto de la información biogeográfica existente sobre este territorio, ya que el estudio de los bosques del área litoral y media ha

pasado prácticamente desapercibido por los botánicos, favoreciéndose el mantenimiento de sectorizaciones o unidades propuestas en los años cincuenta y sesenta (Rodríguez Guitián & Ramil-Rego 2008). Desde esta perspectiva, la delimitación de series de vegetación que se plantea en esta obra para Galicia podría definirse como un cuadro pintado a brochazos que, más que reflejar la potencialidad vegetal del territorio, constata su antropización.

Uno de los puntos que ha suscitado una importante discusión de la propuesta de Rivas-Martínez (1987) es el tratamiento de los pinares. El Mapa de Series, a diferencia de las propuestas del Plan Forestal, incluye series propias para los distintos tipos de bosques naturales de gimnospermas que todavía persisten en los territorios eurosiberianos (pinares y abetales subalpinos pirenaicos, pinares albares y abetales montanos pirenaicos, sabinas orocantábricas) y mediterráneos (pinares oromediterráneos, sabinas y pinsapares supramediterráneos). No obstante, se deja entrever en esta obra una consideración relicta y asociada a ambientes montañosos para este tipo de comunidades vegetales, manteniéndose, a la par, la idea de que la mayor parte de los territorios meseteños ibéricos cubiertos actualmente por pinares, cuya aparición en el paisaje se habría efectuado a costa de la erradicación de bosques dominados por especies planifolias, particularmente encinares y robledales, son el resultado de una actividad repobladora de tradición multisecular.

Estos postulados dieron pie a un fuerte debate dialéctico entre sus partidarios y los defensores de los pinares meseteños como formaciones vegetales de origen prehistórico, cuya aparición en este ámbito interior ibérico es considerada como anterior a la ocupación humana (Gómez Manzanque 1997, Gil 2008, 2009). En trabajos posteriores, Rivas-Martínez (2007, 2011) amplía su concepción original sobre los bosques de gimnospermas, ya sean pinares o formaciones mixtas con especies caducifolias, con motivo de la publicación de su “Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España”, incrementando el número de series de vegetación del territorio español a 230 series en los territorios adscritos a la Región Eurosiberiana y 142 series en los de la Región Mediterránea, mientras que en el archipiélago canario se incrementan de 5 a 46. Con todo, el área potencial de presencia de las series encabezadas por gimnospermas sigue siendo significativamente menor que la adjudicada a las dominadas por especies angiospermas.

Durante largo tiempo, la vegetación clímax o potencial ha sido para una parte de los estudiosos del mundo vegetal una representación idealizada de la vegetación anterior a su antropización (Peinado Lorca & Martínez Parra 1985) que, salvo en algunos casos excepcionales, vendría a coincidir con la “vegetación primitiva” de otros muchos autores y áreas geográficas. Esta identificación, subyacente en la justificación y formulación de las series propuestas tanto por Ximénez de Embún & Ceballos (1939) como por Rivas-Martínez (1987, 2007, 2011) obvia que la cubierta vegetal ha estado siempre en continuo cambio y que, cuanto más amplio es el intervalo de referencia considerado, mayor es la probabilidad de que hayan acontecido episodios de

cambios y reconfiguraciones del tapiz vegetal. Centrándonos en el territorio gallego, la distribución y tipología de las series de vegetación planteadas tanto en la propuesta inicial de Ximénez de Embún & Ceballos (1939) como en las de Rivas Martínez (1987, 2007, 2011), ó incluso algunas más recientes (Saínz Ollero et al. 2010), no guardan apenas relación con la información que aportan datos históricos y paleoambientales para la configuración del paisaje gallego en el periodo comprendido entre 1900-0 AD (AD = Anno Domini = a. C.). A medida que aumentamos el intervalo cronológico, 1900 AD – 5.500 BP. (BP. = Before Present. Escala de tiempo con cero en el 1950 AD), ó incluso 1.900 AD – 10.000 BP., las coincidencias entre las formulaciones potenciales y las derivadas de datos paleoecológicos son más diferentes. Y esta misma situación se repite en otras unidades territoriales de la Península Ibérica (Carrión & Díez 2004, Ramil-Rego et al. 2005/2006, Carrión & Fernández 2009).

La asimilación entre vegetación primitiva y potencial deducida de los análisis actualistas ha sido criticada en varios trabajos (Carrión & Díez 2004, Ramil-Rego et al. 2005/2006, Carrión & Fernández 2009) pero además, existen dudas de que estos conceptos reflejen la dinámica natural de la vegetación en el territorio en caso de no existir influencia humana. Más aún cuando ésta se vincula con el cese de la actividad perturbadora actual, sin tener en cuenta la pérdida de biodiversidad causada por actuaciones anteriores históricas y prehistóricas. En este sentido, conseguir que la dinámica natural de la vegetación siga unas pautas determinadas o caracterizadas por conjuntos de especies concretos obligaría en amplios territorios no sólo a anular las perturbaciones actuales, sino a reintroducir o reforzar taxones nemorales y a controlar y eliminar la competencia ejercida por taxones exóticos o por formas seleccionadas por la especie humana de taxones nativos de mayor capacidad competitiva. También sería necesario recuperar la capacidad productiva y biológica de suelos y aguas, tarea más compleja de lo que habitualmente se asume, así como la reconstitución de las comunidades biológicas faunísticas, fúngicas y microbianas vinculadas a las etapas supuestamente más maduras de la vegetación. De no proceder a este tipo de actuaciones, y como se puede comprobar en la dinámica registrada en determinadas islas ó predios forestales donde la acción humana se ha minimizado o eliminado durante períodos prolongados de tiempo, la vegetación resultante es, en muchos casos, una biocenosis dominada por especies alóctonas con una neta estrategia invasora. Esta dinámica puede reconocerse actualmente en algunas áreas costeras de Galicia, donde de modo espontáneo, y sobre todo después de un incendio, se constituyen alobiocenosis dominadas por *Eucalyptus globulus* cuyo sotobosque está dominado, con frecuencia, por *Acacia melanoxylon* y *A. dealbata*, a las que en los últimos años empiezan a incorporarse otras especies no nativas, como *Cortaderia selloana*, *Zantedeschia aethiopica*, *Tradescantia fluminensis* y *Sporobolus indica*, mientras que la vegetación natural queda relegada a un papel meramente relictual.

Problemática en la identificación de evidencias del cambio climático antropogénico en los ecosistemas de Galicia

En las reconstrucciones paleoambientales del Cuaternario, y en concreto en los dos primeros periodos en que suele dividirse, Pleistoceno y Holoceno, las fluctuaciones climáticas globales mantienen una gran regularidad, vinculada con cambios planetarios, solares y orbitales, y tienen correspondencia con las secuencias obtenidas en los estudios isotópicos de caparazones de foraminíferos bentónicos o de los gases que quedan atrapados en los hielos acumulados en las áreas polares (CLIMAP 1984, Jones & Mann 2004, Jones et al. 1988, Petit et al. 1999, etc.). No obstante, dichas reconstrucciones tienen un carácter global y deben ser ajustadas, a escala regional y subregional, mediante el empleo de otras técnicas paleoecológicas (paleopalínología, dendro-climatología, micropaleontología, etc.), a fin de analizar y evaluar la magnitud y consecuencia del cambio climático sobre la configuración, composición y funcionamiento de los ecosistemas.

Para ello se deben utilizar técnicas analíticas en tipos particulares de depósitos sedimentarios, que permitan reconocer tanto la señal climática global como las modificaciones naturales y perturbaciones antrópicas que se producen a escala regional, sub-regional o local. Entre los diversos tipos de técnicas y depósitos, los de mayor resolución se basan en el análisis polínico y micropaleontológico (diatomeas, protozoos) de sedimentos depositados rítmicamente y de manera continua en ciertos ambientes, como turberas y fondos de lagos y lagunas. Las secuencias obtenidas en estos depósitos permiten ajustar la magnitud de los cambios climáticos globales en función de las peculiaridades territoriales y biogeográficas.

En las secuencias regionales obtenidas por estos métodos en Galicia hasta mediados del Holoceno, es decir, antes de la expansión territorial de los agrosistemas, los cambios climáticos provocaron notorias modificaciones de las áreas de distribución de especies de flora y fauna, así como en las dinámicas de expansión, o en su caso extinción, regional de muchas especies. La información obtenida en distintas áreas biogeográficas, tanto en periodos antiguos del Pleistoceno (>40.000 BP.) como de forma más generalizada en el Tardiglacial y la primera mitad del Holoceno (12.000-5.000 BP.), han puesto en evidencia una gran variabilidad territorial de los parámetros climáticos, así como en la distribución, componentes y dinámica de las distintas biocenosis (Ramil-Rego et al. 1998a, 1998b; Muñoz Sobrino et al. 2001, 2005, 2007; Gómez-Orellana et al. 2007).

La información paleoecológica disponible para el Antropoceno (1.851 AD-actualidad) refleja una progresiva destrucción de los hábitats naturales y su sustitución por medios artificiales paralela a la agonía y destrucción de los paisajes tradicionales, de manera que los factores humanos superan claramente la acción de cualquier otro factor ambiental. Por ello, los análisis paleoclimáticos recurren a buscar las evidencias de la señal climática con otros paleobioindicadores, seleccionando éstos entre los

elementos que conforman el medio local de los depósitos (vegetación acuática, diatomeas, protozoos, etc.), es decir, de las propias biocenosis de las turberas o de los medios lagunares. El uso de estos nuevos indicadores está dando buenos resultados para evaluar los cambios en distintos etapas del Holoceno o del Pleistoceno, donde la información de carácter regional o subregional no resulta concluyente (Santos et al. 2001, Muñoz Sobrino et al. 2001, 2005, 2007; Bao et al. 2007). La interpretación de las secuencias del Antropoceno no está, sin embargo, exenta de problemas en cuanto a que las biocenosis locales están condicionadas por las reiteradas perturbaciones que el hombre ha realizado sobre la mayoría de estos medios en los últimos 100 ó 200 años. Así, para el caso de las lagunas costeras, existen evidencias de actuaciones recurrentes de drenajes ("sangrados"), rupturas de las barreras, aterrazamientos, rellenos, cortas y quemas de la vegetación, modificaciones de la circulación de las aguas superficiales, transformación en áreas de cultivo, etc., que afectan a la mayoría de este tipo de humedales que todavía persisten en Galicia (Bodeira, Vixán, Muro, Xuño, Louro, Caldebarcos, Hermida, Baldaio, Doniños, Valdoviño, Pantín).

Las limitaciones del análisis paleo-ecológico se han tratado de completar con el uso de otras fuentes de información ambiental, pero la aplicación de las mismas muestra también importantes problemas metodológicos. El análisis de los efectos del cambio climático sobre el ecosistema a escala regional o subregional debe plantearse en la totalidad del Antropoceno, o preferentemente, desde las fases más antiguas del Holoceno. Reconstrucciones parciales, de ámbito temporal muy limitado resultan de escasa utilidad para evaluar los efectos humanos sobre los ecosistemas terrestres. Esta exigencia se fundamenta en la necesidad de discernir la señal climática de la causada por otro tipo de perturbaciones y, sobre todo, de la fuerte señal antrópica que, en territorios como Galicia, condiciona desde el siglo XVIII la naturalidad, composición, estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas.

En las secuencias elaboradas a partir de registros paleoambientales (turberas, lagos, lagunas, marismas), cumplir este requisito obliga a disponer de secuencias de alta resolución. Sin embargo, hasta el momento son extraordinariamente escasos los estudios de turberas o secuencias de medios lagunares basados en el cumplimiento de este tipo de requerimientos, exigencias que pueden plantearse de manera similar en el desarrollo de análisis dendro-climáticos y para el resto de las técnicas empleadas en las reconstrucciones paleo-ecológicas.

Los comentarios sobre la amplitud de la escala temporal requerida para los medios sedimentarios es extrapolable a la captura de datos mediante aparatos de medida. Dentro de este ámbito, el análisis de los cambios en los medios ecológicos por la vía instrumental está limitado por la disponibilidad de datos procedentes de estaciones (mareógrafos, estaciones meteorológicas), sistemas de observación remota (fotografías aéreas, imágenes de satélite) o de fuentes documentales (cartografía, documentos técnicos, etc.). Pero estos datos en Galicia, como en otros territorios Cántabro-Atlánticos, poseen un ámbito temporal muy restringido, limitado en la mayoría de

los casos al último periodo del Antropoceno o, como mucho, a sus dos últimas etapas (Antrop-b y Antrop-c). A este respecto, por ejemplo, el número de estaciones meteorológicas con registros previos a 1940 en Galicia es muy reducido, acentuándose esta escasez de manera muy significativa si se retrasa la fecha de inicio de toma de datos a 1900 o 1850.

A pesar de todas estas limitaciones, quizás unos de los efectos más estudiados que se asocian con el cambio climático del Antropoceno sobre los ecosistemas terrestres son los de las reconfiguraciones ecológicas del límite superior del bosque y la línea de costa. En el caso de Galicia, el análisis de los cambios del límite superior del bosque y de la redistribución de los ecosistemas de alta montaña resulta, cuando menos, una tarea dificultosa, ya que la señal antrópica se superpone claramente al conjunto de factores ambientales. Esta interferencia ha sido puesta de manifiesto en algunos estudios centrados en el estudio de las causas de la distribución de los tipos de vegetación subalpinos existentes en Galicia (Rodríguez Guitián & Guitián Rivera 1993, 1996a) y en los efectos que la actividad humana deforestadora han provocado en la amplificación espacial de los territorios afectados por fenómenos crio-nivales en las montañas orientales lucenses (Rodríguez Guitián & Guitián Rivera 1994, Rodríguez Guitián et al. 1996b). En este mismo sentido, el grupo de trabajo del urogallo cantábrico (GTU, 2004) ha constatado la confluencia de factores ambientales y antrópicos y la dificultad de discernir los efectos causados por los mismos sobre el estado de conservación del urogallo cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*), una especie marcadamente forestal que desarrolla parte de su ciclo vital en la franja que constituye el límite superior del arbolado en las montañas cantábricas: *"el pronunciado declive que padece la población de urogallos cantábricos se debe a una combinación de factores globales (parece existir una influencia del cambio climático que puede estar provocando un descenso de la población de urogallos en toda Europa), regionales (que afectan a todo el área de distribución en la Cordillera Cantábrica destacando la pérdida de hábitat y la fragmentación de los bosques) y de carácter local (como la presión humana o, especialmente, el efecto de los depredadores y la elevada densidad de competidores). No hay que olvidar que estos factores están estrechamente relacionados, que interactúan entre sí y que sus efectos son aditivos"*.

En cuanto a los cambios del nivel del mar, éste ha sufrido importantes modificaciones a lo largo del último ciclo glacial-interglacial en clara sincronía con las variaciones climáticas globales, reconfigurando el espacio costero, redistribuyendo los hábitats eulitorales y supralitorales y la ecotonía con los medios terrestres. Desde el máximo térmico del Holoceno (hace unos 6.000 años), el nivel del mar ha ido subiendo progresivamente en Galicia a medida que se ha incrementado el deshielo y debido a que el agua al calentarse ocupa más volumen (González-Alvarez et al. 2005). Ambos efectos determinan que, en la actualidad, la línea de costa alcance cotas similares a las ocupadas en el último interglacial, el Eemiense (hace unos 110.000 años). Durante el último siglo, el nivel de ascenso parece haberse

incrementado de manera más significativa, pues los mareógrafos establecen un incremento medio a razón de 1-2 mm/año, aunque en otras zonas de la Península Ibérica se registran aumentos aún mayores, entre 2-2,5 mm/año.

A pesar de que estas tasas de incremento puedan parecer insignificantes, dichos aumentos pueden tener, sin embargo, un efecto dramático sobre la configuración y los usos del espacio costero (Menéndez García et al. 2004, Medina Santamaría 2006). De mantenerse el actual escenario de incremento de temperatura, en espacios de estructura horizontal como el conformado por sistemas de playa-duna tan frecuentes en el área costera del NW Ibérico, el límite del medio eulitoral progresaría sobre los medios continentales, extendiéndose hasta 15 metros hacia el interior en el área Cantábrica mientras que en el área Atlántica de Galicia podría alcanzar los 20 metros.

Resulta, no obstante, muy difícil cuantificar la superficie de medios costeros (sistemas dunares, marismas, estuarios, lagunas costeras) o terrestres, que se han visto afectados a lo largo del Antropoceno por la subida del nivel del mar. La información cartográfica y la derivada de sensores remotos tiene una amplitud temporal muy reducida y, en muchos casos, su grado de resolución no resulta adecuado para cuantificar la magnitud de este cambio. Existen, sin embargo, numerosos datos puntuales que indican la progresiva pérdida de superficie de medios ecotónicos costero-terrestres en relación con la transgresión marina del Antropoceno. Depósitos costeros estudiados en la década de los años cincuenta, tanto en el arco Cantábrico (Area Longa, Lugo), como en el arco Minhoto-Duriense (Mougás, Pontevedra), han sufrido una fuerte regresión en poco más de 60 años (cf. Nonn 1966, Mary et al. 1975, 1977; Brosche 1983, Gómez-Orellana et al. 1997, 2007). Lo mismo ocurre con antiguos lugares de ocupación humana (castros costeros, *concheiros*), construcciones singulares (iglesias, cetáreas, etc), o de forma más generalizada, fincas agrícolas establecidas con anterioridad a 1900, cuya persistencia a corto/medio plazo ya se está viendo condicionada por la subida del nivel del mar.

Otro grupo de evidencias del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres es el relacionado con la reducción experimentada recientemente en el área de distribución de numerosas especies. Pero, nuevamente, las fuentes sobre las que se basan los análisis realizados muestran tanto los problemas de temporalidad de la información (lapso reducido o muy fragmentado) como la deficiente distribución territorial de la misma. Ambos factores, unidos a la importancia de la acción antrópica, condicionan el análisis del cambio. En todo caso, parece indiscutible que la influencia humana ha modificado durante las fases últimas del Holoceno y el Antropoceno las áreas de distribución de muchas especies, potenciando la expansión de algunas de ellas de forma directa (elementos cultivados) o indirecta (elementos sinantrópicos, especies invasoras), a la vez que ha reducido, atomizado o provocado la extinción regional-subregional de diversas especies. El número de elementos extintos a la escala comentada por causas antrópicas en Galicia resulta elevado y a él habría que unir las especies que por acción del cambio global se encuentran en la actualidad al borde de la desaparición. En este sentido, las

razones argumentadas anteriormente para explicar el acelerado declive del urogallo serían de aplicación para un buen número de especies, tanto de flora vascular (*Tilia*, *Carpinus*, *Fagus*, *Celtis*, *Taxus*, *Juniperus*, etc.), como de fauna vertebrada (*Tetrax tetrax*, *Salmo salar*, *Capra hispanica*, *Ursus arctos*, etc).

Aunque en muchos escenarios las subidas de las temperaturas han podido tener un factor determinante en el estado de conservación de estas especies, o de los hábitats de los que éstas dependen, no debe olvidarse la potente capacidad de los humanos para modificar el medio a la hora de explicar las dinámicas poblacionales recientes de estas especies.

Junto a las extinciones globales o regionales de especies emblemáticas, se ha producido una merma global en la riqueza de muchos ecosistemas, fruto de acciones antrópicas que en su momento inicial no fueron convenientemente evaluadas. En 1934 se concedió el premio nobel de medicina y fisiología a P.H. Müller [1989-1965] por descubrir la capacidad plaguicida del DDT (dicloro-difenil-tricloroetano). A partir de la segunda guerra mundial, y coincidiendo con la fase Antropo-a, el DDT se comercializa en la mayor parte del Planeta como remedio infalible contra las plagas que afectaban a los cultivos, así como a los vectores de enfermedades parasitarias, como el paludismo. El uso del DDT generó graves consecuencias sobre la salud humana y sobre el medio ambiente, siendo responsable directo de la merma y pérdida de un gran número de especies de insectos y de aves. Pocos años después, Rachel Carson [1907-1964] exponía en su libro "Primavera silenciosa" los graves problemas ambientales causados por la utilización del DDT, argumentando que el uso de plaguicidas sintéticos acabaría provocando la desaparición de todos los pájaros del mundo (Carson 1962). La expansión del DDT y de otros plaguicidas orgánicos coincide en Galicia con el auge de las políticas desarrollistas, causantes a la postre de la destrucción de gran parte de los agrosistemas tradicionales, así como a la destrucción o en su caso alteración de la mayoría de los grandes humedales (Ramil-Rego & Rodríguez Conde 2006).

El inicio de la fase Antropo-c, viene marcado por un cambio neto en la política de protección del medio ambiente. En 1971 se firma el Convenio Ramsar para la protección de los humedales y de las aves que de éstos dependen y en 1972 se celebra en Estocolmo la primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente. A las nuevas directrices políticas se unió la prohibición que la Agencia de Protección Medioambiental (EPA) estableció para el uso del DDT en Estado Unidos, decisión que se adoptó en 1977 en España. Evaluar en este marco los cambios en cuanto a la presencia o ausencia de determinadas especies, o de sus poblaciones e identificar este hecho con la variación de las condiciones climáticas resulta claramente complejo.

Los cambios en el área de distribución de plagas o especies invasoras se han utilizado en algunas ocasiones como pruebas de los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres. Sin embargo, este análisis no permite, en la mayoría de los casos, más que evidenciar

una respuesta de estas especies a los diversos factores que determinan el cambio global. Desde el siglo XVI se han incrementado en Europa las especies neófitas llegadas de América, Asia, Oceánica y África. En los trabajos de Merino (Merino 1895, 1905-1909) ya se documenta un gran número de especies vegetales exóticas, muchas de ellos invasoras, en el territorio gallego. La mayoría de estos elementos son de origen americano o asiático y se encuentran ampliamente distribuidos en los terrenos de labor así como en otros medios afectados por continuas perturbaciones antrópicas. A las especies documentadas en el Antrop-a, habría que unir un importante elenco de otro neófitos, introducidos y sobre todo expandidos territorialmente durante la fase Antropo-c, coincidiendo con el periodo de incremento térmico (cf. Romero Buján 2008), pero en el patrón de expansión territorial la señal antrópica parece imponerse netamente sobre la señal climática.

Durante el Antrop-c se ha incrementando espectacularmente en Galicia la densidad de viales. En este periodo se inauguran las primeras autopistas y autovías, a la vez que se incrementan los accesos rodados a parcelas agrícolas, forestales o espacios lúdicos (paseos marítimos y fluviales). En muchas de estas obras se han plantado especies exóticas, seleccionadas en muchos casos por su capacidad colonizadora o resistente a ambientes desfavorables para otras especies; algunas de ellas han ido desapareciendo por limitaciones de carácter climático y/o edáfico, pero otras se han ido expandiendo progresivamente. A modo de ejemplo, en 1970 se inauguró el primer tramo de la Autopista del Atlántico, que circunda lo que hoy se conoce como Espacio Natural de Cecebre. En las medianas se plantaron, entre otras especies, numerosos individuos de cortaderia o "hierba de la pampa" (*Cortaderia selloana*). En 1980 ya se observan individuos de esta especie en los taludes del corredor viario y rotondas, aprovechando principalmente suelos rozados o perturbados periódicamente. En 1990, los núcleos secundarios ya eran reproductores y aparecieron otros nuevos núcleos, con frecuencia fuera del vial, en terrenos particulares colindantes. En 2000, la cortaderia se podía ver en extensos tramos en los que no se había plantado, dentro y fuera del tramo de vial comentado.

La dinámica observada en Cecebre para esta especie invasora es similar a la de otros tramos de la autopista o de autovías de construcción más reciente. Las fases de asentamiento y expansión pueden variar entre los distintos tramos, pero siguen una periodización más o menos similar. Aunque la magnitud y velocidad de expansión de esta especie y su propia capacidad invasiva pueden estar influidos por el incremento térmico registrado en el Antropo-c, resulta evidente que la rapidez con la que se está expandiendo está ligada al manejo que se realiza en los viales donde, partiendo de los núcleos de plantación, que son sistemáticamente preservados en las labores de mantenimiento, los nuevos individuos se dispersan e instalan aprovechando el control químico y mecánico que se realiza en sus inmediaciones, gestión que habilita periódicamente nuevas superficies para ser invadidas. La expansión territorial de la especie está, pues, más

favorecida por actividades antrópicas que por factores climáticos (Domènech et al. 2005, Herrera & Campos 2006). Y el mismo análisis puede establecerse para otras especies, menos visibles, pero que han incrementado de forma mucho más rápida y mucho más significativa su área de distribución (*Eragrostis curvula*, *Sporobolus indica*, etc.)

Como resumen de lo hasta aquí expuesto, podemos afirmar que los efectos del cambio global son patentes, aunque la evaluación y diferenciación de la señal climática de la antrópica no siempre es fácilmente reconocible en todas las escalas temporales y en todos los escenarios territoriales. El interés suscitado a nivel social en relación al cambio climático ha propiciado, como suele ocurrir en cuestiones similares, el florecimiento de numerosos trabajos donde se intentan justificar evidencias o incluso modelizar los efectos del cambio climático a partir de un conjunto exiguo de datos y de análisis escasamente argumentados, en los que la supuesta señal climática está modulada por fenómenos de origen antrópico no debidamente valorados. Algunos ejemplos de análisis de información que no se ajustan a los requerimientos comentados se pueden observar en la obra "Evidencias e impactos do Cambio Climático en Galicia" (Pérez Muñuzuri et al. 2009).

Escenarios históricos del cambio en el NW Ibérico

Los geólogos y paleo-ecólogos designan a la última gran Era de la historia de la Tierra con el nombre de Cenozoico (vocablo compuesto de origen griego *καινός/kainos*, "nuevo" y *ζωή/zoe*, "animal o vida", propuesto por J. Phillips hacia 1818). Desde un punto de vista climático se ha dividido tradicionalmente en dos grandes periodos. El Terciario (65,0–2,58 millones de años), marcado por el predominio a nivel global de los climas y ambientes tropicales y subtropicales, y el Cuaternario (desde hace 2,58 millones de años hasta la actualidad), caracterizado por importantes y periódicas variaciones climáticas que, en las latitudes medias, determinan la sucesión de ciclos climáticos caracterizados por un largo periodo frío, que favorece en las áreas oceánicas y continentales la expansión y dominio de los hielos permanentes (periodo glacial de aproximadamente 100.000 años de duración) y un corto periodo, en los que el dominio de los hielos se retrae considerablemente, tanto en las áreas continentales como marinas (periodo interglacial de aproximadamente 10.000 años de duración). A su vez, el Cuaternario se suele dividir en dos grandes etapas, el Pleistoceno (1.800.000 a 10.000 años), que abarca la casi totalidad de ciclos glacial-interglacial, salvo el último interglacial, el Holoceno (10.000 últimos años), que debido a la progresiva influencia del hombre sobre la configuración del medio ambiente, se independiza del anterior periodo (Pérez-Alberti & Ramil-Rego 1997, Ramil-Rego et al. 1998a, 1998b; Gómez-Orellana et al. 2001, 2005, 2007; Muñoz Sobrino et al. 2001, 2005, 2007).

La paleoecología, y en concreto los análisis polínicos de sedimentos, constituyen en la actualidad el método para abordar la reconstrucción del clima y de los cambios en el

ecosistema terrestre. La paleopalinología surge a inicios del siglo XX, en el seno del Swedish Geological Survey, gracias al trabajo de E.J.L. Von Post [1884-1951], quien a principios del siglo XX emplea esta técnica para describir la dinámica forestal del Sur de Suecia (Von Post 1916). El nacimiento de la palinología coincide con la formulación de las teorías sucesionistas, por lo que éstas se elaboran a partir de una información paleoambiental muy reducida que no permite validar o rechazar las hipótesis planteadas. Esta misma situación de debilidad metodológica y conceptual se observa en el ámbito paleoecológico. Así, en trabajos publicados en la década de los sesenta, la expansión arbórea registrada a mediados del Holoceno en el N de la Península ibérica, coincidente con el periodo de mayor termicidad, fué identificada con un tipo teórico de vegetación en el que confluirían una gran variedad de especies arbóreas de ecología muy diversa, como robles, avellanos, abedules, olmos, etc. Esta formación arbolada fue bautizada como "*Quercetum mixtum*" y, durante la segunda mitad del siglo XX fue considerada por numerosos autores como la expresión de la vegetación clímax o primitiva de todo este amplio territorio (Menéndez Amor & Florschütz 1961).

El Pleistoceno Superior: el final de los tiempos glaciares

Las primeras secuencias para el Pleistoceno Superior elaboradas en la Península Ibérica, y en concreto en su fachada Cántabro-Atlántica, se obtuvieron en cuevas de

origen kárstico, en la que se documentaban distintos episodios de desarrollo arbóreo, con dominio bien de coníferas, bien de caducifolias, o bien de ambos grupos de especies, entre episodios sin apenas vegetación arbórea, en la que predominaban las formaciones herbáceas dominadas por Poaceae y Asteraceae, consideradas como el reflejo de una vegetación de carácter estepario (cf. Leroi-Gourhan & Renault-Miskovsky 1977, Leroi-Gourhan & Girard 1979). La problemática cronológica y tafonómica (relativa a los procesos deposicionales que actúan sobre los restos de los seres vivos tras su muerte) inherente a este tipo de yacimientos determinó el rechazo a las secuencias paleoclimáticas obtenidas en contextos arqueológicos (Turner & Hannon 1988; Sánchez Goñi 1991a, 1991b; 1994; Ramil-Rego 1992, Carrión et al. 1999), más aún cuando las formulaciones sobre la dinámica de vegetación para el continente europeo realizadas hasta ese momento (Huntley & Birks 1983) generalizaban el modelo fraguado en el Centro y Sur de Europa, en el que los periodos extremadamente fríos del Pleistoceno provocaron la extinción de la mayor parte de los taxones mesófilos y termófilos de amplias unidades geográficas. En este modelo, la distribución actual de estas especies sería fruto de procesos de migración que se habrían producido a finales del Pleistoceno o incluso en el Holoceno, desde refugios ubicados alrededor del Centro-Sur y SE de Europa (Van der Wiel & Wijmstra 1987a, 1987b; Tzedakis et al. 2006), minusvalorando la posibilidad de que muchas especies vegetales pudieran haber sobrevivido en refugios localizados en la Península Ibérica (Huntley & Birks 1983).

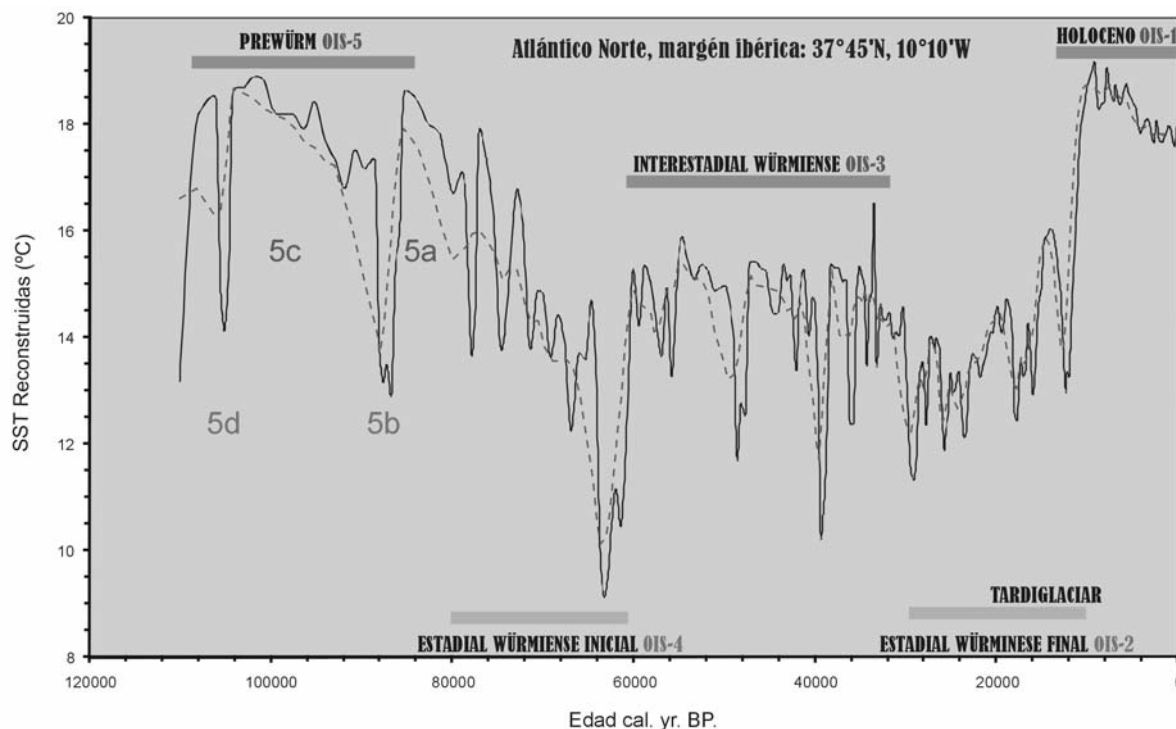


Figura 1. Reconstrucción de las variaciones de temperatura superficial (SST) en el Atlántico Norte durante el último ciclo glacial (curva continua) y curva de tendencia expresada como las medias móviles de cinco datos (gris discontinua). Datos tomados de Bard, E., 2003

El modelo “extinción Pleistocena–migración Holocena”, se había fraguado sin apenas datos botánicos, ecológicos y biogeográficos, planteando postulados que difícilmente podrían explicar el actual reparto de la vegetación natural en los territorios del ámbito Cántabro–Atlántico, y más aún del extremo NW que, a la postre, consituía uno de los puntos más distantes de las vías de migración planteadas, un *finisterrae* paleobiogeográfico, para el que la llegada de algunos taxones, como *Fagus*, y de acuerdo con las propuestas establecidas en el territorio Pirenaico y Centroeuropo, tendría que producirse, a partir del siglo XXI (cf. Huntley & Birks 1983, Huntley 1991, Rodríguez Guitián et al. 1996c, Ramil-Rego et al. 2000, Muñoz Sobrino et al. 2009). Este mismo modelo era incapaz de dar una explicación científica a la presencia de taxones mesófilos ó termófilos de carácter nemoral que poseen una escasa posibilidad de migración, como es el caso de *Culcita macrocarpa* o *Woodwardia radicans*, para los cuales es difícilmente asumible que su distribución en el territorio Cántabro–Atlántico fuese el fruto de una migración efectuada a partir del Tardiglaciario o en el Holoceno.

Con el paso del tiempo, el modelo de “extinción Pleistocena–migración Holocena” ha quedado tan superado como lo fué la secuencia pionera de Leroi-Gourhan en el contexto arqueológico. En la actualidad, es opinión generalizada que la Península Ibérica ha actuado como un gran reservorio de biodiversidad, con persistencia de elementos de flora y fauna que desaparecieron en buena parte del continente europeo tras la irrupción de los estadios fríos (Watts 1986, Costa et al. 1990, Peñalba 1994, Gómez Manzanique 1997, Ramil-Rego et al. 1998a, 1998b, 2000; Jalut et al. 2000, Franco Múgica et al. 2001; Iriarte et al. 2001, 2003; Muñoz Sobrino et al. 2001, 2004, 2005, 2007, 2009; García Antón et al. 2002; Figueiral & Carcaillet 2005, Gómez Orellana et al. 2007; Rubiales et al., 2007, 2008, 2010, etc.). Y en este refugio ibérico hubo grupos biológicos que se adaptaron y evolucionaron frente a las consecuencias del cambio climático, dando origen a un gran número de taxones endémicos, muchos de los cuales aún poseen un papel importante en la configuración de los ecosistemas orófilos, los humedales, los matorrales o los bosques de la Península Ibérica.

Acorde con los modelos actuales de periodización del Cuaternario para el continente europeo, los interglaciares tienen una duración aproximada de 10.000 años, a partir de los cuales se registra un larga etapa, conformada por una sucesión de periodos de mayor y menor termicidad, con variaciones irregulares de la precipitación, tras la cual, se iniciaría un nuevo stadial (figura 1). En el último ciclo glaciario-interglaciario registrado en el Cuaternario, este periodo previo al stadial se designa como PreWürm, estimándose una duración de 43 ky. En él se suceden dos periodos iniciales de 12 ky. BP., el primero (OIS 5d) marcado por la existencia de condiciones frías y el segundo (OIS 5c) de mayor termicidad, seguidos de un tercer episodio de carácter frío de 8 ky. de duración (OIS 5b) y un cuarto de 11 ky. (OIS 5a) de condiciones más térmicas (Gómez-Orellana et al. 2007).

El extremo NW Ibérico constituye en la actualidad una de las áreas donde se dispone de una mayor y más completa

información sobre la dinámica de la vegetación y del clima para el último ciclo glaciario-interglaciario del Cuaternario (últimos 110.000 años). Esta información deriva de la existencia de un gran número de depósitos fosilizados y activos de turba que se concentran en el área septentrional de Galicia, entre la actual línea de costa y el conjunto de montañas sublitorales (Serra do Buio, Serra do Xistral), a partir de los cuales se ha podido obtener una secuencia general (Ramil-Rego 1992), sobre la que se correlacionan otras secuencias, de menor amplitud temporal, obtenidas en distintas unidades del NW Ibérico (Gómez Orellana 2002, Gómez Orellana et al. 2007).

A pesar de que existen características o patrones comunes entre los registros paleobotánicos del Pleistoceno final en el SW Europeo, existen claras diferencias entre los datos procedentes de las grandes unidades biogeográficas (territorios Cantabro-Atlánticos/territorios litoral–sublitoral Mediterráneo/Meseta y montañas interiores Ibéricas) e, incluso, para una misma unidad biogeográfica, a medida que se va incrementando el número de datos disponibles, se perciben mayores diferencias en la configuración de la vegetación en este ámbito geográfico.

Las gimnospermas, elementos presentes en la vegetación del NW Ibérico desde el Terciario, mantuvieron su presencia a lo largo del Pleistoceno Final en el SW Europeo aunque, al menos en los depósitos obtenidos en Galicia, no se puede concluir que estos elementos hayan tenido una especial relevancia territorial. Los análisis polínicos y carpológicos atestiguan la presencia a finales del Pleistoceno del tejo, enebros, abeto y pinos. De estos últimos, y siendo conscientes de las limitaciones que presentan los estudios morfométricos de restos fósiles, parece evidenciarse la presencia de formas asignables a *Pinus sylvestris* y otras que podrían corresponder a *Pinus pinaster* y *Pinus pinea*.

Las presencias pleistocenas de *Pinus* en Galicia se han vinculado habitualmente bien con pequeños bosquetes, en estaciones donde logran competir frente al resto de la vegetación (pedreras o espolones rocosos en vertientes de solana), o bien conformando, junto a especies caducifolias, el dosel de los bosques. Con independencia de lo anterior, los pinos resultan siempre más abundantes en las áreas interiores, en las zonas de montaña orientales y suorientales de Galicia, que actúan de área transicional con las depresiones y llanuras del interior de la Península. A pesar de la presencia señalada de las coníferas, las fases de desarrollo arbolado del final del Pleistoceno vienen representadas en Galicia por el dominio de taxones caducifolios (*Quercus*, *Betula*, *Fagus*, *Corylus*, *Carpinus*), acompañados de un grupo numeroso de otros elementos caducifolios y perennifolios.

Teniendo en cuenta la información paleobotánica disponible acerca de las especies dominantes en la cubierta vegetal el extremo NW ibérico durante el último interglaciario, son difícilmente aceptables dos de los mitos más extendidos acerca de la vegetación primitiva de Galicia. El primero alude a la existencia actual de relictos de laurisilva, un tipo de bosque siempreverde asociado a territorios de pluviosidad y nubosidad elevadas y muy constantes a lo

largo del año, basado en las formaciones existentes en la Isla de Cortegada (Carril, Pontevedra). A día de hoy, esta vinculación carece de fundamento científico desde los puntos de vista bioclimático y florístico, ya que en dicha isla no se registran condiciones ambientales favorables para la existencia de laurisilvas y, además, porque el laurel europeo (*Laurus nobilis*) no forma parte de este tipo de bosques en ningún lugar del Mundo. Por otra parte, en ninguno de los tratados clásicos sobre la vegetación de Galicia (Bellot Rodríguez 1968, Izco 1987, Costa et al. 1990, Izco et al. 1999) se indica esta vinculación, mientras que estudios ecológicos y florísticos realizados recientemente sobre los lauredales litorales cántabro-atlánticos dejan clara su separación frente a las formaciones de laurisilva (Rodríguez Guitián et al. 2007, Álvarez Arbesú 2008). Por otra parte, la reconstrucción de la dinámica vegetal realizada en la Illa de Cortegada por Lamas & Rozas (2007) mediante estudios dendrocronológicos concluye que el “laurel de Cortegada” es una formación vegetal resultado del abandono de las actividades agrícolas y de la colonización de terrenos baldíos por el laurel a partir de individuos preexistentes que formaban parte de las sebes, en consonancia con lo que se observa en los vecinos terrenos continentales de Carril y Vilagarcía, cuestión defendida a partir de observaciones propias por Rigueiro Rodríguez (2002) unos años antes.

El otro elemento de la vegetación primitiva de Galicia, ampliamente divulgado en tratados de gestión forestal, ha sido considerar la presencia de pinares de *Pinus pinaster* en las áreas litorales. Una ubicación territorial que apoyaría y serviría de sustento a la diferenciación taxonómica entre *Pinus pinaster* var. *atlantica* y la var. *pinaster*. De nuevo, esta afirmación debe refutarse a tenor de los datos obtenidos en los registros Holoceno existentes en el área Cantábrica y Atlántica de Galicia así como en zonas colindantes del Norte de Portugal y Asturias, territorios en los que no se han constituido formaciones densas dominadas por *Pinus* con anterioridad al inicio de las primeras prácticas repobladoras, que se remontan al menos, al siglo XII.

En el Pleistoceno Superior, aunque se registran distintos episodios en los que la vegetación arbórea adquiere un papel muy significativo en el paisaje, predominaron de forma neta los episodios desarbolados. De hecho, si computamos la duración del último ciclo glaciario-interglaciario (Würm-Holoceno), de 110.000 años de duración, los matorrales y brezales, con diferente grado de cobertura, constituyeron la vegetación climática del territorio durante más de 95.000 años, quedando las masas arboladas relegadas a los enclaves más protegidos durante esos periodos. (Ramil-Rego et al. 2005/2006, Izco et al. 2006, Gómez-Orellana et al. 2007). Con relación a la componente vegetal principal de estos medios desarbolados cabe diferenciar los ambientes de estepa, con marcado dominio de las especies herbáceas, y los brezales, caracterizados por la abundancia de especies leñosas, principalmente ericáceas y, en menor medida algunas leguminosas y cistáceas con marcada preferencia hacia los ambientes libres de competencia por la luz.

En el ámbito paleoecológico, el término “estepa” se emplea habitualmente para identificar las formaciones herbáceas, o arbustivas poco densas, dominadas por especies de las familias Poaceae, Asteraceae (*Artemisia*) y Plumbaginaceae (*Armeria*), que se desarrollan en los momentos fríos y secos del Pleistoceno, en homología con las características que presentan los grandes biomas herbáceos fríos y secos actuales del planeta (Riley & Young 1968, Archibald 1995, Schultz 1995, Lauenroth & Burke 2008, Werger & van Staadunien 2012).

Según Huguet del Villar (1925) el empleo de este término de origen ruso en el ámbito geográfico ibérico se inicia con el botánico H.M. Willkomm, quien publica en 1852 un trabajo centrado en la vegetación halófila de la Península Ibérica, “*Las regiones de las costas y estepas de la Península Ibérica*”, en el que por primera vez se identifican las extensas parameras ibéricas con las estepas orientales europeas, idea sobre la que insistió este autor en obras posteriores (Willkomm 1894, Engler & Drude 1896). El Diccionario de la Real Academia de la Lengua, en su vigésimo segunda edición (2001) define este término como: “*erial llano y muy extenso*”. Para Willkomm (1852), las estepas saladas (*planum salsuginosum*) tienen un origen natural y su vegetación está condicionada por las propiedades químicas del suelo.

Los trabajos de Willkomm sobre las estepas Ibéricas tuvieron una amplia difusión en la época, publicándose nuevos trabajos sobre su extensión y sobre las características de sus suelos y vegetación. En 1915, el fitogeógrafo E. Reyes Prósper integra y amplía el tema en su conocida obra “*Las estepas de España y su vegetación*”, definiendo las estepas, en coherencia con lo indicado por Willkomm, como “extensiones de territorio en cuyos suelos dominan extraordinariamente la arcilla ó la cal, el mantillo ó humus se encuentra en ellos en cantidad pequeña, llegando casi a faltar muchas veces. Las temperaturas que allí se experimentan son de extremado calor estival é intenso frío en el invierno, y hay siempre gran diferencia entre las que corresponden al día y a la noche en un mismo lugar. Las lluvias son escasas durante el año, y tan mal compartidas que el agua cae en una o escasas épocas anuales, y en el resto del año, o sea en casi todo el, existe gran sequedad.”

Huguet del Villar, se muestra contrario al uso del término “estepa” y en la revista *Ibérica*, da a conocer sus consideraciones al respecto en varios fascículos, bajo el título “*Avance geobotánico sobre la pretendida estepa central en España*” (Huguet del Villar 1925). La crítica de Huguet del Villar a la consideración de las parameras y otras unidades de vegetación Ibérica se establece en términos geobotánicos. Así, considera que las estepas rusas se vinculan originariamente con territorios en los que se registra un máximo pluvial coincidente con el periodo de máximas temperaturas y que permiten un desarrollo de una vegetación herbácea, dominada por Poaceae, mientras que en la pretendida “estepa Ibérica”, el máximo de temperatura coincide con el periodo de aridez y la vegetación aparece conformada por diversos tipos de formaciones fruticasas abiertas. Crítica, igualmente, el carácter de los suelos, al considerar que en gran parte de las superficies asignadas como estepas Ibéricas, no muestran las características que

de forma genérica atribuyen Willkomm o Reyes Prósper. Por otra parte, y desde un punto de vista sucesional, indica que las designadas como estepas Ibéricas no son comunidades terminales, verdaderas clímax climáticas, sino comunidades resultantes de la destrucción por el hombre y los animales de la primitiva vegetación forestal esclerófila, o a lo sumo, en algunos casos, comunidades condicionadas edáficamente por la salinidad del suelo.

Bolòs (1951a, 1951b) considera como hecho objetivo, sobre el que no caben discusiones, la existencia en las zonas áridas de la Península Ibérica de un número considerable de especies esteparias, es decir, de plantas cuya mayor extensión se da en los países de clímax estépica. La mayoría de estas plantas se encuentran también en el norte de África y algunas reaparecen incluso en las estepas asiáticas. Plantas esteparias típicas como *Artemisia herba-*

alba, *Macrochloa tenacissima*, *Lygeum spartium*, *Salsola vermiculata*, etc., aparecen como dominantes en comunidades muy extendidas en el interior de las supuestas estepas ibéricas. Este elenco florístico habría migrado, posiblemente en distintas fases, desde la península Irano-Turánica hacia occidente a finales del Terciario. Bolòs (1951a) opina que las críticas sobre las estepas ibéricas derivadas del concepto original eslavo de estepa tienen cada vez menos peso, ya que el término se ha ido generalizando tanto en el ámbito geobotánico, como en otras disciplinas, para referirse en general a formaciones xeromorfas, de carácter abierto, sean herbáceas o fruticasas, distinguiéndose habitualmente entre estepas de gramíneas (estepa en sentido estricto) y estepa fruticosa (*shrub steppe*), planteamiento que mantienen muchos geobotánicos en la actualidad.

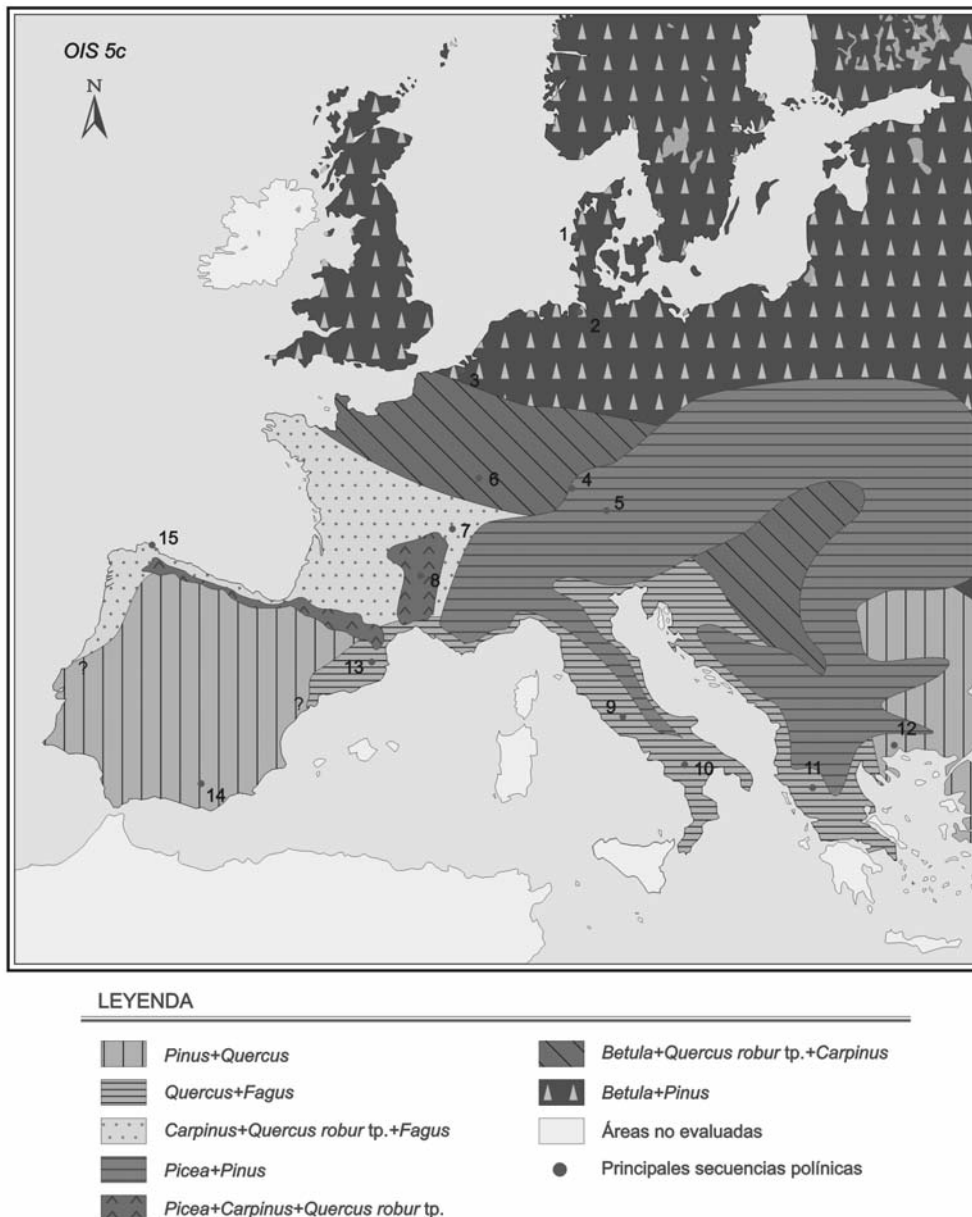


Figura 2. Principales componentes de los bosques en los diferentes territorios del continente europeo durante el más antiguo de los interstadiales del Prewürm (Estadio Isotópico 5c). Elaborado a partir de las principales secuencias disponibles para el periodo: 1.- Brøup; 2.- Oerel; 3.- Amersfoort; 4.- Jammertal; 5.- Samerberg; 6.- La Grande Pile; 7.- Les Echets; 8.- Bouchet/Placraux; 9.- Valle di Catigioni; 10.- Lago Grande di Monticchio; 11.- Ioannina; 12.- Tenaghi Philippon; 13.- Pla de l'Estany; 14.- Padul; 15.- Area Longa. NOTA: El orden de los táxones, no implica una relación de dominancia

En cuanto a las consideraciones dinámicas, Huguet del Villar evidencia que en algunas localidades de las estepas ibéricas existen, o aparecen reseñados en documentos históricos, la presencia de formaciones arbóreas. Pero como ya ha indicado Bolòs (1951a), “*podemos preguntarnos, sin embargo, si la base de observación en que la se apoya Huguet del Villar es suficiente para justificar el carácter de generalidad absoluta que pretende dar a sus conclusiones. Todo lo que se ha dicho hasta el momento en pro o en contra de la teoría esteparia en la península se ha basado en apreciaciones fundadas ya en el simple aspecto de la vegetación, ya, a lo sumo, en un análisis superficial de la distribución de las especies arbóreas u otras consideraciones importantes*”.

Las consideraciones de Bolòs (1951a, 1951b) fueron en gran medida confirmadas con la realización de distintos estudios paleobotánicos (Ménendez Amor & Florschütz 1959, 1961, 1962, 1963) que atestiguan, en relación con los largos estadios fríos del Cuaternario, el predominio de paisajes abiertos, conformados mayoritariamente por Poaceae y Asteraceae (*Artemisia*), y con una presencia puntual de elementos leñosos, generalmente arbustos. Estos paisajes se correlacionan con los registrados en otros territorios europeos y con la presencia de abundantes restos de grandes herbívoros. El paisaje que representan estos espectros se identifica con una estepa.

Trabajos posteriores (Van Mourik 1986, Pons & Reille 1988, Peñalba 1989, Sánchez Goñi 1991a, 1991b Montserrat Martí 1992, Ramil-Rego 1992, Allen et al. 1996, Muñoz Sobrino 2001, Gómez Orellana 2002, Gómez Orellana et al. 2007, etc.) han establecido variaciones en la configuración de las estepas pleistocenas, así como de otros tipos de formaciones abiertas presentes en este periodo. Durante el período Holoceno, las masas arboladas se expanden a costa de las formaciones abiertas de estepas y matorrales, pero no por ello debe considerarse que los bosques ocuparan la totalidad del territorio, ni en el conjunto de la Península Ibérica ni en áreas como Galicia, donde las limitaciones climáticas y edáficas resultan menores. Posteriormente, a mediados de este período, con la expansión de la agricultura, el bosque se redujo de nuevo y se expandieron los medios cultivados y arvenses junto a las formaciones abiertas a partir de las unidades preexistentes, configurándose un nuevo tipo de paisaje, designado como “estepa cultural”, en el que predominan las teselas ocupadas por matorrales y comunidades herbáceas sometidas a una fuerte alteración antrópica cuyos contingentes florísticos engloban elementos de las antiguas estepas pleistocenas (Ramil-Rego 1992).

Los cambios climáticos acaecidos durante el Pleistoceno han tenido una influencia directa en la configuración de los pisos de vegetación. En los periodos más fríos, la mayoría de las grandes montañas Ibéricas presentaron un importante desarrollo del pisos glacio-nival y crio-nival, de los cuales dan fé la abundancia de formas y depósitos originados en ambientes glaciares y periglaciares que en ellas se han documentado (Gómez Ortiz & Pérez Alberti 1998, Gómez Ortiz & Vieira 2006). Por debajo de este piso, dentro de los medios alpino y subalpino, se establecerían formaciones abiertas, dominadas por herbáceas y con

presencia, dependiendo de las condiciones regionales, de formaciones arbustivas o de pequeños rodales de coníferas y bosquetes mixtos. En la mayoría de las áreas geográficas ibéricas los paisajes abiertos, de tipo estepario, configurarían la mayor parte del territorio. En estos momentos, el piso forestal quedaría restringido a aquellas áreas de menor altitud, donde las configuraciones geográficas y climáticas particulares permitirían el mantenimiento de extensiones más o menos significativas de bosques. Así, en el área litoral gallega las condiciones climáticas durante el Prewürm serían atemperadas con una humedad ambiental elevada, hecho que permitiría el desarrollo, al igual que en otras áreas del SW europeo de las formaciones arboladas (figura 2). El diagrama polínico de Area Longa (Gómez Orellana et al. 2007) evidencia un paisaje arbolado, con presencia de formaciones de *Fagus* en los niveles altitudinales próximos a la actual línea de costa, mientras que en las áreas de mayor altitud predominarían los matorrales húmedos (*Erica*, *Calluna*) y turberas. Presumiblemente, las áreas de cumbres de las montañas septentrionales habrían mantenido un zona nival más o menos permanente a lo largo de este período. La presencia de hayedos en el Prewürm en zonas de baja altitud es común a otras localidades europeas meridionales francesas e italianas (De Beaulieu et al. 1988, Watts et al. 1996, Follieri et al. 1998, Reille et al. 1998). Sin embargo, con la llegada del Holoceno, este tipo de formaciones parece haber tenido una dinámica geográfica diferenciada, pues si bien en las áreas perimediterráneas se expandieron hacia zonas de mayor altitud, en el extremo noroccidental ibérico fueron desplazados por otros tipos de bosques.

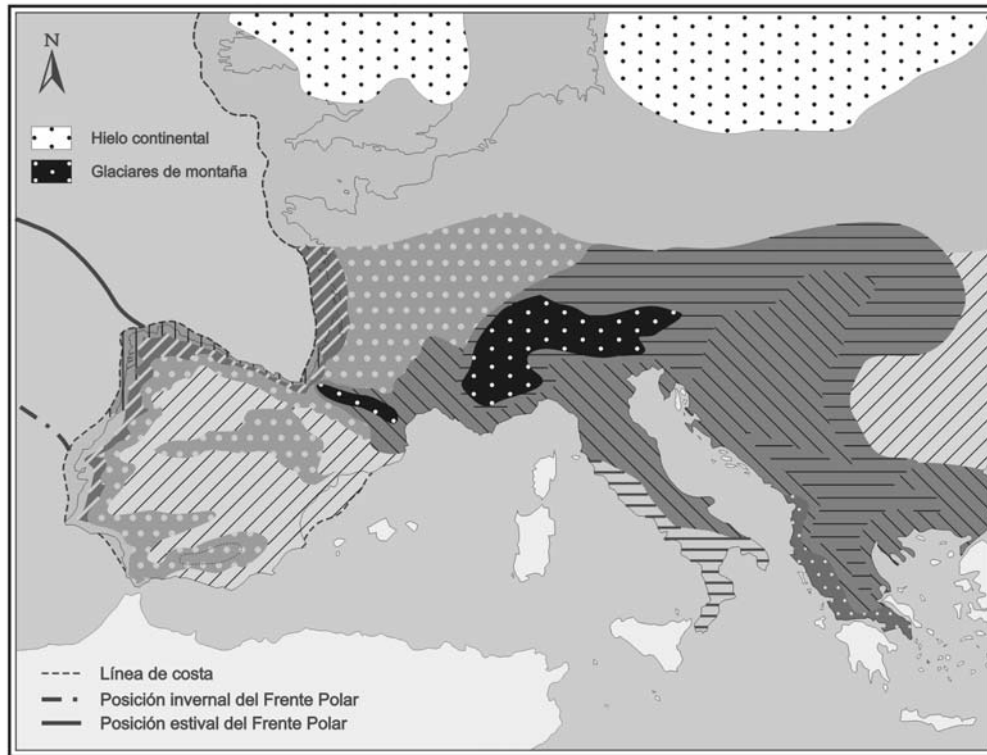
En los periodos de mayor termicidad del Pleistoceno, y posteriormente en el Holoceno, las formaciones de carácter estepario vieron reducida considerablemente su área de distribución, persistiendo solamente en aquellas localidades donde las condiciones climáticas, como en los pisos supraforestales de las montañas, edáficas y/o la interacción de los herbívoros, los bosques encontraban limitaciones para su desarrollo. Fuera de los pisos supraforestales, las biocenosis abiertas de carácter herbáceo encontrarían espacios para su mantenimiento aprovechando claros en el seno de estructuras boscosas o en los ecotonos con sistemas de humedales.

Los procesos de expansión y retracción de las formaciones vegetales en los medios de montaña parecen haber influido decisivamente en la selección de grupos poblacionales de especies que, al cabo del tiempo han dado origen a multitud de elementos endémicos que forman parte, en la actualidad, de las biocenosis orófilas las principales elevaciones montañosas ibéricas. Algunos de ellos se encuentran acantonados en una única sierra, mientras que otros poseen un área de distribución disyunta, con enclaves en distintas cumbres montañosas, que se configuran como auténticas islas inmersas en un extenso territorio donde la termicidad es más acusada. Desgraciadamente, las técnicas paleobotánicas no permiten una correcta identificación y valoración de los elementos característicos o indicadores de esta vegetación, la mayoría de los cuales se corresponden con especies o subespecies de Poaceae, de imposible diferenciación a nivel polínico. Y lo mismo

ocurre con otro de los grupos que acumulan una importante diversidad y significación territorial, las genisteas, en las que a las dificultades de su diferenciación a través de los leños, semillas o polen, se une el carácter entomófilo, cuando no cleistogamo (autopolinización) de muchas de ellas.

El segundo tipo de vegetación abierta dominante en los registros del Pleistoceno Superior, al menos en las áreas Cantabro-Atlánticas próximas a la costa, y por consiguiente afectadas de una mayor oceaneidad y precipitación, son los brezales. La presencia de éstos queda testimoniada no sólo por la existencia de espectros polínicos en los que aparecen como dominantes *Calluna*, *Vaccinium*, *Erica australis*, *Erica*

cinerea tp., sino por la recuperación de restos de maderas, o incluso troncos y raíces dispuestos en posición primaria. Habitualmente, y en comparación con los episodios desarbolados, los diagramas polínicos del Pleistoceno superior de las áreas litorales-sublitorales gallegas muestran cambios significativos en el porcentaje de *Ericaceae*, que son complementados por variaciones inversas en el porcentaje de *Poaceae*. Estos cambios reflejan una clara dinámica en la vegetación, que podríamos interpretar en términos de variación de la densidad de la parte arbustiva-herbácea del matorral, entre brezales densos y formaciones de estepas arbustivas.



LEYENDA

- Brezales y Estepas de gramíneas, presencia de formaciones templadas de caducifolios de extensión reducida
- Estepas de gramíneas y Brezales, presencia de formaciones de *Pinus-Juniperus* dispersas
- Estepas de gramíneas, presencia de Brezales, Estepas semidesérticas y formaciones de *Pinus-Juniperus* y en menor medida de *Betula*
- Estepas de gramíneas y semidesérticas, presencia de formaciones de tamaño reducido o dispersas de *Pinus-Juniperus* y en menor medida de *Betula*
- Presencia de formaciones de reducido tamaño dominadas por *Quercus robur* tp. y *Quercus ilex* tp.
- Estepas semidesérticas, presencia de comunidades halófilas
- Estepa semidesértica, presencia de comunidades halófilas y formaciones dispersas de *Pinus-Juniperus*
- Tundra, herbácea, presencia de Tundra arbustiva y Talga (*Pinus-Picea-Juniperus*)
- Estepa semidesértica, presencia de comunidades halófilas y formaciones de retamaño reducido o dispersas de caducifolios mesófilos y de *Pinus-Juniperus*
- Estepas semidesérticas; presencia de comunidades halófilas y formaciones de *Quercus* y *Pinus* dispersas
- Desierto glaciár, Tundra de líquenes y Estepas semidesérticas sobre loes
- Áreas no evaluadas

Figura 3. Principales unidades de paisaje en el continente europeo durante el Estadio Isotópico 2 (Estadial Würmiense Inicial), a partir de los datos polínicos de las principales secuencias disponibles para el periodo. Además se representan el máximo avance del hielo continental y la Bankisa en el Atlántico Norte, los principales glaciares de montaña y la posición del Frente Polar en el Atlántico según Frenzel et al., 1992

Con la llegada del último periodo estadal (29.867 cal. BP. = 25.000 BP.) numerosas especies de vertebrados presentes en la Península Ibérica se extinguieron globalmente. Otras quedaron confinadas al continente africano y otras experimentaron un progresivo declive poblacional y territorial en los milenios posteriores. En el caso gallego, las muestras de fauna obtenidas con anterioridad a este episodio frío en los sedimentos de la Cova da Valiña (Bolaño, Castroverde, Lugo; 34,7 ky. cal. BP.), nos indican la presencia de rinoceronte lanudo, hiena, bóvidos (Bos/Bison), équidos, oso de las cavernas (*Ursus spelaeus*), cánidos, zorro, etc. Una fauna que se desarrolló en un paisaje cubierto por brezales, estepas arbustivas, humedales y pequeños rodales de bosques mixtos de robles, castaños y pinos (Ramil-Rego 1993a, Fernández Rodríguez et al. 1993, 1995; Fernández Rodríguez 2005, 2006).

El Holoceno

La dinámica y configuración de la vegetación del NW Ibérico ha venido determinada por la existencia de áreas de refugio locales para determinadas especies de flora. La existencia de estas áreas queda atestiguada por los datos deducidos de los análisis polínicos procedentes de registros del Würm, Tardiglaciario y del Holoceno, que evidencian la permanencia en el territorio, a lo largo del mencionado periodo (110.000-0 BP.), de un elenco importante de especies, tanto de carácter nemoral, como representativas de otros ecosistemas terrestres y acuáticos. La permanencia de estos elementos y la existencia de áreas de refugio se vinculan con tres aspectos biogeográficos íntimamente conectados. El primero, la ubicación del NW Ibérico en relación con la posición, a lo largo de ese mismo periodo, del frente polar. El segundo, la existencia de un amplio espacio litoral-sublitoral, con una fachada Atlántica orientada en sentido N-S y una fachada Cantábrica, más corta, orientada en sentido W-E, que determina la articulación de un espacio geográfico heterogéneo en relación con las variaciones de la dinámica climática global. En último lugar, la existencia de amplios valles fluviales, que conectan el espacio litoral-sublitoral, con las grandes llanuras interiores y con las distintas unidades montañosas. Los grandes ríos de la fachada Atlántica (Eume, Grande de Xubia, Tambre, Ulla, Miño), discurren en sentido E-W, mientras que los de la fachada Cantábrica (Sor, Landro, Masma, Eo, Navia), lo hacen en sentido S-N.

Durante el último estadal del Cuaternario (21.000-17.000 cal. BP.), las áreas montañosas de mayor altitud de Galicia mantuvieron un piso de nieves perpetuas (glacio-nival) (Pérez Alberti & Rodríguez Guitián 1993, Pérez Alberti et al. 1993, Muñoz Sobrino 2001, Rodríguez Guitián et al. 2001a, 2001b). Por debajo de éste, y ocupando la mayor parte de las áreas montañosas y de las llanuras interiores, se desarrollaron formaciones de carácter estepario (Poaceae, Asteraceae, *Artemisia*) así como matorrales de genisteas y arbustos ericoides. Los bosques eran elementos raras en el paisaje, estando representados por pequeños rodales que perdurarían en los enclaves más protegidos (figura 3). Al descender en altitud y acercarnos a

la costa, en los fondos de valles, sobre todo del área Atlántica, se daban condiciones locales que aminoraban la dureza del clima regional, actuando en consecuencia como áreas de refugio para distintas especies de flora y fauna. En el área costera, el bosque tuvo una exigua presencia fuera de la protección de los valles, dominando las formaciones herbáceas y arbustivas de carácter continental, palustre o psammófilo.

Hacia el final del Pleistoceno, durante el Tardiglaciario (17.000-14.800 cal. BP.), se incrementó la termicidad de forma progresiva, propiciando la retracción de las áreas cubiertas por la nieve y los hielos permanentes y la expansión de las estepas en los nuevos espacios libres. La mejoría climática determinó, además, la expansión en altura de matorrales y de pequeños bosquetes de pinos y árboles caducifolios (*Quercus*, *Betula*), sobre áreas ocupadas anteriormente por las formaciones estépicas. Esta rápida expansión se produjo a partir de los núcleos poblacionales confinados en las áreas de refugio, que utilizaron los valles fluviales como vías migratorias para penetrar por las llanuras interiores y acceder a las zonas de montaña. Paralelamente, desde estos núcleos se produjo una expansión de las formaciones arbustivas y arbóreas en las áreas costeras. Al final del Tardiglaciario se registró una nueva fase fría (12.600-11.700 cal. BP) que provocó la retracción temporal de los bosques y matorrales y una nueva expansión de las estepas de gramíneas. En dicha retracción determinados tramos de los valles fluviales se comportaron de nuevo como áreas de refugio (figura 4).

Con el final de los tiempos glaciares se inició un nuevo periodo de mejoría del clima, el Holoceno (11.700 ky. cal. BP.-1.850 a.D.), que favoreció el desarrollo de las formaciones arboladas y su progresivo predominio en el paisaje. En términos climáticos se han definido tres fases dentro de este lapso temporal. Una inicial o Anatórmica (11.7-8.0 ky. cal. BP.), una fase intermedia u "Óptimo Climático del Holoceno" (8.0-2.5 ky. cal. BP.) y una fase final, Catatórmica, comprendida entre el 2,5 ky. cal. BP. y el 1.850 a.D.

Fase Anatórmica: expansión regional del bosque

La fase anatórmica del Holoceno comprende el periodo 11.7-8.0 ky. cal. BP. (10.0-7.2 ky. BP) representa un periodo de continuas modificaciones ambientales pero que, globalmente, supuso el calentamiento progresivo de las aguas marinas y de la atmósfera de los territorios emergidos adyacentes. En esta fase, el incremento de temperatura y humedad propició inicialmente el desarrollo de las formaciones arbustivas, que posteriormente fueron colonizadas por los bosques, hasta alcanzar la hegemonía en el paisaje entorno al 9.490 cal. BP. (8.500 BP.). La expansión geográfica y configuración del bosque en el NW Ibérico durante este periodo está directamente vinculada a la localización de distintos refugios en el área Atlántica y Cantábrica. Así, en las montañas septentrionales, el fuerte carácter oceánico y la escasa altitud de los cordales montañosos, favorecieron la rápida desaparición de las áreas cubiertas permanentemente por las nieves,

verificándose la formación generalizada de turberas y brezales húmedos. El bosque, con un fuerte predominio de angiospermas arbóreas (*Quercus* tp. *robur*, *Betula*, *Corylus*, *Fagus*, *Alnus*, *Ulmus*, *Ilex*, *Castanea*, *Fraxinus*, *Fagus*, *Tilia*, *Salix*) y una escasa presencia de gimnospermas (*Taxus*, *Pinus* tp. *pinaster*, *Pinus* tp. *sylvestris*), se situó en las áreas de menor altitud. Mientras, en las sierras orientales y meridionales de Galicia, la etapa de expansión de matorrales no se evidencia de forma neta, manteniéndose una mayor superficie cubierta por formaciones herbáceas esteparias, y la expansión de las especies arbóreas estuvo marcada por el predominio de *Quercus*, *Betula* y *Pinus*, mientras que el reflejo de la presencia territorial de humedales resulta menos significativo. En todas las

regiones, los valles fluviales actuaron de forma efectiva como vías migratorias, facilitando la expansión de la vegetación litoral hacia los territorios interiores y en el espacio costero. A medida que progresan las distintas unidades de bosques por los valles fluviales, también se establecieron nuevas masas fuera del ámbito protector de los valles, a la vez que en los tramos de cabecera, en las llanuras interiores y en las áreas costeras, se incrementaron las interconexiones entre las distintas superficies arboladas (Menéndez Amor & Florschütz 1961, Van Mourik 1986, Ramil-Rego 1992, Muñoz Sobrino et al. 1997, 2001, 2007, 2009, 2012, Ramil-Rego et al. 1998a, 1998b, 2000; Muñoz Sobrino 2001).

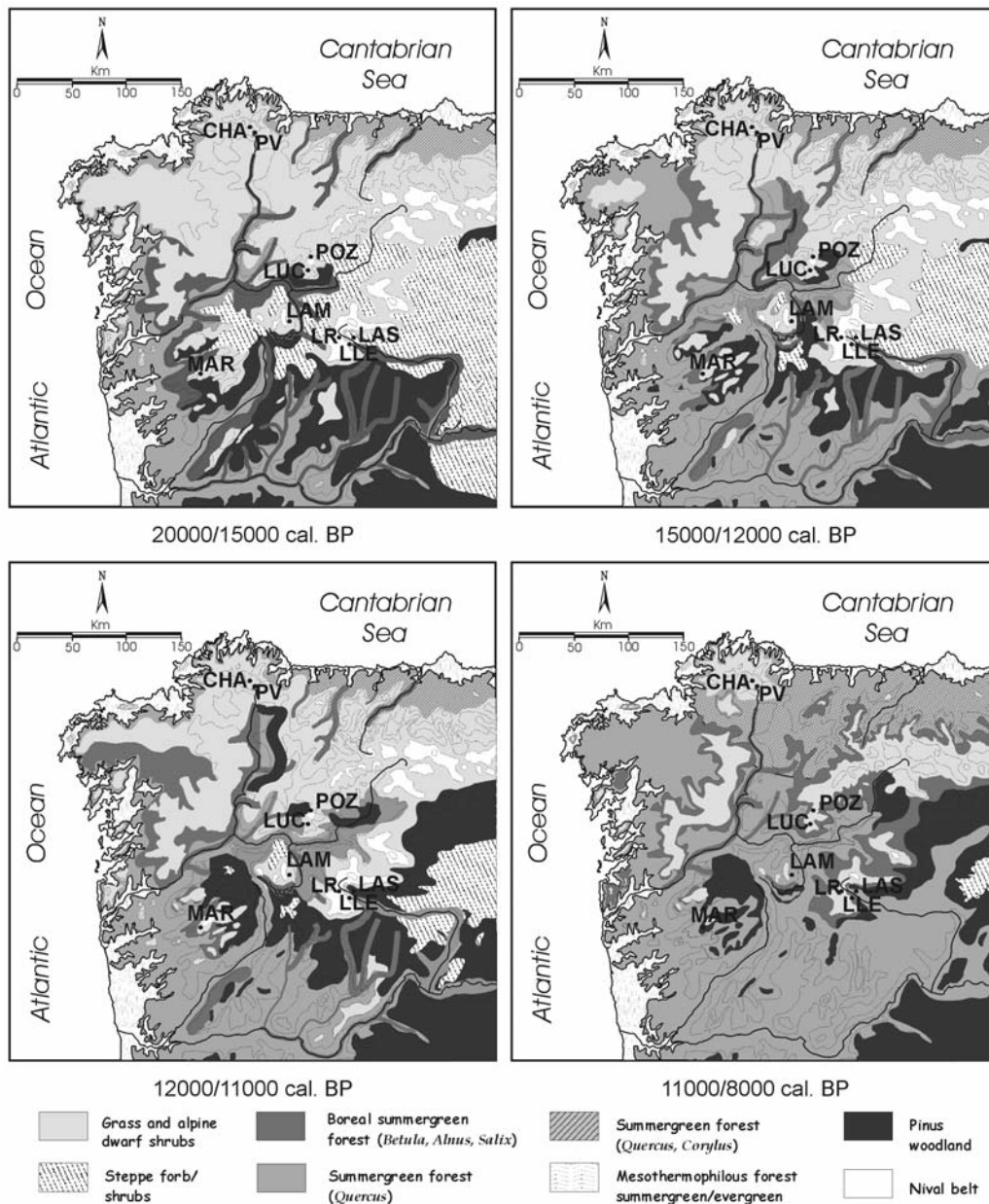


Figura 4. Mapas del Noroeste Ibérico indicando los principales cambios ocurridos en la distribución de la vegetación a lo largo de la última transición glacial/interglacial. Modificado a partir de Muñoz sobrino et al., 2004

En las primeras secuencias de reconstrucción climática del Holoceno (Ruddiman & McIntyre 1981, CLIMAP 1984) se consideraba que en el intervalo 11,7-8,0 ky. cal. BP. se producía un aumento progresivo de la temperatura de las áreas oceánicas y continentales. Propuestas más recientes (Walker et al. 1999), han puesto en evidencia la existencia de eventos fríos, como el GH-11.2 y el GH-8.2, descritos originalmente en las secuencias de hielo de Groenlandia. En el NW Ibérico, el evento GH-11.2 debió tener una incidencia mas o menos acusada en los territorios del NW ibérico, cuyo efecto más relevante seguramente consistió en la ralentización de la propagación de los bosques caducifolios, tanto en algunas áreas montañosas (en especial las más septentrionales) como en los territorios mas próximos a la cuenca del Duero.

El GH-8.2 solamente se registra en los depósitos más sensibles, y se materializa en un fuerte descenso del polen arbóreo (*Quercus*, *Betula*) y el incremento de las formaciones herbáceas. Sin embargo, generó una importante afección sobre el patrón de ocupación de las poblaciones de cazadores-recolectores. En la fase previa al detrimento climático se registran en territorios montañosos de la Sierra del Xistral (Ramil-Rego 1992) un importante numero de cazaderos y abrigos con ocupaciones temporales que se distribuyen entre los 650 y 800 metros. A medida que se evidencian los efectos del evento GH-8.2, los abrigos situados a mayor altitud quedan abandonados, mientras que en las áreas próximas a las zonas que mantuvieron la ocupación se produjo una importante deforestación. Coincidiendo con el periodo de mayor deterioro climático se registran los últimas ocupaciones paleolíticas en la Sierra, situadas todas ellas por debajo de los 700 m de altitud (Ramil-Rego 1990, 1992; Muñoz Sobrino et al. 2004, Ramil-Rego et al. 2009). Una sucesión de acontecimientos semejante ha sido descrita recientemente para la cuenca central del Ebro por González-Samperiz et al. (2009).

Óptimo Climático: de la hegemonía del bosque al “landman”

La segunda etapa del Holoceno, el “Óptimo Climático”, se desarrolla al lo largo del período 8,0-2,5 ky. cal. BP. (7.2-2.5 ky. BP.) y se corresponde, en las secuencias climáticas globales y regionales del SW Europeo, con el periodo de mayor termicidad del Holoceno. Dentro del Óptimo Climático se pueden reconocer tres fases, una inicial de carácter cálido (8.0-7.4 ky. cal. BP.) seguida por una fase fría (7.4-6.3 ky. cal. BP.) y, finalmente, una nueva fase cálida (6.3-2.5 ky. cal. BP.). La variación en las condiciones climáticas coincide, a nivel regional, con un incremento de la acción transformadora del hombre sobre el paisaje, a través de la adopción y expansión de las prácticas agrícolas y ganaderas y el uso del fuego como elemento de gestión del territorio. En las secuencias ambientales obtenidas para este periodo, la señal climática y antrópica aparecen frecuentemente solapadas, resultando muy difícil o, en la mayoría de los casos, imposible el disociarlas.

Durante el periodo 8,0-2,5 ky. cal. BP. (7,2-2,5 ky. BP.), se

registran diversos episodios de perturbación en el paisaje que afectan, fundamentalmente, a la reducción de la superficie arbórea. Estas alteraciones se interpretan como resultado de la acción de pequeños grupos humanos y parecen tener unas reducidas consecuencias ambientales ya que sus efectos parecen estar modulados por la dinámica climática global. Estas perturbaciones aparecen en el NW Ibérico a partir del 6.297 cal. BP. y se caracterizan por variaciones de la representación del polen arbóreo total que afectan a los taxones mayoritarios. En esta dinámica, no se registra la presencia de especies de carácter segetal, aunque en los depósitos analizados se constata la presencia de numerosos restos de madera carbonizada, incluso en estaciones que no fueron ocupadas por el hombre. La interpretación de estos eventos deforestadores, sin actividad agrícola, podría relacionarse con el inicio del Neolítico y la adopción de prácticas ganaderas, y con ella la realización de aperturas o cambios en la vegetación preexistente, a fin de facilitar las actividades de pastoreo. Iversen (1941) designó a estos discontinuos periodos deforestadores que marcan el inicio de la adopción de las técnicas productoras como “*landman*”. Los primeros vestigios de plantas cultivadas en el NW Ibérico se registran alrededor del 6.700 cal. BP., con la presencia de polen y macrorrestos de cereales (Ramil-Rego 1992). Coincidiendo temporalmente con estos eventos, se incrementan los procesos deforestadores, manteniendo como en el periodo anterior, un carácter reducido en el espacio y una clara irregularidad temporal.

En el contexto europeo, las primeras prácticas agrícolas se enmarcan en un periodo de neta hegemonía de los bosques prístinos en el paisaje, iniciando el modelo de ocupación del territorio conocido como “*landman*” (Iversen 1941, 1956). Actualmente se considera que el reducido nivel tecnológico de los primeros agricultores europeos, la escasa población que podría ser empleada en las labores agrícolas, la también reducida disponibilidad de semillas, y la necesidad de acompañar la actividad al ciclo fenológico anual, obligaba a economizar esfuerzo y tiempo en la adecuación del terreno para poder asegurar una mínima cosecha. En consecuencia, se debieron seleccionar preferentemente formaciones no maduras o longevas de bosques prístinos que se limpiarían mediante tala-quema (*slash-and-burn*) o, en su caso, áreas no boscosas asociadas a zonas no vegetadas descubiertas tras la retirada invernal de las aguas en humedales, claros creados por la acción de tormentas o por la muerte y caída de grandes árboles, áreas ocupadas por vegetación herbácea o arbustiva, etc., que se prepararían mediante roza-tala-quema. La manera en la que este tipo de prácticas puede haber condicionado las reconstrucciones del paisaje que actualmente se realizan para este periodo es todavía objeto de debate.

En el caso de Galicia, por ejemplo, la dificultad de interpretar cómo han intervenido factores climáticos y antrópicos en el origen de determinados acontecimientos sedimentarios se evidencia en el caso del depósito aluvial de Castro de Ouro (Ferreira do Valadouro, Lugo), situado en la actual llanura de inundación del río Ouro, al pie de las Sierras Septentrionales de Galicia. En este depósito se han recuperado más de dos docenas de grandes troncos de

Quercus robur, algunos de los cuales aparecen totalmente conservados, aunque en todos ellos falta la peridermis. Los restos de mayor tamaño superan los 4 m de longitud y corresponden a individuos corpulentos, de hasta 1,5 m de diámetro; en uno de ellos hemos obtenido una fecha por carbono 14 de los tejidos más externos del xilema secundario que permiten encuadrar su muerte hacia el 6.400 cal. BP. En varios de los troncos, los tejidos externos aparecen con señales inequívocas de fuego, no observándose la presencia de estructuras cicatrizantes alrededor de las áreas quemadas, lo que indica que los árboles no sobrevivieron al incendio. En otros fragmentos se observan señales de haber sido transportados de forma energética por las aguas. A pesar de que no se puede desechar un incendio de origen no antrópico como causa de la muerte de los vegetales comentados, el período temporal en el que aconteció este evento encaja perfectamente en ámbito cultural del “*landman*”, por lo que existe incertidumbre acerca de la posible interacción entre los factores comentados.

En otros eventos registrados durante el Óptimo Climático del Holoceno, la señal antrópica parece no tener una influencia significativa. Así, durante esta etapa se reconfiguraron las biocenosis existentes en el área septentrional de Galicia, adaptándose éstas a la nueva configuración climática. Aunque los bosques fueron el elemento determinante del paisaje en este territorio, persisten importantes formaciones no arbóreas asociadas tanto con distintos tipos de medios costeros, como con afloramientos rocosos o con pedregales, aunque la mayor parte de la superficie no arbolada de este territorio, parece haber formado parte de diferentes tipos de humedales continentales (Ramil-Rego 1992; Ramil-Rego et al. 1996a, 1996b, 2008; Izco & Ramil-Rego 2001, Gómez Orellana 2002, Rodríguez Guitián et al. 2009, Díaz Varela et al. 2010). La presencia de estas biocenosis húmedas ha sido muy importante en el área desde el final del Pleistoceno, aunque la mayoría de los depósitos conocidos se ubican preferentemente entorno a la actual línea de costa (-50 a 100 m), y en menor medida, en áreas de reducida altitud (100-300 m), con cronologías de más de 29,5 ky. cal. BP. (25,0 ky. BP.), y que representarían distintos tipos de ecosistemas (charcas y lagunas permanentes, turberas, brezales húmedos, bosques húmedos, etc.). La mayoría de estos humedales quedaron inactivos y fosilizados con la irrupción de la última fase estadal del Würm.

El cambio de condiciones climáticas que se produjo desde el inicio del Holoceno fué determinante para que los medios turbófilos e higroturfófilos (brezales húmedos) iniciaran su expansión por las áreas de montaña más oceánicas que conforman las Sierras Septentrionales gallegas (Montes del Buio, Sierra del Xistral, Sierra da Carba, Macizo del Monseibane, Cordal de Neda), así como en menor medida en otras sierras situadas a occidente (Serra da Capelada, Cedeira/Cariño) u oriente (Serra da Bobia, Vegadeo/Oscos) de esta unidad lucense. Coincidiendo con el final de la fase Anatómica, las turberas dominan las áreas de cumbre de estas montañas, ubicadas entre los 900-1.100 m. (Cadramón 1056 m). Desde las áreas cuninales, las formaciones de turberas se extendieron por las laderas

más oceánicas, conformando extensas turberas de cobertor (*blanket bogs*) hasta alcanzar los niveles medios de las sierras (750-600 m), donde contactaron con otros tipos de humedales (turberas altas, brezales húmedos, charcas temporales, lagunas, etc), existentes en los fondos de los valles o, más localizadamente, alveolos graníticos.

El límite inferior de las turberas de cobertor, y por consiguiente el área de contacto entre estas con los humedales ubicados en zonas de menor altitud de la montaña, ha variado a lo largo del Holoceno en relación con los cambios climáticos globales. En el Porto da Gañidoira (720 m, Muras-Viveiro, Lugo), las turberas de cobertor fueron funcionales hasta el 7.7 ky. cal. BP. Posteriormente a esta fecha, se vieron colonizadas por abedulares, formándose una turbera arbolada que a lo largo de su actividad dejó numerosos restos de madera (troncos, ramas, raíces, etc.) incluidos entre los sedimentos turbosos. En este lugar, la turbera arbolada sufrió un evento catastrófico que provocó la pérdida de los sedimentos superiores para, posteriormente, volver a iniciar un nuevo ciclo de formación de turba, ahora representado por una turbera alta de *Sphagnum* y brezos, con una elevada biodiversidad, que se ha mantenido hasta los albores del siglo XXI, momento en el que este humedal fué prácticamente destruido por las obras de reforma de la carretera Muras-Viveiro.

El final de la fase arbolada de la turbera de A Gañidoira se sitúa alrededor de 5,1-4,4 ky. cal. BP., periodo en que se registran distintos episodios erosivos en el territorio que afectan tanto a las secuencias sedimentológicas de los humedales, como a las secuencias de suelos que cubren las laderas, en los que originan sucesivamente hiatos y la acumulación de pequeñas líneas de piedras. Los cambios parecen responder a modificaciones de aportes pluviales y de humedad, que podrían ser además el detonante del inicio de la retracción altitudinal de las turberas de cobertor, cuyo espacio fué ocupado por la expansión de los brezales húmedos de *Erica mackaiana* y, en menor medida, por formaciones arboladas (abedulares y robledales silicícolas).

Los procesos erosivos registrados en torno al periodo 4,4-4,0 ky. cal. BP., son homologables con distintas evidencias de cambios bruscos en los ecosistemas reconocidos en otros lugares de la Península Ibérica (Carrión et al. 2007) y en otros territorios europeos (Solovieva & Jones 2002, Gaute et al. 2005). En muchos casos, junto a factores de carácter climático (variaciones en los aportes de lluvia), se indican como fenómenos causales otros de carácter antrópico. El cambio global aquí registrado ha sido designado frecuentemente como “Período global de aridez” y vinculado con los cambios abruptos que se han producido en distintas culturas del planeta, identificándose el factor primario del cambio con una modificación climática provocada por la variación de la actividad solar (Magny 2004) o, incluso, con la colisión de un meteorito en Oriente Próximo (Weiss et al. 1993, Courty 1998). En conformidad con esta interpretación, el período global de aridez sería el factor determinante del colapso del Imperio Acadio (Cullen et al. 2000), de la civilización del Valle del Indo (Staubwasser et al. 2003), de la civilización de la Meseta China (An et al. 2005) y de la ampliación de los límites del

Desierto del Sahara (Street-Perrott et al. 1993, Roberts et al. 1994, Hoelzmann et al. 2001).

Fase Catatérmica (Neoglaciación): la ruralización del territorio

Las dinámicas y perturbaciones registradas a finales del Óptimo Climático, se agudizaron en la etapa final del Holoceno, durante la designada como fase Catatérmica. En las cronosecuencias tradicionales se hacía corresponder esta fase desde el 2,5 ky. cal. BP. a la actualidad, o bien integrada, con la parte final del Óptimo Climático, bajo la denominación de Neoglaciación (6,3 ky. cal. BP. a la actualidad). En las secuencias actuales, el límite temporal inferior de ambas propuestas tiende a situarse en la fecha 1.850 a.D., que marca el comienzo del Antropoceno (Ramil-Rego 1993, Ramil-Rego et al. 2008, 2009).

En la década de los ochenta, Van Mourik (1986) planteó por primera vez una correspondencia entre las líneas de piedras evidenciadas en distintos depósitos edáficos de ladera, con cambios a nivel sedimentológico en turberas y con fuertes modificaciones paisajísticas, provocadas por una intensificación de la acción humana. Las secuencia planteada por Van Mourik (1986) fue posteriormente ampliada por otros autores (Ramil-Rego 1990, 1992; Martínez Cortizas et al. 1993; Taboada Castro et al. 1995; Ramil-Rego & Fernández Rodríguez 1996), incorporando nuevas secuencias en diferentes territorios, así como incrementado la información cronológica, ambiental y cultural en relación a las fases de estabilidad e inestabilidad que se evidencian en el NW Ibérico a lo largo del Holoceno.

Durante la fase Catatérmica, las líneas de piedras, los hiatos en las secuencias sedimentológicas y la abundancia de restos de incendios se hacen más frecuentes en la mayoría de los territorios del NW Ibérico, testimoniando el inicio de un proceso de fuerte antropización sobre el paisaje. Los ecosistemas prístinos, y especialmente los bosques, se reducirían considerablemente en la mayoría de los territorios, mientras muchas especies dejan de estar presentes en las áreas más antropizadas, llegando en algunos casos a adquirir el estatus de especie extinta para el conjunto del territorio gallego (*Tilia*) o para el NW Ibérico (*Carpinus*).

Neoglaciación-II

Entre el 5.3-3.3 ky. cal. BP. (4.6-3.1 ky. BP.), se registra un periodo frío designado globalmente como Neoglaciación-II, o "Periodo Frío de la Edad del Hierro" (IAGE)(Gribbin & Lamb 1978), en el que las temperaturas se reducen inicialmente, para al final del mismo recuperarse hasta alcanzar la subsiguiente etapa. En Galicia, este evento coincide con el desarrollo final del Calcolítico (ca 4,2-3,7 ky. BP.) y el inicio de la Edad del Bronce (ca 3,7-2,3 ky. BP.). Los cambios culturales generaron un incremento progresivo de la acción humana sobre el paisaje, sobre todo en las áreas litorales y en los territorios interiores de baja altitud, donde la agricultura adquirió poco a poco un papel más predominante que causa, ya durante la Edad del Bronce, una importante y significativa huella en el territorio. La

situación es, sin embargo, diferente en las áreas montañosas de la Galicia oriental, donde los registros indican una fase de estabilidad en los bosques regionales, lo que descarta deterioros ambientales notables, bien sea por causas humanas o climáticas.

Neoglaciación-III

La tercera fase de la Neoglaciación (Neog-III), se sitúa cronológicamente entre 3,3-2,2 ky. cal. BP. (3,1-2,2 ky. BP.), y se corresponde con un periodo de mayor termicidad, con un máximo al inicio de la fase, entre el 3,3-2,7 ky. cal. BP.(3,1-2,6 ky. BP.), para posteriormente descender y dar paso a la siguiente fase. La Neog-III coincide cronológicamente con el auge del Imperio Romano en la cuenca Mediterránea, por lo que suele designarse como "Periodo cálido romano", aunque en Galicia, se corresponde con la Edad del Bronce y la Edad del Hierro, ya que la invasión romana no se produjo hasta el año 2.087 cal. BP. (137 BC = 137 antes de Cristo).

Uno de los elementos fundamentales en la configuración paisajística del NW Ibérico durante la fase Catatérmica, viene determinado por el comienzo de la ruralización del territorio. Hasta la fecha, los asentamientos humanos mantenían un carácter temporal y una explotación poco intensiva del territorio, que en muchos casos permitía, hasta cierto punto, la recuperación de los hábitats naturales. Con el final de la Edad del Bronce surge una nueva formulación en la explotación del territorio, con asentamientos estables y una producción agropecuaria que generaba una mayor cantidad de alimentos para satisfacer a una población en crecimiento. Ello llevó a practicar una agricultura de "año y vez", que progresivamente fué necesitando más superficie de terreno, y donde los aportes de nutrientes al sistema eran, por lo general, escasos. Una agricultura de base cerealística en la que dominan las especies más rústicas, es decir mejor adaptadas a las limitaciones edáficas y climáticas, pero de menor producción, como es el caso de las cebadas, las avenas, el mijo o los trigos de granos vestidos. El cultivo de cereales era complementado con el de leguminosas, entre las que las habas (*Vicia faba* var. *minor*) son el elemento más frecuente, seguido de los guisantes (*Pisum sativum*), y con una escasa presencia de otras leguminosas más propias de ambientes mediterráneos (Dopazo et al. 1996; Ramil-Rego et al. 1996c, Fábregas et al. 1997, Fernández Rodríguez et al. 1998). La producción agrícola y la explotación ganadera eran complementadas con el aprovechamiento de los recursos no agro-ganaderos, que dependiendo de las localidades, se fundamentaban en la caza, la pesca, el marisqueo o la recolección de plantas y frutos silvestres, siendo entre estos últimos la bellota, el elemento que más frecuentemente se ha documentado en los poblados del NW Ibérico (Rodríguez López et al. 1993, Fernández Rodríguez et al. 1998).

Neoglaciación - IV

La última fase de la Neoglaciación (Neog-IV) se situaría entre el 2.500 cal. BP. y el 1.850 a.D., y se corresponde con un periodo de menor termicidad, que engloba dos subfases frías. La primera situada entre el 400-1.050 a.D. (Neog-IVa)

y la segunda (Neog-IVc) que abarca el periodo comprendido entre 1.300-1850 a.D. que es denominada como Pequeña Edad del Hielo (PEH). Entre ambas subfases frías se registra un pequeño evento de mayor termicidad entre 1.100-1.250 a.D. (Neog-IVb).

Coincidiendo con el inicio de fase Neog-IV (400 BC-400 a.D.) se produjo la invasión Romana de Galicia, cuyo proceso de ocupación comprendió el periodo 137-25 BC, dándose por conquistada a la conclusión de la batalla del Monte Medulio. Durante la Romanización se experimentó un progresivo deterioro de las condiciones climáticas, en comparación con las reinantes en la Edad del Hierro, que persistieron hasta la llegada de las primeras invasiones germánicas y la instauración del Reino Suevo de la Gallaecia, que se produjo con la proclamación como rey de Emerico (409 a.D.). El clima frío de Galicia durante el dominio Romano no debió ser un factor favorable para la aplicación de las técnicas y cultivos imperantes en los territorios más cálidos del Imperio, hecho que en gran medida explicaría el mantenimiento de las especies cereales más rústicas frente al empleo de trigos hexaploides, de mayor productividad, pero más exigentes en relación a las necesidades de suelo y clima. De la misma manera, se ha documentado el mantenimiento de la actividad ganadera y el aprovechamiento de los recursos silvestres en condiciones semejantes a las del periodo Neog-III (Fernández Rodríguez 2003).

En relación con la llegada de los romanos a Galicia surgen dos grandes mitos. El primero se vincula con el cultivo de la vid, cuya presencia ha sido comentada por numerosos autores, como Murguía (1888), llegando a afirmarse que los caldos gallegos, y en concreto los del valle del Miño-Sil, eran transportados a Roma para deleite del propio César. La fábula, montada al margen de los textos clásicos y de las evidencias históricas, se enquistó tras el descubrimiento por el arqueólogo E. Hübner [1834-1901] de ánforas en las que aparece como marca de alfarero el término "Amandi". Posteriormente, Díaz Sanjurjo (1904) interpretó erróneamente que dicha inscripción se correspondía con el topónimo soberino de "Amandi", concluyendo que las mencionadas ánforas procedían de la Ribera Sacra lucense. Esta errónea interpretación fue aclarada por Amor Meilán (1918-1927), pero el mito tuvo más fuerza que la ciencia y se asumió como un hecho indiscutible.

La formas silvestres de la vid (*Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*) son elementos presentes en la Península Ibérica desde el Terciario (Rivera Núñez & Walker 1989) si bien su distribución a lo largo del Cuaternario y, en particular, el Holoceno en momentos previos a la adopción de la agricultura, no está del todo clara. En la actualidad, se conocen diversas localidades del litoral Cantabro-Atlántico en las que persisten poblaciones de la variedad silvestre de la vid (Álvarez Arbesú & Fernández Prieto 2000, Ocete et al. 2008) al igual que en otras áreas de la Península Ibérica, como La Rioja (De Toda & Sancha 1999) o Portugal (Cunha et al. 2009), lo que llevaría a admitir su carácter como elemento autóctono en el territorio peninsular. Sin embargo, en los contextos arqueológicos ibéricos posteriores a la adopción de la agricultura, los restos carbonizados ó secos de semillas y fragmentos de vástagos carbonizados de *Vitis*

se restringen a algunos enclaves de Portugal y el espacio litoral-sublitoral mediterráneo español, en su mayoría áreas geográficas en las que se ha establecido fehacientemente el cultivo de la vid (Buxó & Piqué 2008).

El segundo mito guarda muchas similitudes con el primero y se refiere a la introducción del cultivo y la expansión territorial del castaño (*Castanea sativa*) en el NW Ibérico por los Romanos. De nuevo nos encontramos con una formulación difícil de asumir teniendo en cuenta las fuentes clásicas, ya que el fruto del castaño, y el propio castaño, no eran considerados de gran interés por los tratadistas agrarios greco-romanos; su uso más frecuente se vinculaba a la obtención de varas para "varear" los olivos, uso que todavía se mantiene en distintas localidades europeas. En Galicia, el castaño es una especie presente desde el Terciario y los análisis polínicos y, en menor medida antracológicos, atestiguan su permanencia a lo largo del Pleistoceno Final y en periodos holocenos previos a la adopción de la agricultura. La presencia de este taxón en los diagramas sugiere una amplia distribución territorial, pero sin llegar a conformar biocenosis propias, manteniéndose como un elemento más de los bosques caducifolios. Paradójicamente, siendo el castaño un elemento típico de los bosques nativos del NW Ibérico durante la romanización, la presencia de castañas en los yacimientos arqueológicos es muy reducida (Ramil-Rego 1992, Muñoz Sobrino 2001).

Desde el siglo XIX aparecen recogidas en la prensa distintas noticias sobre el hallazgo de frutos de castaño en relación con yacimientos "castreños", noticias que en ningún caso han podido ser contrastadas ni verificadas cronológicamente. Más recientemente, se ha publicado la presencia de numerosos restos de madera de castaño, junto con distintos tipos de frutos, entre los que aparecen varias castañas, procedentes de la excavación efectuada en una antigua salina de O Areal, en Vigo (Martín Seijo & Teira Brión 2010, Teira Brión 2010). Si bien no hay duda sobre que estos restos pueden corresponder a *Castanea sativa*, no hay datos objetivos para precisar su cronología ya que, a pesar de la ingente cantidad de presupuesto público destinado a esta excavación, no hay un estudio cronoestratigráfico serio, y lo que es más sorprendente, se carece de dataciones absolutas de las maderas o de los propios restos. Aunque las características físico-químicas que caracterizan a los sedimentos intermareales no son las más adecuadas para obtener una cronología absoluta fiable, existen métodos para evitar estos problemas que aplicados de forma adecuada permitirían disponer de una fecha objetiva para los macrorrestos encontrados.

Según la información disponible (Martín Seijo & Teira Brión 2010, Teira Brión 2010), la salina de O Areal estaría activa durante los siglos I-II a.D. y habría sido abandonada en el siglo III. En relación con esta fase de abandono se produciría la deposición de abundantes macrorrestos orgánicos, seguida por la deposición de un sedimento dunar, datada en el siglo V. Los autores no aportan mayor información estratigráfica o cronológica relativa al depósito, sustentando su propuesta temporal de formación del yacimiento investigado en supuestas correlaciones con sucesivos eventos sedimentarios asociados a variaciones

del nivel marino planteados por Martínez Cortizas & Costa Casais (1997) después de estudiar diversos complejos de dunas fósiles situados en la Ría de Vigo. Sin embargo, dicho trabajo carece de una periodización de los eventos locales fundamentados en dataciones absolutas, de lo que se deduce una manifiesta precariedad en la atribución cronológica propuesta para la salina de O Areal.

Con independencia de lo anterior, la tafocenosis asociada al yacimiento de O Areal resulta, al menos, llamativa por la gran cantidad y de especies identificadas. El análisis de restos de maderas carbonizadas y no carbonizadas incluye 18 taxones: *Quercus* (caducifolios y perennifolios), *Castanea*, *Salix/Populus*, *Fraxinus*, *Laurus*, *Juglans*, *Pinus pinea/pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Corylus*, *Prunus*, *Alnus*, *Maloideae*, *Arbutus*, *Frangula*, *Erica*, *Ulex/Cytisus/Genista*, *Cistus*, *Hedera* (Martín Seijo & Teira Brión 2010). El análisis carpológico es igualmente amplio en cuanto al número de especies identificadas, que han sido clasificadas, según Teira Brión (2010), como especies “cultivadas y frutales” (*Castanea sativa*, *Juglans regia*, *Ficus carica*, *Prunus avium*, *Prunus avium/cerasus*, *Prunus domestica* subsp. *insitita*, *Prunus persica* y *Vitis*), vegetación arvense y ruderal (*Atriplex hastata*, *Chenopodium album*, *Ch. glaucum*, *Polygonum lapathifolium*, *P. persicaria*, *P. aviculare*, *S. nigrum*, *Cirsium arvense*, *Rumex* sp., *Urtica dioica*), vegetación de claros de bosques (*Corylus avellana*, *Rhamnus frangula*, *Rubus fruticosus*, *Carex* sp., *Silene* sp.) y humedales (*Apium nodiflorum*, *Arundo donax*, *Carex* sp., *Elatine macropoda*, *Juncus conglomeratus/effusus*) y marismas (*Juncus maritimus*).

Pese a la riqueza de taxones, se encuentran ausentes aquellos que caracterizan el sistema de producción de alimentos en el NW Ibérico desde la Edad del Bronce (cereales, leguminosas) y, sin embargo, se han recuperado e identificado una gran variedad de frutos comestibles, muchos de los cuales han sido asignados a “cultivado/frutal” de manera incongruente en relación con la información paleobotánica y botánica disponible. Así, la mayoría de las especies productoras de frutos comestibles, identificadas tanto por maderas como por restos de pericarpos (*Castanea sativa*, *Juglans regia*, *Ficus carica*, *Prunus avium*, *Prunus domestica* subsp. *insitita*), son especies de carácter autóctono en el NW Ibérico y la mayoría de ellas mantiene poblaciones silvestres en Galicia, por lo que su presencia en el yacimiento no permite establecer de forma unívoca la existencia de un cultivo. Un segundo grupo de taxones con frutos comestibles identificados en O Areal, se corresponde a plantas de la subfamilia Prunoideae, entre las que se afirma identificar *Prunus persica* (melocotonero), taxa considerado como alóctono en la Península Ibérica, y cuya presencia se vincula al comercio, cultivo y, de forma más rara, como elemento subespontáneo. Se indica, además, la presencia de ciruelos silvestres (*Prunus spinosa*, *Prunus domestica* subsp. *insititia* = *Prunus insititia*) y cerezos silvestres (*Prunus avium*), junto con otros macrorrestos de Prunoideae que no han podido ser identificados con una especie concreta (*Prunus* sp., *Prunus avium/cerasum*), lo que impide indicar su estatus silvestre o cultivado. La aplicación de técnicas moleculares a estos materiales podrían haber permitido una evaluación con mayor detalle

de estos restos, los cuales a tenor de la información disponible, difícilmente pueden ser interpretados como elementos de cultivo, y por consiguiente, diferenciarse de las variedades o formas silvestres (cf. Pollman et al. 2005).

Otros de los elementos identificados, como *Rhamnus frangula*, *Rubus* o *Sambucus nigra*, poseen frutos que son ávidamente transportados y consumidos por aves y pequeños mamíferos, encontrándose importantes acúmulos de éstos, junto con otros frutos de mayor tamaño, en áreas de actividad de estas especies, y de forma más notoria en las madrigueras construídas por micromamíferos, las cuales son excavadas tanto en medios dunares activos, como fosilizadas, así como en suelos naturales o en depósitos de origen antrópico. En cuevas y abrigos con ocupaciones prehistóricas, se ha evidenciado la presencia de zonas de acopio de macrorrestos y zonas con macrorrestos dispersos, los cuales se suelen descartar como representativos de tafocenosis antiguas, al no estar carbonizados. Esta posibilidad de discriminación no puede aplicarse al Areal, ya que muchos de los macrorrestos se han conservados sin carbonizar al estar incluidos en un sedimento empapado en agua. Un estudio cronológico de estos macrorrestos mediante la aplicación de técnicas de ^{14}C aclararía el contexto temporal de estos restos, aunque no su origen.

Otros frutos fácilmente transportados por aves y pequeños mamíferos son las uvas. En O Areal se indica la presencia de 9 semillas, 1 de *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris* y 8 de *V. vinifera* subsp. *sativa*. Los criterios morfológicos para la identificación de ambas subespecies son de escasa fiabilidad, ya que el único criterio botánico válido para diferenciar estas subespecies es el carácter monoico o dioico de los individuos, aspecto que evidentemente no se puede deducir del análisis de las semillas. Por otra parte, los criterios morfológicos, resultan muy poco fiables cuando se emplean para un número de muestras tan reducidas. Una situación similar ocurre con la higuera, donde la diferenciación entre formas silvestres y cultivadas vuelve a establecerse en base al carácter monoico o dioico de los ejemplares. *Ficus* se considera un taxa presente en la Península Ibérica desde el Terciario, persistiendo en la actualidad poblaciones silvestres en varias áreas geográficas, como es el caso del litoral Cantábrico (Alvarez Arbesú & Fernández Prieto 2000), aunque hasta la fecha no se ha documentado la permanencia de estos núcleos en el territorio gallego. La situación se repite con distintos macrorrestos pertenecientes a frutos secos (*Corylus*), drupáceos (*Juglans*, *Olea*) y piñones (*Pinus*), acopiados y consumidos ávidamente por pequeños mamíferos, y que se corresponden en todos los casos con especies de carácter nativo, con una amplia documentación a lo largo del Holoceno en el NW Ibérico (Ramil-Rego 1992, Muñoz Sobrino 2001, Gómez-Orellana 2002, Muñoz Sobrino et al. 2005, 2012).

Por otra parte, los frutos que conforman la tafocenosis de O Areal proceden de especies que difícilmente podrían desarrollarse en el hábitat que caracteriza a una salina o al propio de un medio dunar. En el amplio espectro de especies identificadas (Martín Seijo & Teira Brión 2010, Teira Brión 2010), no hay taxones exclusivos o

característicos de los hábitats dunares, y de los saladares, solamente se constata la presencia de dos especies: *Juncus maritimus* y *Atriplex hastata* (= *A. prostrata*), esta última considerada erróneamente como arvense (cf. Castroviejo 1990). Por otra parte, las características de los medios, salinos y psammófilos no resultan nada adecuados para la práctica de la fruticultura ó para el desarrollo de una vegetación natural de porte arbóreo. De todo esto se deduce que los macro-restos recuperados tienen en consecuencia un carácter no local y la fecha o intervalo temporal de su muerte e incorporación al depósito solamente podría fijarse con exactitud a partir de una datación de radiocarbono. Más aún cuando las atribuciones *post quem/ante quem* son poco precisas y se carece de una crono-estratigrafía precisa (cf. Martínez Cortizas & Costa Casais 1997).

Dejando al lado las especies cultivadas, entre las especies típicas de humedales de O Areal se indica la presencia de *Elatine macropoda*, planta acuática rara en el contexto del NW Ibérico, de la que solamente se conoce actualmente una población en Galicia (Popiela & Lysko 2010), cuya presencia en el Areal resulta poco creíble. Y también se indica la presencia de *Arundo donax*, otorgándosele un carácter autóctono que contradice la información botánica y paleobotánica. Bajo la designación de “cañas” (griego *kalamos*) se alude a diferentes especies de *Poaceae*, con vástagos subleñosos, de entrenudos huecos y nudos macizos, que se distribuyen en distintas subfamilias/tribus/géneros en relación a la estructura de sus espigas y espiguillas. Las cañas fueron aprovechadas desde la antigüedad como recurso silvestre para la obtención de varas, flechas, lanzas, diversos productos de cestería, enramados, instrumentos musicales, etc, y posteriormente se fomentó su expansión o cultivo en distintos medios (humedales, llanuras de inundación, surgencias, etc), para su aprovechamiento en la preparación de cierres y entutorados con fines agrícolas.

Las cañas más ampliamente distribuidas de forma natural corresponden a especies del género *Phragmites* (Subfamilia Arundineae), el cual fue considerado como monoespecífico (Haslam 1972, Rodewald-Rudescu 1974, Tutin 1980), otorgándose al carrizo (*Phragmites australis*) una distribución cosmopolita. Recientemente (Scholz & Böhling 2000) se han discriminado entre entre 6 y 7 especies, *Phragmites australis*, *P. frutescens*, *P. japonicus*, *P. mauritanus*, *P. vallatoria*, etc, todas ellas con un areal bastante más reducido. El otro género de la subfamilia Arundineae es *Arundo*, con especies nativas de Asia y del C-E del Mediterráneo, cuya taxonomía y distribución ha sido actualizada en los últimos años (Danin et al. 2002, 2005; Danin & Hadjikyriakou 2004, Danin 2004), aceptándose al menos para este territorio cuatro especies: *Arundo plinii*, *A. mediterranea*, *A. collina*, *A. hellenica*. A ellas habría que unir una quinta, la designada como caña de Persia o caña de Chipre (*Arundo donax*), con vástagos que llegan a superar los 6-10 m de alto y 4-5 cm de diámetro. El área de distribución natural de *Arundo donax* no está convenientemente aclarada; habitualmente se ha confundido con otras especies del mismo género o englobado con otras cañas. Este hecho, el haber sido

profusamente cultivada o favorecida por el hombre, y su capacidad invasora, dificulta precisar su areal en muchos territorios. La mayoría de las floras consideran a *Arundo donax* como un taxón originario de Asia (zonas tropicales y subtropicales, India) y con un estatuto de naturalidad dudoso en el Extremo Oriente y en la cuenca del Mediterráneo.

Otras cañas de distribución mediterránea y europea son *Ampelodesmos mauritanica* (*Arundo mauritanica*), distribuida en el Norte de Africa y *Phalaris arundinacea* (alpiste de caña, alpiste rosado, Toowoomba, Canary gras), de distribución circumboreal presente en las zonas templadas septentrionales de Europa, Asia, Norte América, con poblaciones nativas en Galicia y en otras áreas de la Península Ibérica. Originario de Asia es el género *Saccarum* (Subfamilia Panicoideae), que incluye a la caña de azúcar *Sacharum officinarum*. La mayor diversidad de cañas se encuentra sin embargo dentro la subfamilia Bambusoideae, con 126 géneros (*Phyllostachys*, *Arundinaria*, *Chusquea*, *Sasa*, *Tetragonocalamum*, etc), y aproximadamente entre 970-1.200 especies, distribuidas por las zonas tropicales y subtropicales del planeta.

La diversidad de especies bajo el apelativo de “caña” y la complicación que muestran algunos géneros y especies para su identificación sin la disponibilidad de estructuras clave (espiguillas, brácteas foliares, entrenudos), obliga en la práctica paleobotánica a recurrir al empleo del morfotipo inespecífico *Arundo/Phragmites* en las identificaciones de macrorrestos (cf. Figueiral et al. 2010), englobando dentro del mismo tanto a las cañas nativas como a las cultivadas del área mediterránea que no pertenecen a las subfamilia Bambusoideae. En otros casos, se ha recurrido al uso de fitolitos para tratar de distinguir entre especies del género *Arundo* y *Phragmites* (Ollendorf et al. 1988), aunque la aplicación de esta técnica no tiene en cuenta la diversidad de especies existentes en el área mediterránea, muchas de ellas redefinidas a posteriori.

Desde Asia, las especies de mayor interés económico fueron objeto de comercio con el Mediterráneo, como es el caso del azúcar, producto conocido en Grecia y Roma, mucho antes de que se difundiera su cultivo. En los textos clásicos, las referencias a las cañas son muy rudimentarias y no permiten una clara distinción entre las posibles especies presentes en la región. Teofastro, Dioscorides y Plinio describen diversos tipos de cañas, entre las que se encuentran la caña común (*Phragmites*), con distintas formas y usos. La caña Índica, posiblemente una Bambusoideae, que “tienen grandeza de árboles” (Plinio, Historia Natural XVI–XXXVI), la caña vulgar o donax, gruesa y hueca (Dioscórides), una caña maciza empleada para elaborar flechas y otras adecuadas para escribir.

Los macrorrestos recuperados en contextos arqueológicos han sido frecuentemente identificados asumiendo una simplicidad taxonómica y corológica que nada tiene que ver con el conocimiento actual de estas especies. Así, se ha indicado frecuentemente la presencia de *Arundo donax* en distintos yacimientos de Mesopotamia o del Antiguo Egipto (Germer 1985), sin evaluar la posibilidad de que los macrorrestos sean de otras especies de este mismo género

o de géneros próximos. En trabajos más recientes, se opta por la identificación de los restos a nivel genérico (*Arundo* spp.) o incluso planteando la duda de que los mismos puedan corresponder a otros grupos taxonómicos (Ruas 2005, Sadori et al. 2008, Figueiral et al. 2010)

En el NW Ibérico, la presencia de *Phragmites australis* se documenta a partir de restos de vástagos recuperados en distintos sondeos efectuados en humedales del área litoral Atlántica y Cantábrica, identificándose en los niveles del Pleistoceno de Area Longa, Barrañán o Patos, así como en los niveles del Holoceno de Baldaio, Corrubedo, Ponzos, Reinante o Seselle. La presencia de *Arundo donax* se ha identificado como intrusión de vástagos de poblaciones actuales sobre niveles de turba enterrados, como en el caso de Baldaio o Seselle. En contextos arqueológicos del NW Ibérico no existen referencias a la presencia de *Phragmites* o *Arundo*.

En los territorios mediterráneos ibéricos se ha citado el uso de cañas como elementos constructivos en varios yacimientos de Murcia. En los niveles calcolíticos de la Calle Cava de Lorca (Murcia), datados en 3.988 cal. BP. (Gallardo Carril et al. 2004, Precioso Arévalo 2004a) se han recuperado varios fragmentos de barro con improntas de vástagos de *Phragmites australis*, mientras que en una muestra procedente del basurero tardorromano de la Ladera del Castillo (Lorca, Murcia), carente de datación absoluta (Precioso Arévalo 2004a, 2004b), se identificó la presencia de *Arundo donax*.

Habitualmente se ha relacionado el desarrollo territorial islámico con la difusión y expansión en la cuenca mediterránea de distintas especies de caña y particularmente de la caña de azúcar, que se extendería por Egipto, norte de África, Sur de la Península Ibérica y distintos territorios insulares. En los textos agronómicos del Al-Andalus se encuentran numerosas referencias a la caña de azúcar, como a otros tipos de cañas, que podrían corresponder a especies nativas, identificadas generalmente como *Phragmites australis*, y a elementos de mayor porte o grosor, que suelen ser relacionadas con *Arundo donax*, sin plantear la posible existencia de otros taxones de ambos géneros (Carabaza Bravo et al. 2004, García Sánchez 2010).

Una o varias de las poblaciones ibéricas de caña de Persia (*Arundo donax*) habrían sido llevadas posteriormente (1820 a.D.) a tierras americanas y plantadas en obras de desecación y encauzamiento de humedales. En la actualidad es considerada como una especie subespontánea, de carácter invasor tanto en Europa, como en América, Australia y Nueva Zelanda (Casasayas 1989, Sanz-Elorza et al. 2004, Romero Buján 2007, Mariani et al. 2010).

A la vista de la complejidad de la situación, la indicación en el yacimiento de O Areal, de *Arundo donax*, podría responder a un error en su identificación, confundiéndose con una especie silvestre de Arundinaceae. Otra posibilidad, es asumir su identificación como correcta, y en este caso, la falta de nuevo de una datación absoluta de la tafocenosis, crea una incertidumbre sobre su adscripción temporal.

Un cierto paralelismo a la tafocenosis de O Areal, y en gran medida a los problemas de interpretación de la misma, se percibe en la obtenida en los rellenos de la bahía de Irún (Peña-Chocarro & Zapata Peña 1997, 2005). De nuevo, nos encontramos con una secuencia sin un estudio cronoestratigráfico y sin dataciones absolutas de los macrorrestos. La cronología Romana de los mismos se otorga en base a restos arqueológicos, procedimiento que resulta poco resolutivo y fiable para este tipo de secuencias. Entre las numerosas semillas recuperadas aparecen tanto plantas silvestres, con taxones característicos de medios de humedales costeros, y de medios arvenses como macrorrestos que podrían responder a elementos cultivados o recolectados como alimento. Entre los más de 5.000 macrorrestos se encontró un único cariósipide de trigo, siendo sin embargo muy abundantes los restos de frutos secos y carnosos de plantas leñosas, cuya consideración como elementos silvestres o cultivados no está claramente definida. Así, entre los macrorrestos recuperados se encuentran restos del endocarpo de almendras (*Prunus dulcis*) y melocotones (*Prunus persica*), elementos alóctonos de la Península Ibérica y de origen cultivado, rara vez presentes en la actualidad como elementos naturalizados en el área de estudio. Junto a ellos aparecen igualmente pericarpos de ciruelas, que se corresponderían a endrinas silvestres (*Prunus spinosa*, *P. insititia*) y otras que podrían corresponder a ciruelos cultivados (*Prunus domestica*), la diferenciación entre estos grupos en base al pericarpo no es siempre eficaz, más aún cuando las ciruelas silvestres (*Prunus spinosa*, *Prunus insititia*) proceden de estaciones termófilas, o cuando las variedades cultivadas no conllevan un cambio significativo en la morfología del endocarpo frente a las silvestres, o cuando se desarrollan en estaciones poco aptas o se corresponden con árboles viejos. Una situación muy similar ocurre con los cerezos, entre los cuales se encuentran en el Norte de la Península varias especies autóctonas como *Prunus avium* (antiguamente *Prunus avium* var. *sylvestris* = *Prunus cerasus* var. *actiana*) y formas cultivadas (*Prunus avium* var. *duracina* y *Prunus avium* va. *juliana*), de origen incierto y de difícil distinción, aun cotejando con materiales de herbario, a la vez que existen otras especies, como el guindo (*Prunus cerasus*), procedente del SW de Asia, cuyo momento de llegada al territorio Ibérico es todavía desconocido.

Además de los frutos de Prunoideae, se documentan macrorrestos de avellanas (*Corylus*), hayucos (*Fagus*), nueces (*Juglans*), bellotas (*Quercus*), piñones (*Pinus*), moras (*Rubus*), olivas (*Olea*), higos (*Ficus*) y vid (*Vitis*), especies todas ellas presentes en el territorio Ibérico con poblaciones silvestres en su fachada Cantábrica. Los frutos recuperados en los depósitos de Irún son interpretados por Peña-Chocarro & Zapata Peña (1997) como procedentes de un comercio marítimo con otros puertos de la Hispania o incluso de la Gallia, y no reflejarían en consecuencia su cultivo local. La falta de dataciones absolutas, no permite contextualizar temporalmente los mismos de manera precisa ya que, aunque se pueda admitir la vinculación de los frutos a un comercio exterior, no se puede descartar una deposición diacrónica de los macrorrestos.

A pesar de la abundancia de macro-restos de frutales identificados en Irún (Peña Chocarro & Zapata Peña 1997, 2005), no se evidencia la presencia de *Castanea*. Este taxón aparece, sin embargo, como un elemento importante en los estudios paleoambientales realizados en los niveles romanos de la ciudad de Lugo (Rodríguez Colmenero 1996), pero los datos paleoecológicos de estas intervenciones arqueológicas no resultan nada fiables. Como suele ser habitual en los yacimientos romanos, no existe información crono-estratigráfica y tampoco se han efectuado dataciones sobre macrorrestos o sobre niveles orgánicos asociados con aquellas tafocenosis que resultan más singulares en el contexto Ibérico, situación que resta validez a los distintos estudios paleoecológicos y arqueométricos. En este caso, los contextos en los que se han realizado estudios polínicos y antracológicos se corresponden a rellenos, pavimentos y estructuras de incineración (urnas, cistas e *histrinum*). En el barrio de Recatelo, extramuros de la capital lucense, se ha estudiado un perfil, del cual no existe ninguna referencia sedimentológica y deposicional, analizándose 14 muestras, de las que únicamente 5 presentan polen. El número de taxa identificados por muestra es muy reducido (7 árboles, 1 arbustos, 5 herbáceas, 1 helecho), dominando el polen arbóreo frente al no arbóreo y alcanzando *Castanea* valores mínimos del 15% y máximos comprendidos entre 30 y 60%. El estudio de carbones de este mismo perfil no constata la presencia de restos de *Castanea*. Dentro de la muralla, se han estudiado dos cistas ubicadas en la actual Plaza de O Ferrol. El análisis antracológico identifica la presencia de *Quercus*, *Alnus* y, en menor medida, *Castanea*. El análisis de polen presenta una escasa diversidad de taxones, alcanzando *Castanea* el 75%. La presencia de carbones de *Castanea* y los elevados valores de polen de este taxón recuperados en las excavaciones romanas de Lugo, lleva a las autoras del estudio (Aira & Uzquiano 1999) a afirmar que “La presencia de polen de *Castanea* es común en Galicia, en cantidades elevadas, a partir del 2.500 BP. (Van Mourik 1986), aunque se observa que la mayor representación de esta especie ocurre en un momento posterior, que bien podía coincidir con la romanización. La expansión del castaño se ha atribuido al hombre, dada su utilidad alimentaria”. Sin embargo, los valores de polen de *Castanea* de los yacimientos de Lugo superan ampliamente los documentados por Van Mourik (1986) en distintos suelos naturales y humedales, autor que por otra parte fija claramente el comienzo de expansión regional de esta especie en la Edad Media.

La información polínica derivada de las muestras obtenidas en los yacimientos romanos de Lugo (Aira & Uzquiano 1999) carecen de validez ambiental y cronológica. Esta afirmación se fundamenta en la falta de información deposicional así como en el muestreo de unidades y estructuras antrópicas totalmente inadecuadas para la práctica de la palinología, problemas que han sido igualmente detectados en otros yacimientos de carácter constructivo de Galicia (cf. Aira et al. 1989), en los que aparecen de forma frecuente elementos exóticos incongruentes con la supuesta atribución cronológica de los yacimientos (Ramil-Rego et al. 1996c). Los datos obtenidos se muestran además incoherentes con los registros

polínicos procedentes de lagunas y turberas efectuados en el mismo territorio biogeográfico donde se sitúa la ciudad de Lugo (Ramil-Rego 1992), ya que en estos registros no se evidencia ninguna fase de fuerte desarrollo arbóreo en el periodo romano y menos aún con predominio de polen de *Castanea*. Además, los porcentajes de *Castanea* obtenidos en los sedimentos de Lugo son incongruentes con las muestras superficiales recogidas en bosques de castaño o en áreas próximas a estos, y con los propios registros obtenidos en las distintas secuencias holocenas del SW de Europa.

La persistencia de residuo polínico de la extracción de micro-restos efectuada por Aira et al. (1989) así como restos de sedimentos nos ha llevado a realizar un nuevo análisis de las muestras de las excavaciones romanas de Lugo. La evaluación del residuo polínico permitió apreciar la existencia de aglomeraciones de polen de *Castanea* así como abundantes restos de tejidos epidérmicos. Las muestras de sedimentos fueron hidratadas con agua y posteriormente mezcladas en una solución de BrZn de densidad 2, a fin de obtener del sobrenadante la fracción orgánica de la muestra que fue posteriormente aislado y analizado con un esteroscopio, apreciándose un gran número de restos florales (brácteas, estambres, flores rotas) pertenecientes a *Castanea*. La presencia de estas estructuras justifica los altos valores de polen de *Castanea* registrados por Aira et al. (1989), pero desgraciadamente, también indica que se trata de una contaminación reciente, ya que este tipo de estructuras no persisten en suelos ácidos de textura arcillosa. De ello deducimos que su incorporación al sedimento debió producirse de forma coetánea con la excavación arqueológica.

Los recientes estudios paleoecológicos efectuados en la Ría de Vigo (Muñoz Sobrino et al. 2012) confirman la presencia de polen de *Castanea* durante el final del Holoceno. Los valores de *Castanea* registrados durante el periodo que abarcaría la ocupación romana de la Gallaecia se mantienen muy bajos, similares a los de las etapas precedentes, y son coherentes con el resto de la información paleobotánica del NW Ibérico (Van Mourik 1986, Ramil-Rego 1992, Muñoz Sobrino et al. 2012, etc.), reflejando una fase de difusión territorial pero sin llegar a ser una especie dominante, ni en el paisaje ni en el ámbito de las fitocenosis arboladas. Los valores porcentuales de polen de *Castanea* no evidencian, en consecuencia, una expansión de este taxón como resultado de su incremento territorial fruto de su cultivo por el hombre, tal y como había sido apuntado para el yacimiento de O Areal (Martín Seijo & Teira Brión 2010, Teira Brión 2010).

Tras el final del Imperio Romano de Occidente, las condiciones climáticas empeoraron en el continente europeo en general, registrándose entre el 400–1050 a.D. un periodo de menor termicidad, designado globalmente como “Episodio Frio Medieval” (Neog-IVa). El cambio de clima parece haber tenido una notable influencia en el reparto territorial de las principales tribus nativas de Asia y Europa, que progresivamente fueron migrando en dirección W, hasta alcanzar los límites del Imperio Romano y provocar finalmente su caída en el año 476. El frío parece ser también el motivo que impulsó a los vikingos a buscar

nuevos territorios hacia el S y el W, estableciéndose en Groenlandia y Terranova entre el 900-1.020 a.D.

El lapso temporal comprendido entre los siglos V y XV viene marcado por fuertes cambios geopolíticos, tanto en Galicia como en el conjunto de la Península Ibérica. En Galicia, durante este episodio se instaura el Reino Suevo (410-585 a.D.) para, posteriormente, anexionarse el territorio gallego al Reino Visigodo (585-720 a.D.) y, finalmente, a los reinos de Asturias (722-910 a.D.) y León (>910 a.D.). Los cambios políticos vienen en gran medida marcados por la demolidora presión ejercida por los árabes, que entre el 714 y 997 a.D. realizan distintas razias en el territorio de *Gallizia*, aunque la ocupación queda restringida al período 716-755 a.D.

Las prácticas agrícolas de los pueblos germanos fuera de los límites del imperio aparecen descritas en torno al año 98 a.D. por Tácito [c57-120 a.D.] en su obra "*De origine et situ Germanorum*", conocida también como "*Germania*". La agricultura se basa en el cultivo de trigo y de otras plantas productoras de granos: "*A la derecha del mar svevo se extiende por la costa el pueblo de los estios, que por sus costumbres y vestimentas se asemejan mucho a los suevos y por su lengua a los bretones. Cultivan el trigo y otras especies de granos con mucho más cuidado y paciencia de lo que es común entre los germanos*" (capítulo XLVI). Tácito no aporta una relación concreta de especies cultivadas, citando únicamente el trigo y la cebada, indicando además que la alimentación tiene una importante dependencia de la actividad ganadera, recolectora y cazadora: "*Como bebida fabrican un licor de cebada o trigo fermentado a semejanza del vino. La alimentación es simple, frutos silvestres, caza recién abatida y leche cuajada*" (capítulo XXIV). En otros textos se añade al trigo y la cebada otra especie que se aprovecha por sus "granos": las habas.

Dentro de este período, los registros polínicos del NW Ibérico evidencian una fase de recuperación de las formaciones arbóreas, reduciéndose en consecuencia la representación de los elementos característicos de los espacios abiertos, así como también se reduce la representación de los elementos vinculados con la actividad agrícola. En algunos territorios del NW Ibérico se detecta en este mismo periodo una mayor presencia de polen de *Castanea*, que representaría el comienzo de una fase de difusión correspondiente al inicio de su cultivo en este ámbito territorial.

La calibración de las dataciones isotópicas permiten fechar en una turbera de Tuiriz, situada en Terra de Lemos y próxima a la Ribeira Sacra (Van Mourik 1986), el inicio de esta fase de incremento del nivel de difusión del castaño en el año 535 cal. a.D., es decir, 124 años más tarde de la fecha considerada como inicio del Reino Suevo de la Gallaecia. El inicio de la fase de expansión ha sido datada en el 968 cal. a.D. Esta secuencia es coherente con los registros obtenidos en otros territorios del NW Ibérico (Van Mourik 1986, Ramil-Rego 1992, Muñoz Sobrino et al. 2012), lo que permite afirmar que el comienzo de esta fase de expansión derivada de su cultivo supone un aumento del área de distribución de la especie.

La contextualización cultural de este proceso de modificación del paisaje nos permite esbozar, a modo de hipótesis, dos escenarios. Teniendo en cuenta, como ya hemos indicado, que la arboricultura no era una práctica común de los Suevos ni del resto de los pueblos bárbaros, difícilmente éstos podrían conocer, previo a su asentamiento en la Gallaecia, las técnicas de cultivo del castaño, técnicas basadas en la capacidad de seleccionar variedades más productivas o con frutos de mayor calidad y un manejo diestro del injerto de estas variedades sobre vástagos de menor calidad productiva pero de mayor frugalidad y facilidad de enraizamiento.

El primer escenario sería vincular el aumento de la difusión y el comienzo de la expansión del castaño con la llegada de variedades procedentes del oriente, que se cultivarían injertadas sobre patrones locales o extralocales. La llegada del Obispo Martín de Dumio (c 510-c 580 a.D.) a la antigua Gallaecia, podría considerarse el elemento inicial de este proceso, pero evidentemente, no sería el único, ya que el comienzo de la fase de expansión se registra unos 170 años antes de la refundación del monasterio de Sobrado dos Monxes (1142 a.D.), con la llegada de los monjes del Cister a Galicia. Este escenario permitiría incluir dentro de este proceso las variedades de vid que actualmente designamos como tradicionales en el NW Ibérico, más adaptadas a las condiciones frías y húmedas que las típicas de cultivo de esta especie en el área mediterránea.

El segundo escenario, supondría una influencia directa o indirecta del Al-Andalus. En los textos medievales escritos por autores islámicos ibéricos se le da una especial importancia al castaño, ensalzando la bondad de la especie para su cultivo incluso en zonas de montaña. Las referencias culturales, aún manteniendo aspectos de difícil aceptación científica, son más concretas y detalladas que las recogidas en los tratados greco-romanos. Así, se indican distintas técnicas para obtener nuevos ejemplares, tanto de semillas, rebrotes, plantones de varas como de injerto, y entre estos, se describe el injerto "bizantino" en escudete, efectuado sobre la raíz.

Independientemente del escenario, o incluso de la posible confluencia de ambos, tras la retirada de los moriscos del NW Ibérico se produce la colonización y recuperación de los principales centros de poder. El Rey Alfonso I de Asturias nombra como obispo de Lugo a Odoario y este inicia a mediados del siglo VIII una etapa de evangelización y colonización marcada por la reactivación de la actividad agrícola, como el propio obispo deja recogido en su testamento, plantando viñas y "*pomares*" (Onega López 1986). El análisis de la documentación medieval muestra un incremento de las referencias a plantaciones de *Castanea sativa* desde el siglo XII y, sobre todo, durante el siglo XIII ("plantaciones de castaños", "sotos", "sotos de castaños" o más raramente "soutos de castaños"), proceso que coincide con la expansión de *pomaradas* y de viñas. Esta última experimentó una importante expansión a partir de los siglos XII y XIII, sobre todo en las cuencas del Miño y del Sil, del Avia y del Arnoia, y en las comarcas meridionales del Bajo Miño.

En el intervalo comprendido entre mediados del siglo VIII al siglo XV se consolida en Galicia una sociedad con una fuerte impronta rural, en la que las antiguas casas dirigentes serán sucesivamente sustituidas a medida que los avatares políticos graviten el centro del poder sobre la nobleza asturiana o leonesa. La Iglesia logra incrementar su situación de privilegio y riqueza gracias a la protección y apoyo de la realeza y de los nobles, recibiendo importantes donaciones económicas y sobre todo de terrazgo. El periodo no es ajeno a las luchas de poder y a las guerras, así como a las dificultades generadas por la malas cosechas (siglos XIII y XIV), las pestes (Peste Negra de 1348) y años de hambruna, situación de crisis económica (crisis bajo medieval), que afecta fuertemente al campesinado, comerciantes y artesanos, desembocando en el siglo XV en las Guerras Irmandiñas (Barros 1988, 1996; López Sabatel 2008).

Los instrumentos y figuras jurídicas que regulaban las relaciones sociales en el seno del feudalismo gallego eran muy variados, incluyendo desde trabajos comunales en fincas, generalmente de monte (*seara* o *serna*), la limpieza y mantenimiento de caminos y la luctuosa (*loitosa*) o compensación que los familiares o herederos del arrendatario entregaban, tras su muerte, al arrendador. De todos ellos fueron el diezmo y el foro los sistemas que más repercusiones tuvieron sobre los campesinos. En el siglo XIII, bajo el reinado de Alfonso X [1252-1284] se promulgó un cuerpo jurídico común para todo el reino, "Las Siete Partidas" (1256-1265), en las que se estableció el diezmo como tributo universal, obligatorio y exigible, de carácter estrictamente religioso a fin de satisfacer los gastos y necesidades de la Iglesia. Estaban obligados a diezmar "todos los homes del mundo", aún los clérigos. En el campo se pagaba el diezmo sobre los distintos productos que se obtenían de su explotación (cereales, legumbres, vino, frutos, vacas, corderos, aves, etc.), sobre los recursos de la pesca, así como sobre instalaciones (molinos, cabañas), o cualquier otro producto derivado (lana, cera, miel, queso, etc.).

El pago del diezmo se realizaba habitualmente en especie, calculado sobre el producto bruto obtenido por el agricultor, sin reducción de ningún tipo de costes, generando un impacto importante en la maltrecha economía del campesino, más aun en épocas en las que se producían pérdidas consecutivas de cosechas o mermas de las mismas por plagas, tormentas u otros procesos de carácter natural. Ello daba pie a fraudes y resistencias al pago que se concretaban en la ocultación parcial de las cosechas y en la entrega de los productos en deficiente estado. El diezmo se mantuvo vigente hasta el 28 de julio de 1837.

La Iglesia y una heterogénea y reducida clase adinerada tenían el control de la mayor parte del espacio rural. El poder terrenal de la Iglesia se extendía tanto sobre los recursos marinos (ballenas y otros mamíferos marinos, peces) como los terrestres, incluidos los montes, prados y áreas de cultivos, junto con un número importante de construcciones rurales y urbanas. La Iglesia, igual que en otras regiones, utilizó los monasterios, en los que las obligaciones de la vida religiosa se combinan con las del trabajo manual (*opus manuum*), como elemento gestor de

su extenso latifundio en detrimento del modelo de cenobio eremita y naturalista. Entre los siglos X y XI el monacato experimentó un fuerte incremento en Galicia, transformando definitivamente el agrosistema generado a lo largo de las ocupaciones castreñas, romanas y germánicas, dando lugar al que podríamos denominar como agrosistema monacal o agrosistema foral.

La etapa histórica que abarca los siglos XVI al XVIII se conoce por el nombre de Antiguo Régimen. Sus características más destacadas son el predominio de la agricultura en el conjunto de las actividades económicas, conformación estamental de la sociedad y organización política bajo la forma de monarquía absoluta. El agrosistema foral se mantuvo inicialmente sin grandes cambios para, posteriormente, transformarse a medida que se incorporan los cultivos de ultramar (maíz, patatas, tomates, alubias, pimientos, etc.), se desarrollan de los cultivos de fibras textiles, como el lino (*Linum usitatissimum*) y el cáñamo (*Cannabis sativa*), se inician las repoblaciones forestales con pinos y, en menor medida, con otras especies, y se incorporan nuevas técnicas agrarias, dando origen al agrosistema foral-ultramarino. Este periodo histórico estuvo sujeto a importantes cambios políticos y a continuas guerras, que afectaron intensamente a la configuración de la cubierta vegetal de grandes áreas del NW Ibérico, principalmente comarcas interiores y montañosas, no ya porque en algún caso fueran propiamente el escenario de los conflictos bélicos, sino porque en ellas se concentró la obtención de dos productos fundamentales para las batallas de la época: la madera y el carbón vegetal, fuente de energía por excelencia de los procesos siderúrgicos de aquel entonces. El resultado de las sucesivas fases de expansión y regresión de los agrosistemas, íntimamente vinculadas con la evolución demográfica y con la aparición de pandemias derivadas de una aglomeración urbana poco saludable y de un uso abusivo y esquilador de los recursos naturales.

Los efectos de las prácticas del carboneo sobre el paisaje, aunque conocidos de manera imprecisa, debieron de provocar grandes alteraciones en cuanto al tamaño y composición florística de las masas arboladas y matorrales, puesto que la mayoría de las especies leñosas fueron objeto de esta forma de aprovechamiento forestal. De la dimensión de estos efectos dan cuenta la gran cantidad de mazos, fundiciones y ferrerías que llegaron a funcionar en Galicia (Fernández Merayo 1991, González Pérez 1994, Vázquez Vaamonde 1994, etc.) así como algunas estimaciones, como las realizadas por Guitián Rivera (1993) basadas en los libros de registro de diversos complejos siderúrgicos de Lugo y el occidente de Asturias, sobre el consumo de maderas y leñas que conllevaban estas prácticas, estableciéndose que para el abastecimiento de 22 herrerías existentes en las montañas de Ancares y O Courel en los siglos XVII y XVIII se consumirían alrededor de 30.000 tm de madera anuales, para lo que sería necesario disponer de 15.000 ha de bosques maduros por año. Según nuestra experiencia, la totalidad de bosques que actualmente se conserva en Galicia fue, de una forma más o menos intensa y prolongada, objeto de aprovechamiento para esta actividad, hecho del que dan fe

las innumerables “foias” o rellanos de carboneo que todavía se encuentran por su interior e inmediaciones.

Con el paso del tiempo, el agrosistema foral-ultramarino, pese a incorporar una gran diversidad de cultivos y distintas innovaciones tecnológicas, se ha ido convirtiendo en un monstruo gigantesco con los pies de barro. Un sistema en desequilibrio que es incapaz de autorregularse, que viene padeciendo importantes crisis de subsistencia y ciclos de desarrollo muy dependientes de las condiciones geopolíticas y ambientales. En las fases de bonanza, se produce el incremento de las roturaciones, aumentando a su vez la huella ecológica sobre el territorio, y se incorporan nuevas tecnologías y cultivos, que exigen más abonos, más roturaciones y crean a su vez un medio favorable para el desarrollo de organismos oportunistas, muchos de ellos importados de ultramar. En síntesis y como diría Thomas Malthus [1766-1834], se produce un incremento en proporción aritmética de los medios de subsistencia, mientras que la población se incrementaría siguiendo una progresión geométrica. De esta manera, el agrosistema se hace cada vez menos estable, pierde capacidad de autorregulación y capacidad de eludir o minimizar las perturbaciones ajenas. Ello lleva a la aparición de fases críticas, generadas por condiciones ambientales y/o geopolíticas, frente a las cuales no hay capacidad de respuesta, y en consecuencia, los pilares de barro del agrosistema, los campesinos, que representan el 80% de la población, incrementan igualmente de forma geométrica su miseria, su hambruna y su desesperación. Ante esta situación se elige una solución totalmente inadecuada, incrementar la productividad a costa de incrementar la huella ecológica y la vulnerabilidad del propio sistema y de la población que los mantiene.

La agonía del agrosistema es relatada por Fray Benito Jerónimo Feijoo y Montenegro, conocido como Padre Feijoo [1766-1764], quien describe en su célebre *“Theatro critico universal, ó discursos varios en todo género de materias, para desengaño de errores comunes”* (1769), la situación de pobreza y hambruna que sufre el agricultor gallego: *“Pero hay hoy gente más infeliz, que los pobres labradores. Que especie de calamidad hay, que aquellos no padezcan? Yo, á la verdad, solo puedo hablar con perfecto conocimiento de lo que pasa en Galicia, Asturias y Montañas de León. En estas tierras no hay gente más hambrienta, ni más desabrigada, que los labradores. Quatro trapos cubren sus carnes, ó mejor diré, que, por las muchas roturas que tienen, las descubren. La habitación está igualmente rota que el vestido, de modo, que el viento y la lluvia se entran por ella como por su casa. Su alimento es un poco de pan negro, acompañado de algún lacticio, ó alguna legumbre vil, pero todo en tan escasa cantidad, que hay quienes apenas una vez en la vida se levantan saciados de la mesa”*.

Desde una perspectiva histórica, el final del Antiguo Régimen y el comienzo de la Edad Contemporánea se fija en el último tercio del siglo XVIII, haciéndolo coincidir con el comienzo de la Revolución Francesa (1789), o bien con la patente de la primera máquina de vapor (1789), registrada por el irlandés James Watts, que marcaría el comienzo de la Revolución Industrial en Europa. Este periodo de

importantes cambios sociales y económicos queda englobado climáticamente en la Neoglaciación-IV, y en concreto en una fase compleja, con episodios de fuerte detrimento térmico, registrada entre 1.300-1.850 a.D. (Neog-IVc), que se designa como Pequeña Edad del Hielo (PEH).

La economía y la utilización de los recursos naturales durante el Antiguo Régimen manifiestan en Galicia, como en otras regiones, un incremento considerable en relación con los niveles registrados en la Edad Media. El uso de los recursos se plantea sin ninguna consideración ambiental. El hombre es el centro del mundo y los recursos naturales están para satisfacer todas sus necesidades. La relación entre el hombre y la naturaleza se rige con base a los versículos bíblicos: *“que el hombre tenga potestad sobre los peces del mar, las aves de los cielos, sobre toda la tierra y las bestias que mueven sobre la tierra”* (Génesis 1, 31), interpretándose la “potestad” como una carta blanca para poder actuar sin ningún tipo de limitaciones.

Coincidiendo con el final del Antiguo Régimen, se produce la difusión en Europa de un nuevo contingente de especies exóticas provenientes de los rincones más diversos del Planeta. En la mayoría de los casos no se trata de introducciones directas desde sus áreas de distribución natural, como ocurrió con la introducción del maíz en Galicia, sino a través de la comercialización de los grandes viveros europeos, o indirectamente a través de viveros existentes en Portugal y España, que mantienen amplias relaciones con aquellos.

En 1774 se planta el primer eucalipto en Europa (Kew, Inglaterra), proveniente de la recolección que en 1773 realiza el naturalista T. Furneaux en la “Botany Bay” (Australia). Entre esta fecha y 1929 distintas especies de *Eucalyptus* (*E. amigdalina*, *E. gigantea*, *E. glauca*, *E. globulus*, *E. longifolia*, *E. pulverulenta*, *E. viminalis*, etc.) se difunden por Europa, plantándose en los principales jardines botánicos estatales y jardines privados de las clases dirigentes: Caserta (1792), Nápoles (1809), Malmaison, (1810), Toulon (1813), etc. En fechas similares se introdujeron éstas y otras especies en distintas partes del planeta: Chile (1823), Sudáfrica (1823). En 1829, C. Butler empezó a utilizar en Vila Nova da Gaia (Portugal) plantas de *Eucalyptus globulus* en una repoblación forestal, considerada como la primera efectuada en Europa. En el año 1830 se emplea para este mismo fin en Italia y en 1863 en Argelia. A partir de la segunda mitad del siglo XIX se incrementa el interés y la información sobre las especies del género *Eucalyptus* y así se da a conocer en las Exposiciones Internacionales de Londres (1851) y París (1852) y en la Exposición Agrícola de Madrid (1857). Mientras, F. H. von Müller, desde Australia, y P. Rammel, desde Francia, contribuyen a divulgar sus “virtudes” y distribuir sus semillas a distintas partes del planeta.

La introducción de *Eucalyptus globulus* en Galicia se ha vinculado históricamente con Fray Rosendo Salvado [1814-1900], evangelizador de una gran parte del territorio australiano. El ingeniero R. Areses (1953) llega a establecer 1860 como fecha de su introducción y, posteriormente, Díaz-Fierros (2001), la sitúa en 1866, en base a una carta

enviada por el obispo australiano a su sobrino en Tui. Numerosos autores han atribuido además al misionero gallego una implicación directa en la plantación de distintos especímenes, en la actualidad monumentales, que se encuentran distribuidos por múltiples pazos y jardines de Galicia (Otero Pedrayo 1926, Castroviejo 1970, Rodríguez Dacal & Izco 1994, Montoya Oliver 1995). El único dato objetivo sobre la participación de Fray Rosendo Salvado en relación con la introducción del eucalipto, es esa carta escrita en 1866 y dirigida a su sobrino Victoriano Comesaña, en la que el misionero le pregunta si ha recibido las semillas de *Eucalyptus marginata* “jarrah” que le había enviado a través de su agente en Londres. La carta no incluye ninguna referencia, sobre *Eucalyptus globulus*. Tampoco tenemos información que confirme la llegada de estas semillas a Galicia, cuyo envío respondía a una petición de la corporación municipal de Santiago, que había financiado esta empresa con “100 duros”.

Independiente de la llegada o no de estas semillas, las fechas de 1860 y 1866 carecen de validez como momento de introducción del *Eucalyptus* en Galicia, ya que con anterioridad a esta fecha existen pruebas fehacientes de la presencia de este taxón en el territorio gallego. Prueba de ello es la noticia, recogida por periódicos gallegos y españoles, sobre los fuertes estragos causados en la Ría de Vigo por una intensa tormenta en diciembre de 1886 que provocó la caída de “eucaliptos gigantes” existentes en la carretera de Teis y en Canadelo. Por otra parte, la presencia de eucaliptos con anterioridad a las fechas propuestas por los autores señalados aparece igualmente recogida en distintos textos descriptivos de la época, como “*Mares y montañas*”, de Ortega Munilla (1887), en la que refiere la existencia en la Ría de Vigo de “*eucaliptos de corpulento cuerpo y gigantesca talla*” cuyo desarrollo necesitaría unos cuantos decenios para alcanzar las características dendrométricas señaladas en momento de ver la luz la citada publicación.

La proximidad de estos eucaliptos a los territorios portugueses podría explicar su presencia temprana en Galicia, pues a mediados del siglo XIX *Eucalyptus globulus* estaba iniciando en este país su proceso de expansión, llegándose a plantar en Coimbra 35.000 individuos entre los años 1866-1870. A falta de otros datos más precisos para establecer con exactitud la fecha de la introducción del *Eucalyptus* en Galicia, lo más lógico sería plantear que ésta hubiera tenido lugar alrededor de 1830-1840. Esto obligaría a desechar la participación de Fray Rosendo Salvado en este proceso, ya su primer viaje a Australia tuvo lugar en el año 1846.

La introducción del *Eucalyptus* en Galicia con anterioridad al año 1840 se produce en un momento en que la arboricultura, tanto destinada a fruto, maderas u ornamento, experimenta un gran desarrollo en toda Europa. En Galicia, sin embargo, la especie arbórea más empleada en esta época sigue siendo el castaño, aunque se empiezan a plantar rodales con otras especies caducifolias (robles, abedules, fresnos), así como pinos (*Pinus pinaster*, *Pinus*

pineae, *Pinus sylvestris*), de los que se desconoce la procedencia de las semillas. Al final del Holoceno, las poblaciones nativas de pinos estaban totalmente extinguidas en Galicia.

Antropoceno

P. Crutzen, Premio Nobel en química en 1995 por su trabajo sobre la formación y descomposición del ozono, propuso una nueva división del Cuaternario planteando, junto al Pleistoceno y el Holoceno, un tercer periodo que designó Antropoceno (del griego *άνθρωπος*/anthropos, ‘hombre (humano)’, y *καινός*/kainos, ‘nuevo’). Dicho período cronológico se caracterizaría por la generalización mundial de los efectos negativos del incremento de la población humana y del desarrollo económico sobre el medio ambiente (Crutzen & Stoermer 2000, Crutzen 2005). Posteriormente, los científicos Zalasiewicz et al. (2008) publicaron una evaluación de los cambios ambientales del planeta tras el final del Antiguo Régimen (cambios en la sedimentación, perturbación en el ciclo del carbono y temperatura, cambios bióticos y cambios oceánicos) estableciendo que estos cambios pueden ser discutidos sobre bases estratigráficas y paleoambientales, lo que llevaría a considerar la delimitación del Antropoceno como un nuevo “super-interglaciar” con la Tierra regresando a climas y niveles marinos que se vieron por última vez en las fases más cálidas del Terciario (Mioceno y el Plioceno), muy probablemente debido a una reordenación geológica del sistema oceánico-atmosférico. Tal fase cálida duraría más que los interglaciares cuaternarios normales.

El trabajo de Zalasiewicz et al. (2008) evidencia el colapso global que sobre el medio ambiente han provocado las economías industriales, tanto basadas en el libre comercio como en la planificación socialista, y que ha sido ampliamente comentado en la literatura científica en los últimos 25 años. Estos autores consideran, además, que resulta casi imposible que la situación ambiental pueda retornar a las condiciones previas al desarrollo industrial, condiciones que además en muchas regiones del planeta se encontraban fuertemente alteradas, aunque sin alcanzar el nivel registrado en el Antropoceno. Las claves del cambio global en el Antropoceno se han de buscar en la conjunción de dos fenómenos relacionados: el rápido crecimiento de la población humana y el incremento, apoyado en el desarrollo tecnológico, en el consumo de recursos per cápita por la humanidad. El crecimiento de la humanidad es un proceso imparable desde la aparición de nuestros ancestros en el planeta, hace aproximadamente un millón de años hasta alcanzar la población actual, superior a los 6.000 millones de habitantes (Duarte 2006). Aunque con matices y como ya se comentó anteriormente, Malthus ya había planteado en su “*Ensayo sobre el principio de la población*” (1798) la disparidad de tasas de crecimiento de la población humana y los medios de subsistencia, cuyo nivel máximo habría de alcanzar un nivel de estancamiento, ya que los recursos del planeta son finitos. Malthus vaticinó que, superada la capacidad del medio para sostener a la población humana, ésta habría de atravesar un período en que “*la vida será miserable, mera supervivencia*”.



Figura 5. Fotografía antigua de Vigo, en su margen izquierdo se observa una repoblación joven de Eucalyptus. (Vigo. Vista desde el Camino de San Juan. Hauser y Menet. Travesía de la Ballesta 11. Madrid. (1892))

La interacción de la acción del hombre sobre los ecosistemas y sobre el sistema climático del Planeta, así como la propia interacción entre el sistema climático y biofísico, plantea un escenario complejo de análisis a escala sub-regional, sobre todo en áreas fuertemente humanizadas, donde resulta muy difícil discernir en el estudio temporal de los ecosistemas terrestres la señal climática-antrópica o simplemente la señal climática, de la causada por otro tipo de perturbaciones antrópicas (Duarte 2006). El Cambio Global incide igualmente sobre el sistema climático del Planeta, el cual ha sufrido desde la Revolución Industrial una dinámica en la que ciertas variaciones detectadas a escala continental y regional están directamente vinculadas a la acción humana (Karl et al. 2006, NRC 2006, IPCC 2007). El Cambio Climático es un hecho irrefutable, calificado de “inequívoco”, y con impactos que son ya importantes. Sabemos que un calentamiento global promedio en la superficie terrestre superior a los 2°C provocará muy probablemente efectos irreversibles en los ecosistemas, y por ende en las sociedades humanas, incluyendo la economía y la salud. Las proyecciones indican que es muy probable un calentamiento de por lo menos 0,2°C por década en el futuro cercano (MMA 2007).

Durante el Antropoceno (1.850 a.D. a la actualidad) la temperatura global de la superficie de la Tierra se ha calentado en un promedio de 0,74-1,0 °C, alcanzando en las áreas más septentrionales, como ocurre en la Península Ibérica, valores de 1,2-1,5 °C, con incrementos medios de las temperaturas máximas de 0,12 °C/década y de las temperaturas mínimas de 0,10 °C/década (MMA 2007). Esta tendencia no es homogénea, ni a escala temporal ni espacial, pudiéndose delimitar a lo largo del Antropoceno

tres fases claramente diferenciadas, acordes con las reconstrucciones globales (Karl et al. 2006, NRC 2006, IPCC 2007) y las secuencias regionales y subregionales (MMA 2005).

Antropoceno-a

La primera fase del Antropoceno, **Antrop-a** (1.851-1.949 a.D.) registra un incremento de la temperatura en relación con la última fase del Holoceno (Neogl-IVc). A lo largo de esta fase se suceden pequeños períodos de mayor o menor humedad, aunque no existen evidencias de sequías con efectos importantes sobre la vegetación o los cultivos en el área gallega.

Las primeras etapas de la Revolución Industrial apenas generaron cambios en la economía rural de la mayor parte Europa, manteniéndose a lo largo del siglo XIX los sistemas y estructuras heredados del Antiguo Régimen, que resultan frecuentemente incapaces de mejorar la calidad de vida de la población, conformada mayoritariamente por agricultores. El auge de las ciudades y de la nascente industria, generó un progresivo éxodo de los campesinos hacia los centros industriales, incrementando dramáticamente la separación entre el mundo rural y urbano. Los cambios políticos acaecidos durante la primera mitad del siglo XIX determinaron el ocaso de los agrosistemas forales-ultramarinos y la sustitución por el agrosistema minifundista caracterizado por su fuerte carácter autárquico y por su exigua capitalización. El agrosistema minifundista mantuvo durante la mayor parte del siglo XIX muchas de las

características de los agrosistemas forales, tanto en relación con las estructuras, como en los tipos de cultivos y aprovechamientos mayoritarios o en el nivel tecnológico.

A comienzos del siglo XX, una vez eliminadas las estructuras agrarias del Antiguo Régimen, el agrosistema minifundista aparece completamente consolidado. En cuanto a los cultivos agrícolas se refiere, se mantiene la diferencia entre las comarcas litorales-sublitorales de las interiores. En las primeras el cultivo de maíz, las patatas, los cereales del Viejo Mundo y los nabos eran las especies dominantes, mientras que en las comarcas interiores, la inexistencia de variedades de maíz adaptadas a las condiciones climáticas de estos territorios, determina la supremacía de los cereales (trigo, centeno, mijo, avena), las patatas y los nabos. La cabaña ganadera experimentó un importante incremento, sobre todo del ganado bovino y porcino, aunque persistía una importante ganadería de ovicápridos (ovejas y cabras). El censo de bovino en 1906 era de 60.000 cabezas, duplicándose en los años veinte. Las limitaciones del capital redujeron la incorporación de nuevas innovaciones, aunque se observa un progresivo incremento en el uso de abonos minerales, biocidas y de maquinaria agrícola (arados de vertedera, sembradoras, cosechadoras, etc), aunque esta última sigue siendo empleada con tracción animal. La comercialización de los productos se centra en el ámbito local y solamente en el caso de las reses de abasto se consigue una exportación hacia otras áreas de Galicia o del estado.

Antropoceno-b

La segunda fase del Antropoceno, Antrop-b (1.950-1.972 a.D.), se caracteriza por un fuerte deterioro climático. En Galicia, como en otras áreas de la zona Cántabro-Atlántica, se registran años con abundantes y fuertes heladas así como otros con lluvias copiosas. En localidades interiores de baja altitud, como en Vilalba (480 m) o Lugo (454 m) se registran nevadas de más de 1 metro de potencia, permaneciendo los suelos cubiertos por la nieve durante varias semanas. Aunque en algunas áreas continentales de la Península Ibérica se producen en esta fase importantes sequías (años 40, 50 y 60), estos ciclos no se traducen en efectos significativos, en relación con cambios de la vegetación o de los cultivos, en Galicia.

A partir de 1945, los agrosistemas se capitalizan e intensifican. La mecanización irrumpe en las labores agrícola sustituyendo a la fuerza animal, mientras que se incorporan de forma masiva agroquímicos; las variedades y razas tradicionales seleccionadas a lo largo de la historia son remplazadas por híbridos artificiales de origen reciente que se difunden en grandes extensiones. El agrosistema, de este modo, muda rápidamente hasta convertirse en un agrosistema industrial que incrementará su producción a costa de la calidad y de exigir un mayor costo energético (huella ecológica), alejándose completamente de la sostenibilidad. Las reformas emprendidas por la dictadura militar son incapaces de remediar los problemas del medio rural, provocando en la década de los cincuenta un importante éxodo de agricultores a las grandes urbes del

estado y otros europeos más industrializados. La emigración y la reducción de la natalidad que se produjo a lo largo del siglo XX supusieron una drástica reducción de la población gallega, que pasó de representar el 11% del total estatal a inicios del siglo XX, a representar el 6,8% en este mismo siglo. Este fenómeno demográfico afectó a la totalidad del territorio, pero tuvo especial intensidad en las áreas montañosas interiores y los sectores de costa peor comunicados (Costa da Morte, Barbanza, Costa Ártabra). Como consecuencia, a lo largo de la segunda mitad del siglo XX se produjo un apreciable descenso en la presión humana por los recursos agrícolas y forestales, plasmado en el abandono de grandes superficies de terrenos de aprovechamiento marginal o más costoso (cavadas o estivadas, fincas alejadas, prados de siega) y el descenso de las extracciones de esquileo, madera y leñas en los bosques y áreas de matorral.

Siguiendo la política de Mussolini, la Dictadura franquista evitó alterar el *status quo* de los terratenientes y latifundistas, planteando la concentración agraria como medio de redimir el atraso secular que según los tecnócratas del momento sufría las regiones afectada por el irracional minifundio, tal y como recogen las palabras de Beneyto Sanchis (1955): *"En la mitad norte de España, puede afirmarse, con plena seguridad, que la regla general son las explotaciones en harapos, explotaciones trituradas compuestas por multitud de pequeñas parcelas, alejadas unas de otras y distribuidas por los cuatro confines de cada término municipal. Existe, en general, la impresión de que son las provincias gallegas en donde el fenómeno de esta fragmentación de la propiedad reviste un más acusado matiz. Es cierto que en esta región el tamaño medio de la parcela descende por bajo de cualquier cálculo, por pesimista que este sea. Para entenderse hay que utilizar otras medidas, no hablar de hectáreas, ni tampoco de áreas, sino de centiáreas. Las fincas se miden ya como los solares, por metros cuadrados, y en algunos casos por pies"*.

A medida que se iba consolidando el régimen dictatorial, los nuevos tecnócratas ministeriales acometieron la empresa de hacer las reformas que la naturaleza demandaba y eliminar los últimos vestigios de los agrosistemas minifundistas: *"Por consiguiente urgía poner en cultivo extensas zonas mal aprovechadas y ordenar racionalmente, y con arreglo a nuevos sistemas y técnicas, la explotación de numerosos predios que, por excesivo minifundio y por los procedimientos arcaicos que se utilizaban en sus cultivos, resultaban escasamente productivos"*.

La concentración parcelaria, como el resto de las políticas que caracterizan la dictadura franquista (construcción de embalses, proyectos de colonización o incautación de montes comunales), se realiza de manera despótica, sin contar con los intereses o la opinión de los campesinos, de quienes tendrían que ser los primeros beneficiarios. Los proyectos de concentración adolecen de criterios técnicos. La delimitación de las fincas y pistas se realiza de forma independiente a las aptitudes del terreno, a los tipos de suelos, a las condiciones topográficas, a la disponibilidad de agua. El plano de concentración surge de manera redentora, por encima de cualquier tipo de condicionante

territorial o ambiental, alejado de cualquier tipo de contaminación que pudiera devenir de los conocimientos tradicionales de los agricultores y ganaderos.

La concentración parcelaria generó durante el franquismo una salvaje pérdida de elementos patrimoniales, fundamentalmente *cruceiros*, hórreos, puentes antiguos, palomares, castros, dólmene, cistas, etc., que fueron destruidos sin ningún tipo de contemplación. La huella ecológica fué igualmente dramática. La primera actuación de la concentración es la deforestación del área afectada, en la que no queda un árbol en pie, o si queda, no es digno de llamarse árbol. Los troncos de carballos centenarios se acumulan a lo largo de las nuevas pistas, donde se pudren, ya que la irracional tala genera más madera de la que puede asumir el mercado o las necesidades locales. Tras la concentración, el medio rural pierde su diversidad, se transforma en un medio homogéneo, un desierto de hierba dispuesto en cuadrículas geométricas delimitadas por pistas cuyo mantenimiento, al cabo de unos pocos años, deja bastante que desear. Un paisaje pobre en cuanto a la presencia de medios ecológicos y a la capacidad de acogida para las especies silvestres autóctonas. Un "hueco ecológico" dejado por éstas que será ocupado progresivamente por la expansión de elementos ruderales e invasores.

Antropoceno-c

Durante la tercera fase del Antropoceno (Antrop-c, 1.973 a.D. hasta la actualidad) la temperatura se incrementa, sobre todo desde 1995. El calentamiento ha sido más acusado en primavera y verano y ha afectado sobre todo a las temperaturas máximas. En la Península Ibérica, las regiones más afectadas por el calentamiento son las situadas en la mitad oriental peninsular, cubriendo una amplia franja en torno al litoral mediterráneo. De nuevo, la tendencias de la precipitación se muestran muy irregulares (cf. MMA 2005). En contraste con las décadas de los 60 y 70, en la Península Ibérica se registran, en términos generales, períodos de descenso de la precipitación anual en las décadas de los 80 y 90, que provocan graves problemas de sequía en las áreas eu-mediterráneas y sub-mediterráneas. Algunos estudios locales reflejan entre 1949-2005 una tendencia claramente negativa en las lluvias en ciertas áreas del Cantábrico (detrimentos de 4,8 mm/año en Santander y 3,3 mm/año en Bilbao), coincidentes con los registrados en SE de la Península.

El desarrollo de los agrosistemas industriales se fraguó en un periodo de postguerra, una época en la que existió un importante déficit alimentario en toda Europa, y por consiguiente las políticas agrícolas se orientaron hacia el incremento de la productividad. En este marco surge en el año 1962 la Política Agraria Común (PAC), que estableció un marco propicio para el desarrollo de los agrosistemas industriales. Al cabo de 40 años, los mercados se llenaron de montañas de mantequilla y de ríos de leche, excedentes subvencionados que en un mundo globalizado, repercuten salvajemente sobre los pequeños productores de los países en vía de desarrollo, condenándolos a la miseria.

La insostenibilidad de los agrosistemas industriales y en consecuencia del medio rural europeo, llevo a reformar la PAC en 1999, a través de un programa de acción designado como "Agenda 2000", cuyo objetivo principal consistió en reforzar las políticas comunitarias y dotar a la Unión de un nuevo marco financiero para el periodo 2000-2006, teniendo en cuenta la perspectiva de la ampliación. La producción de alimentos deja de ser una prioridad estratégica en la política agraria de la Unión Europea, siendo reemplazada por otros problemas emergentes, sustentados en el cómo y en qué condiciones se producen los alimentos y las materias procedentes del medio rural, y la relación que existe entre la actividad económica y el medio natural en sentido más amplio.

Los principios rectores de la PAC, de la política de mercados y de la política de desarrollo rural fueron expuestos por el Consejo Europeo de Gotemburgo (15 y 16 de junio de 2001). Conforme a sus conclusiones, el alto rendimiento económico debe ir unido a la utilización sostenible de los recursos naturales y a niveles de residuos adecuados, de forma que se mantenga la diversidad biológica, se conserven los ecosistemas y se evite la desertización. Para afrontar estos retos, el Consejo Europeo acordó que uno de los objetivos de la política agrícola común y su desarrollo futuro debería ser la contribución al logro de un desarrollo sostenible haciendo mayor hincapié en el fomento de productos saludables y de alta calidad, en métodos de producción respetuosos con el medio ambiente, incluida la producción ecológica, en las materias primas renovables y en la protección de la biodiversidad. Estos principios rectores fueron confirmados en las conclusiones sobre la Estrategia de Lisboa en el Consejo Europeo de Salónica (20 y 21 de junio de 2003).

Las reformas de la PAC efectuadas en 2003 y 2004 supusieron un paso importante para mejorar la competitividad y el desarrollo sostenible de la actividad agraria en la UE y sentaron las bases para posteriores reformas, orientadas de manera sucesiva hacia el fomento de la competitividad de la agricultura europea mediante la reducción de las garantías de sostenimiento de los precios y propiciar el ajuste estructural. La introducción de pagos directos disociados de la producción hace que los agricultores respondan a las señales del mercado, es decir, a la demanda de los consumidores, en lugar de actuar en función de incentivos vinculados a la cantidad. La inclusión de normas medioambientales, de seguridad alimentaria, de sanidad y bienestar animales en el principio de condicionalidad da mayor confianza a los consumidores y hace que aumente la sostenibilidad medioambiental de la agricultura.

A pesar de las modificaciones introducidas desde instancias comunitarias, los gobiernos de España y de Galicia se mostraron incapaces de asumir los retos derivados de la nueva orientación de las políticas rurales y siguieron apoyando e incentivando modelos fraguados por los tecnócratas de la dictadura que han demostrado su carácter insostenible. Así, mientras la Unión Europea propone un nuevo modelo para el medio rural, las concentraciones parcelarias siguen devorando con sus excavadoras castros y *medoñas* en los inicios del siglo XXI y seguimos

lamentándonos de los *carballos* que se apilan sobre los bordes de las pistas. Y la gestión forestal sigue “saneando” brañas y turberas mediante la plantación de especies exóticas, cuando no se talan a matarrasa carballeiras centenarias para la plantación de pinos o eucaliptos, especies que, sorprendentemente, fueron incluidas a nivel autonómico entre las subvencionables con acuerdo a las ayudas de reforestación de tierras agrarias vigentes durante el período 1996-2001.

El medio rural gallego ha pasado de ser el centro de la economía durante el Antiguo Régimen y en los periodos previos, a representar un elemento secundario en las primeras fases del Antropoceno, desplazado por el auge de las urbes, convirtiéndose en los albores del siglo XXI en un vertedero de los insumos que producen las industrias y las urbes que crecen de forma insostenible. En este contexto, la defensa de la agricultura industrial así como el mantenimiento de un discurso modernizador y productivista está en crisis. La obstinación en un crecimiento insostenible ha llevado al sistema a “graves ineficiencias productivas”, como el mal de las “vacas locas”, que ha tenido un fuerte repercusión en la comercialización y mantenimiento de la cabaña de vacuno (Ferrás et al. 2004).

La última línea evolutiva de los agrosistemas industriales viene marcada por su intensificación, basada en un uso masivo de agroquímicos y pesticidas y en el cultivo de organismos genéticamente modificados (OGM), una línea que, para muchos autores, conducirá al caos a corto o medio plazo de muchas zonas rurales (UE 2000, Gafo 2001, Sartori & Mazzoleni 2003). El inicio del cultivo comercial de OGM en la Unión Europea se produjo a inicios de la década de los noventa (UE 2000), siendo España uno de los primeros países en que se introdujo su cultivo, en el año 1993. En ese año, el Ministerio de Medio Ambiente recibió solicitudes para el cultivo de OGM en una superficie total de 37.800 m². En 1994, la superficie se redujo hasta los 14.800 m² pero en 1995 se incrementó hasta los 181.900 m². En el año 1996 se duplicó esta superficie y en el año 2011 superaba las 96.000 ha.

Según datos hechos públicos en el año 2002 por el Ministerio de Medio Ambiente, las provincias españolas en las que se ha plantado o se sigue plantando algún tipo de cultivo transgénico son: Valladolid, Granada, Sevilla, Córdoba, Badajoz, Tenerife, Toledo, Madrid, Navarra, Albacete, Lérida, Gerona, Cáceres, Zaragoza, Valencia, León, Salamanca, Zamora, Huesca, Pontevedra, Palencia, La Rioja, Guadalajara, Álava, Almería, Murcia, Asturias, Burgos, Ávila, Jaén, Córdoba, Cádiz, Málaga, Tarragona y Barcelona. No hay constancia por lo tanto oficial de su cultivo en Galicia con anterioridad al 2002. Lo más llamativo es que todos estos cultivos se realizaron con anterioridad a la publicación de las normativas europeas y estatales (Directiva Comunitaria 2001/18/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre liberación intencional en el medio ambiente de organismos modificados genéticamente, la todavía más tardía Ley 9/2003 por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente).

Desde la publicación de las normativas, la superficie oficial cultivada de OGM ha ido aumentando progresivamente en España, de las 21 ha del año 2000, se pasó a 22.000 ha en el año 2002 y a más de 75.000 en el año 2007. Los grupos ambientalistas y asociaciones de pequeños agricultores consideran que su cultivo en España se realiza en unas condiciones técnicas, administrativas y legales insatisfactorias, con absoluta ausencia de regulación de responsabilidades en caso de problemas y falta de medidas para impedir las contaminaciones con los organismos naturales. En Galicia, el cultivo de OGM en pequeños ensayos se realiza desde comienzos del siglo XXI, autorizando la Xunta de Galicia el cultivo de maíz transgénico en el 2008 en distintas comarcas (Lalín, Castro de Rei, Val do Dubra y Touro). La situación española y gallega contrasta con la francesa, país donde hasta febrero del 2008 solamente se permitía cultivar un maíz transgénico de la multinacional Monsanto, cultivo que se prohibió definitivamente por Decreto de 9 de febrero de 2008.

Las primeras referencias a la contaminación de cultivos orgánicos con OGM se han registrado en Navarra en el año 2001, relacionadas con la presencia adventicia de rastros de OGM en granos de maíz en dos casos y en semillas de soja en otro. Las dos explotaciones para los tres los casos en cuestión, han plantado entre dos y cuatro ha de maíz orgánico cada una. En todos los casos las cosechas han perdido su calificación de orgánica, con el consiguiente perjuicio económico para los agricultores. A los cultivos de OGM que se producen en España habría que sumar un volumen mayor derivado de la importación, fundamentalmente de soja, destinada a la industria de piensos y de la alimentación humana. Desde 2004 es obligatorio etiquetar todos los productos que contengan OGM, pero apenas se encuentran productos etiquetados como OGM en los supermercados.

En este *maremagnum* de caos e insostenibilidad, la única solución viable, o al menos la única solución que aparentemente puede reducir los costes sociales, económicos y ambientales de los excesos de los agrosistemas industriales, es la agro-ecología, es decir la utilización de prácticas sostenibles en el aprovechamiento de los recursos naturales. Un planteamiento productivo sobre el que ya se reclamaba la atención, retomando postulados de décadas atrás, a finales del siglo pasado (Altieri 1999) y que considera que “*La agroecología va más allá de una mirada uni-dimensional de los agroecosistemas: de su genética, agronomía, edafología, etc. Esta abarca un entendimiento de los niveles ecológicos y sociales de la coevolución, la estructura y funcionamiento de los sistemas. La agroecología alienta a los investigadores a conocer de la sabiduría y habilidades de los campesinos y a identificar el potencial sin límite de re-ensamblar la biodiversidad a fin de crear sinergismos útiles que doten a los agroecosistemas de la capacidad de mantenerse o volver a un estado innato de estabilidad natural. El rendimiento sostenible de los agroecosistemas proviene del equilibrio óptimo de cultivos, suelos, nutrientes, luz solar, humedad y otros organismos coexistentes. El agroecosistema es sano y productivo cuando prevalece esta condición de equilibrio y buen crecimiento, y cuando las plantas de los cultivos son*

capaces de tolerar el stress y la adversidad. Las perturbaciones ocasionales se pueden superar mediante un agroecosistema vigoroso, el cual es lo suficientemente diverso y adaptable para recuperarse una vez que el stress ha pasado".

Bibliografía

- Aira Rodríguez, M.J. & Uzquiano, P. (1996). Análisis polínicos e identificación de carbones en necrópolis gallegas de época romana. En: A. Rodríguez Colmenero (Ed.): *Lucus Augusti I. El amanecer de una ciudad*: 47-53. A Coruña.
- Aira Rodríguez, M.J., Saa Otero, M.P. & Taboada Castro, T. (1989). Estudios paleobotánicos y edafológicos en yacimientos arqueológicos de Galicia. *Arqueoloxía Investigación* 4. Xunta de Galicia. Consellería de Cultura e Deportes. D.X. do Patrimonio Histórico e Documental. Servicio de Arqueoloxía.
- Alcaraz Ariza, F.J. & Penínado Lorca, M. (Eds.) (1987). *La vegetación de España*. Universidad de Alcalá de Henares. Alcalá.
- Alcaraz Martínez, E. (1932). *El clima y la agricultura*. Ed. Salvat.
- Allen, J.R.M., Huntley, B. & Watts, W.A. (1996). The vegetation and climate of northwest Iberia over the last 14.000 yr. *Journal of Quaternary Science* 11: 125-147.
- Altieri, M.A. (1999). *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. Editorial Nordan-Comunidad. Montevideo.
- Alvarez Arbesú, R. (2008). *La cubierta vegetal del litoral asturiano. Documentos 5. Jardín Botánico Atlántico*. Gijón.
- Alvarez Arbesú, R. & Fernández Prieto, J.A. (2000). Poblaciones silvestres de higueras, vides y olivos en la costa cantábrica. Consideraciones acerca de su origen. *Naturalia Cantabricae*. 1: 33-43.
- Amor Meilán, M. (1918-1927). *Historia de la provincia de Lugo*. Imprenta El Norte de Galicia. 8 vols. Lugo.
- An, C.B., Tang, L., Barton, L., & Chen, F.H. (2005). Climate change and cultural response around 4000 cal. yr B.P. in the western part of Chinese Loess Plateau. *Quaternary Research*, 63: 347-352.
- Archibald, O.W. (1995). *Ecology of World Vegetation*. Chapman & Hall. London.
- Areses, R. (1953). *Nuestros parques y jardines. Contribución al conocimiento de las plantas exóticas en España*. Galicia. Tomo 1. Pontevedra. Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Balboa López, X. (1990). *O monte en Galicia*. Edicións Xerais de Galicia. Vigo.
- Bao, R., Alonso, A., Delgado, C. & Pages, J.L. (2007). Identification of the main driving mechanisms in the evolution of a small coastal wetland (Traba, Galicia, NW Spain) since its origin 5700 cal. yr BP. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 247 (3-4): 296-312.
- Baro, F. (1927). Bosquejo de geografía forestal de la Península Ibérica. *Rapports du I Congrès International de Sylviculture (Rome)* 2: 70-125.
- Barros, C. (1988). *A mentalidade xusticeira dos irmandiños*. Edicións Xerais de Galicia. Vigo.
- Barros, C. (1996). *¡Viva el-Rei! Ensaio medievais*. Edicións Xerais de Galicia. Vigo.
- Bellot Rodríguez, F. (1968). La vegetación de Galicia. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 24:3-306.
- Beneyto Sanchis, R. (1955). Ensayo de concentración parcelaria en España. *Revista de Estudios Agrosociales*. 10: 65-87.
- Bolòs, O. de (1951a). Algunas consideraciones sobre las especies esteparias en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 445-
- Bolòs, O. de (1951b). El elemento fitogeográfico eurosiberiano en las sierras litorales catalanas. *Collect. Bot. (Barcelona)* 3(1): 1-42.
- Brosche, K.U. (1983). Die geomorphologisch-bodengeographische Deutung der pleistozänen Sedimente und der fossilen Böden an der Playa de Barañán (westl. La Coruña) und bei Cangas de Foz (Nord-Galicien). *Eiszeitalter u. Gegenwart*, 33: 95-117.
- Buxó, R. & Piqué, R. (2008). *Arqueobotánica: Los usos de las plantas en la Península Ibérica*. Ed. Ariel. Barcelona.
- Carabaza Bravo, J.M., García Sánchez, E., Hernández Bermejo, J.E., Jiménez Ramírez, A. (2004). *Árboles y arbustos del Al-Andalus*. CSIC. Madrid.
- Carrión, J.S. & Díez, M.J. (2004). Evolución de la vegetación mediterránea en Andalucía a través del registro fósil. En: C. Herrera (Ed.): *El Monte mediterráneo en Andalucía*: 21-28. Estación Biológica de Doñana. CSIC. Sevilla.
- Carrión, J.S. & Fernández, S. (2009). The survival of the natural potential vegetation concept or the power of tradition. *Journal of Biogeography* 36: 2202-2203.
- Carrión, J.S., Munnuera, M., Navarro, C., Burjachs, F., Dupré, M. & Walker, M.J. (1999). The palaeoecological potential of pollen records in caves: the case of Mediterranean Spain. *Quaternary Science Reviews* 18: 1061-1073.
- Carrión, J.S. Fuentes, N. González-Sampériz, P. Sánchez Quirante, L., Finlayson, J.C., Fernández, S. & Andrade, A. (2007). Holocene environmental change in a montane region of southern Europe. *Quaternary Science Review* 26 (11-12): 1455-1475.
- Carson, R. (1962). *Silent spring*. Houghton Mifflin Company. Boston.

- Casasayas, T. (1989). La flora al·lòctona de Catalunya: catàleg raonat de les plantes vasculars exòtiques que creixen sense cultiu al NE de la península Ibèrica. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Castroviejo, J.M. (1970). Galicia. Guía espiritual de una tierra. Espasa Calpe. Madrid.
- Castroviejo, S. (1990): Atriplex. En: S. Castroviejo, M. Laínz, G. López González, P. Montserrat, F. Muñoz Garmendia, J. Paiva & L. Villar (Eds.): Flora Iberica, vol. II: 503-513. Real Jardín Botánico de Madrid. CSIC. Madrid.
- Clements, F.E. (1904). The development and structure of vegetation. Botanical survey of Nebraska: studies in the vegetation of the state. The botanical seminar. Nebraska.
- Clements, F.E. (1916). Plant Succession: An analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington. Washington D.C.
- CLIMAP Project Members (1984). The last interglacial ocean. Quaternary Research 21: 123-224.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. (1977). Mechanisms of Succession in Natural Communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist, Vol. 111 (1982): 1119-1144.
- Cooper, W.S. (1926). The fundamentals of vegetation change. Ecology, 7: 391-413.
- Costa, M., García Antón, M., Morla, C. & Sáinz, H. (1990). La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. Ecología Fuera Serie nº 1: 31-58.
- Courty, M.A. (1998). The soil record of an exceptional event at 4000 B.P. in the Middle East. En: B.J. Peiser, T. Palmer & M.E. Bailey (Eds.): Natural catastrophes during Bronze Age civilisations: 93-108. Oxford.
- Crutzen, P.J. & Stoermer, E.F. (2000). The "Anthropocene". Global Change Newsletter 41: 17-18.
- Crutzen, P.J. (2005). Human impact on climate has made this the "Anthropocene Age". New Perspectives Quarterly 22(2): 14-16.
- Cullen, H.M., de Menocal, P.B., Hemming, S., Hemming, G., Brown, F.H., Guilderson, T. & Sirocko, F. (2000). Climate change and the collapse of the Akkadian empire: evidence from the deep sea. Geology 28(4): 379-382.
- Cunha, J., Teixeira Santos, M., Carneiro, L.C., Feveireiro, P. & Eiras-Dias, J.E. (2009). Portuguese traditional grapevine cultivars and wild vines (*Vitis vinifera* L.) share morphological and genetic traits. Genetic Resources and Crop Evolution 56(7): 975-989.
- Danin, A. (2004). *Arundo* (Gramineae) in the Mediterranean reconsidered. Willdenowia 34: 361-369.
- Danin, A., Raus, T. & Scholz, H. (2002). Contribution to the flora of Greece: a new species of *Arundo* (Poaceae). Willdenowia 32: 191-194.
- Danin, A. & Hadjikyriakou, G. (2004). *Arundo plinii* Turra in Cyprus. En: W. Greuter & Th. Raus (Eds.): Med-Checklist Notulae 22. Willdenowia 34: 78
- Danin, A., Domina, G. & Raimondo, F. M. (2005). Prime osservazioni ecologico-distributive su *Arundo collina* Ten. (Poaceae) in Italia. Informatore Botanico Italiano, 37(2): 1167-1170.
- Dantín Cereceda, J. (1912). Resumen fisiográfico de la Península Ibérica. Trabajos del Museo de Ciencias Naturales 9: 1-275.
- Dantín Cereceda, J. (1913). El relieve de la península ibérica: ensayo de un estudio geográfico-geológico sobre su constitución e interpretación. Imprenta Clásica Española. Madrid.
- Dantín Cereceda, J. (1922). Ensayo acerca de las regiones naturales de España. Tomo 1. Museo Pedagógico Nacional. Madrid.
- Darwin, C. (1859). On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life. John Murray. London.
- De Beaulieu, J.L., Pons, A. & Reille, M. (1988). Histoire de la flore et de la végétation du Massif Central (France) depuis la fin de la dernière glaciation. Cahiers de Micropaléontologie 3(4): 5-36.
- De Toda, F.M. & Sancha, J.C. (1999). Characterization of wild vines in La Rioja (Spain). American Journal of Enology and Viticulture 50(4): 443-446.
- Díaz Sanjurjo, M. (1904) Los Caminos Antiguos y el Itinerario No 18 de Antonio en la Provincia de Orense. Boletín de la Comisión Provincial de monumentos Históricos y artísticos de Orense. Ourense
- Díaz Varela, R.A., Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A. & Cillero Castro, C. (2010). Extent and characteristics of mire habitats in Galicia (NW Iberian Peninsula): implications for their conservation and management. En: J.C. Acevedo, M. Feliciano, J. Castro & M.A. Pinto (Eds.): Forest landscapes and global change: 194-199. Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference. Instituto Politécnico de Bragança (Portugal).
- Díaz-Fierros, F. (2001). ¿Foi o padre Salvado o introductor do Eucalipto en Galicia?. En: O Bispo dos sen alma. Frei Rosendo Salvado (1814-1900), unha misión en Australia: Exposición no centenario da súa morte. Consello da Cultura Galega. Santiago.
- Domènech, R., Vilà, M., Pino, J. & Gestí, J. (2005). Historical land-use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region. Global Change Biology 11: 1054-1064.
- Dopazo Martínez, A., Fernández Rodríguez, C. & Ramil-Rego, P. (1996). Arqueometría aplicada a yacimientos Galaico-romanos del NW Peninsular: valoración de la actividad agrícola y ganadera. En: P. Ramil-Rego, & C. Fernández Rodríguez (Eds.): Biogeografía Pleistocena-Holocena de la Península Ibérica: 317-332. Xunta de Galicia. Consellería de Cultura. Santiago de Compostela.

- Drury, W.H. & Nisbet, I.C.T. (1973). Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* 54: 331-368.
- Duarte, C.M. (Coord.). (2006). Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Colección Divulgación. CSIC. Madrid.
- Engler, A. & Drude, O. (1896) *Die Vegetation der Erde. Sammlung pflanzengeographischer Monographien*. W. Engelmann. Leipzig.
- Fábregas Valcarce, R., Fernández Rodríguez, C. & Ramil Rego, P. (1997). La adopción de la economía productora en el NW Ibérico. O Neolítico Atlántico e As Orixes do Megalitismo. Consello da Cultura Gallega. Universidad de Santiago.
- Fernández Merayo, J. (1991). Forxas hidráulicas, mazos ou machucos no norte galego: arquitectura, síntese histórica, e análise do artilluxio mecánico. Edición do Castro. Sada (A Coruña).
- Fernández Rodríguez, C. (2003). Ganadería, caza y animales de compañía en la Galicia romana: estudio arqueozoológico. *Brigantium* 15: 1-238.
- Fernández Rodríguez, C. (2005). La arqueozoología en el noroeste de la Península Ibérica: Historia de las investigaciones. *Munibe* 57: 511-523.
- Fernández Rodríguez, C. (2006). De humanos y carnívoros: la fauna de macromamíferos de la cueva de A Valiña (Castroverde, Lugo). *Zona Arqueológica* 7 (1): 290-303.
- Fernández Rodríguez, C., Ramil Rego, P., Martínez Cortizas, A., Rey Salgado, J.M. & Peña Villamide, P. (1993). La cueva de A Valiña (Castroverde, Lugo): Aproximación estratigráfica, paleobotánica y paleontológica al ambiente de una secuencia del Paleolítico Superior inicial de Galicia. Estudios sobre el Cuaternario. Medios sedimentarios, cambios ambientales y hábitat humano: 159-165. Universidad de Valencia.
- Fernández Rodríguez, C., Ramil Rego, P. & Martínez Cortizas, A. (1995). Characterization and depositional evolution of hyaena (*Crocota crocuta*) coprolites from La Valina Cave (Northwest Spain). *Journal of Archaeological Science* 22(5): 597-607.
- Fernández Rodríguez, C., Ramil Rego, P. & Rodríguez López, C. (1998). La dieta alimenticia desde la prehistoria a la Edad Media en el Noroeste Ibérico. En: Morte e sociedade no Noroeste Peninsular. Un percorrido pola Galicia cotiá: 277-312. VII Semanas Galegas de Historia. Asociación Galega de Historiadores. Santiago.
- Ferrás, C., Macía, X.C., García, M.Y., Armas, F.X. (2004). El minifundio sostenible como un nuevo escenario para la economía gallega. *Revista Galega de Economía* 13 (1-2): 1-25.
- Figueiral, I. & Carcaillet, C. (2005). A review of Late Pleistocene and Holocene biogeography of highland Mediterranean pines (*Pinus* type *sylvestris*) in Portugal, based on wood charcoal. *Quaternary Science Review* 24 (23-24): 2466-2476.
- Figueiral, I., Bouby, L., Buffat, L., Petitot, H., Terral, J.-F. (2010). Archaeobotany, vine growing and wine producing in Roman Southern France: The site of Gasquino (Béziers, Hérault). *Journal of Archaeological Science* 37: 139-149.
- Follieri, M., Giardini, M., Magri, D. & Sadori, L. (1998). Palynostratigraphy of the last glacial period in the volcanic region of Central Italy. *Quaternary International* 47/48: 3-20.
- Franco Múgica, F., García, M., Maldonado, J., Morla, C., Sainz, H., (2001). The Holocene history of *Pinus* forests in the Spanish northern meseta. *Holocene* 11(3): 343-358.
- Gafo, J. (Edit.). (2001). Aspectos científicos, jurídicos y éticos de los transgénicos. Universidad Pontificia de Comillas. Madrid.
- Gallardo Carril, J., Pérez Richard, E.S., Ramos Martínez, F. & Ortiz Espinosa, C. (2004). Últimos hallazgos arqueológicos en la Calle Cova de Lorca: del siglo XX al calcolítico. *Alberca* 2: 89-104.
- García Antón, M., Maldonado, J., C.M. & Sáinz Ollero, H. (2002). Fitogeografía histórica de la península Ibérica. En: F. Pineda, J. De Miguel & M. Casado (Eds.): La diversidad biológica de España: 45-63. Prentice Hall. Madrid.
- García Sánchez, E. (2010). La producción frutícola en al-Andalus: un ejemplo de biodiversidad. *Estudios Avanzados* 16: 51-70.
- Gausson, H. (1948). Carte de la végétation de la France, feuille 78, Perpignan, au 1/200000. CNRS Toulouse.
- Gaute, V., Jorunn, L., Wenche, E., Pelgar, S.M., Birks, H. & John, B. (2005). Holocene environmental history and climate of Ratasjoen, a low-alpine lake in south-central Norway. *Journal of Paleolimnology* 33(2): 129-153.
- Géhu J.M. & Rivas-Martínez, S. (1981). Notions fondamentales de Phytosociologie. En: Tüxen, R. (Ed.): Syntaxonomie. Ber. Int. Sympos. Int. Ver. Veg.kde. 1977: 5-33. Cramer. Vaduz.
- Germer, R. (1985). Flora Des Pharaonischen Agypten. Sonderschrift / Deutsches Archäologisches Institut, Abteilung Kairo.
- Gil, L. (2008): Pinares y rodiales. La diversidad que no se ve. Discurso del académico electo leído en el acto de su recepción pública el día 23 de septiembre 2008 y contestación del académico Excmo. Sr. José Alberto Pardos Carrión: 7-191. Real Academia de Ingeniería. Madrid.
- Gil, L. (2009). Una desmedida devoción por los matorrales (o por qué estabilizar el paisaje humanizado). 5º Congreso Forestal Español. Avila 21/25 setiembre 2009. Conferencias. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Gilmore, D.W. (1999). Historical review and current models of forest succession and interference. En: Interjit, K.M., M. Dakshini, & C. L. Foy (Eds.) *Principals and Practices in Plant Ecology*: 237-251. CRC Press LLC. Boca Raton, Florida.
- Gleason, H.A. (1917). The structure and development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 44: 463-481.

- Gleason, H.A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26.
- Gleason, H.A. (1927). Further Views on the Succession-Concept. *Ecology* 8: 299-326.
- Gleason, H.A. (1939). The individualistic concept of the plant association. *The American Midland Naturalist* 21: 92-110.
- Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (1992). *Plant Succession: theory and prediction*. Chapman & Hall. London.
- Gómez Manzaneque, F. (Coord.)(1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta. Barcelona.
- Gómez Ortiz, A. & Pérez Alberti, A. (1998). Las huellas glaciares de las montañas españolas. Servicio de Publicacións. Universidade de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Gómez Ortiz, A. & Vieira, G.T. (2006). La investigación en geomorfología periglacial en España y Portugal. *Evolución reciente y estudios actuales*. Finisterra XLI, 82: 119-137.
- Gómez-Orellana, L. (2002). *El último Ciclo Glaciar-Interglaciar en el litoral del NW ibérico: Dinámica climática y paisajística*. PhD thesis, University of Santiago de Compostela, Lugo, Spain.
- Gómez-Orellana, L., Ramil-Rego, P. & Muñoz Sobrino, C. (1997). Una nueva secuencia polínica y cronológica para el depósito pleistoceno de Mougás (NW de la Península Ibérica). *Revue de Paléobiologie* 17 (1): 35-47.
- Gómez-Orellana, L., Ramil-Rego, P. & Muñoz Sobrino, C. (2007). The Würm in NW Iberia, a pollen record from Area Longa (Galicia). *Quaternary Research* 67: 438-452.
- González Pérez, C. (1994). *A produción tradicional do ferro en Galicia. As grandes ferrerías da provincia de Lugo*. Servicio de Publicacións. Deputación Provincial de Lugo.
- González-Álvarez, R., Bernárdez, P., Pena, L.D., Francés, G., Prego, R., Diz, P. & Vilas, F. (2005). Paleoclimatic evolution of the Galician continental shelf (NW of Spain) during the last 3000 years: from a storm regime to present conditions. *Journal of Marine Systems* 54: 245-260.
- González-Sampériz, P., Utrilla, P., Mazo, C., Valero-Garcés, B., Sopena, M.C., Morellón, M., Sebastián, M., Moreno, A. & Martínez-Bea, M. (2009). Patterns of human occupation during the early Holocene in the Central Ebro Basin (NE Spain) in response to the 8.2 ka climatic event. *Quaternary Research* 71: 121-132.
- Granger, E., Dantín Cereceda, J. & Izquierdo Croselle, J. (1929). *Nueva Geografía Universal*. 3 vols. Espasa Calpe. S.A. Madrid.
- Gribbin, J. & Lamb, H.H. (1978). Climatic Change in Historical Times. En: J. Gribbin (Ed.): 68-82. *Climatic Change*. Cambridge University Press. Cambridge. England.
- Grime, J.P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & sons. New York.
- Grubb, P.J. & Hopkins, A.J.M. (1986). Resilience at the level of the plant community. En: Dell, B., Hopkins, A.J.M. & Lamont, B.B. (Eds.). *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*: 135-145. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster.
- GTU (Grupo de Trabajo del Urogallo)(2004). *Estrategia para la conservación del Urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Gutián Rivera, L. (1993): *Sistemas de utilización del espacio y evolución del paisaje en las sierras orientales de Lugo*. En: A. Pérez Alberti, Guitián Rivera, L. & Ramil Rego, P. (Eds.): *La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos*: 211-224. Consellería de Relacións Institucionais e Portavoz do Goberno. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Haslam, S.M. (1972). *Phragmites communis* Trin. *Journal of Ecology* 60: 585-610.
- Henneberg, J.M. (1983). E. Huguet del Villar (1871-1951), en la ciencia española contemporánea. *Llull* 5: 77-86
- Hernández Pacheco, E. (1934). *Síntesis fisiográfica y geológica de España*. Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales 38: 1-584.
- Herrera, M. & Campos, J.A. (2006). *El carrizo de la Pampa (*Cortaderia selloana*) en Bizkaia*. Guía práctica para su control. Universidad del País Vasco/Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia.
- Hoelzmann, P., Keding, B., Berke, H., Kröpelin, S. & Krusec, H.J. (2001). Environmental change and archaeology: lake evolution and human occupation in the Eastern Sahara during the Holocene. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 169 (3-4): 193-217.
- Horn, H.S. (1981). Some causes of variety in patterns of secondary succession. En: D.C. West, H.H. Sugart & Botkin, D.B. (Eds.). *Forest succession concepts and application*. Springer-Verlag. New York.
- Huguet del Villar (1925). Avance geogobánico sobre la pretendida estepa central de España. *Ibérica* 576: 281-283.
- Huguet del Villar, E. (1929). *Geobotánica*. Editorial Labor. Barcelona.
- Huguet del Villar, E. (1931). *El suelo*. Biblioteca Agrícola Salvat. Barcelona.
- Huguet del Villar, E. (1935). *La reacción del suelo, su medida y su significación*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Huguet del Villar, E. (1937). *Los suelos de la Península Lusobérica*. Edición bilingüe. Thoma Mörby and Co. Madrid & London. (memoria publicada en 1937 y mapa en 1938).
- Huntley, B. & Birks, H.J.B. (1983). *An Atlas of Past and Present Pollen Maps for Europe 0-13,000 Years Ago*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Huntley, B. (1991). How Plants Respond to Climate Change: Migration rates, individualism and the consequences for plant communities. *Annals of Botany* 67(1): 15-22.

- IPCC (2007). Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA,
- Iriarte, M., Muñoz Sobrino, C., Ramil Rego, P. & Rodríguez Guitián, M.A. (2001). Análisis palinológico de la turbera de San Mamés de Abar (Burgos). En: M. Fombella, D. Fernández & R. Valencia (Eds.): *Palinología: Diversidad y Aplicaciones*: 87-93. Servicio de Publicaciones. Universidad de León. León.
- Iriarte, M., Muñoz Sobrino, C., Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M., (2001). Análisis palinológico de la turbera de San Mamés de Abar (Burgos). En: M. Fombella, D. Fernández, & R. Valencia (Eds.): *Palinología: diversidad y aplicaciones*: 8793. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. León.
- Iriarte, M.J., Ramil-Rego, P. & Muñoz-Sobrino, C. (2003). El registro postglaciar de dos turberas situadas en el Norte de la provincia de Burgos. *Polen* 13: 55-68.
- Iversen, J. (1941). Landman i Danmarks Stenalder. *Danmarks Geologiske Undersøgelse II*. Raekke 66: 7-68
- Iversen, J. (1956). Forest clearance in the Stone Age. *Scientific American*: 194: 36-41.
- Izco, J. (1987). Galicia. En: M. Peinado Lorca & S. Rivas Martínez. (Eds.): *La vegetación de España*: 385-418. Secretaría General. Servicio de Publicaciones. Universidad de Alcalá de Henares. Alcalá de Henares.
- Izco, J. & Ramil Rego, P. (Coords.)(2001). Análisis y valoración de la Sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la Directiva Hábitat en Galicia. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Santiago.
- Izco, J., Amigo, J. & García San León, D. (1999). Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa* 20: 29-47.
- Izco, J., Amigo, J., Ramil-Rego, P., Díaz, R. & Sánchez, J.M. (2006). Brezales: biodiversidad, usos y conservación. *Recursos Rurais* 2: 5-24.
- Jalut, G., Esteban Amat, A., Bonnet, L., Gauquelin, T. & Fontugne, M. (2000). Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to southeast Spain. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 160 (3-4): 255-290.
- Jones, P.D. & Mann, M.E. (2004). Climate Over Past Millennia. *Reviews of Geophysics* 42 (2): 1-42.
- Jones, P.D., Briffa, K.R., Barnett, T.P. & Tett, S.F.B. (1988). High-resolution palaeoclimatic records for the last millennium: interpretation, integration and comparison with general circulation model control-run temperatures. *The Holocene* 8: 455-471.
- Karl, T.R., Hasso, S.J., Miller, Ch.D. & Murray, W.L. (2006). *Temperature Trends in the Lower Atmosphere: Steps for Understanding and Reconciling Differences*. A Report by the Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. Washington, DC. USA.
- Lamas, S. & Rozas, V. (2007). Crecimiento radial de las principales especies arbóreas de la isla de Cortegada (Parque Nacional de las Islas Atlánticas) en relación con la historia y el clima. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16(1): 3-14.
- Lauenroth, W.K. & Burke, I.C. (2008). *Ecology of the Shortgrass Steppe: A Long-Term Perspective* (Long-Term Ecological Research Network). Oxford University Press.
- Leroi-Gourhan, Arl. & Girard, M. (1979). Chronologie pollinique de quelques sites préhistoriques à la fin des temps glaciaires. En: *La fin des temps glaciaires en Europe*: 583-588. Colloque CNRS n° 271. Talence, mai 1977.
- Leroi-Gourhan, Arl. & Renault-Miskovsky, J. (1977). La palynologie appliquée à l'Archéologie, in *Approche écologique de l'Homme fossile*, chap. 3, Paléobotanique, supplément au Bulletin de l'Association française pour l'étude du Quaternaire 47: 35-49.
- López Sabatel, J.A. (2008). Paisaje agrario y prácticas agrícolas en la Ribeira Sacra (Galicia) durante los siglos XIV y XV. *Anuario de Estudios Medievales* 38 (1): 213-234.
- Magny, M. (2004). Holocene climate variability as reflected by mid-European lakelevel fluctuations and its probable impact on prehistoric human settlements. *Quaternary International* 113 (1): 65-79.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36-71.
- Margalef, R. (1963). On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist* 97: 357-374.
- Margalef, R. (1968). *Perspectives in Ecological Theory*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois. USA.
- Margalef, R. (1997). Our Biosphere. En: O. Kinne (Ed.): *Excellence in Ecology Series*. Ecology Institute. Oldendorf. Germany.
- Mariani, C., Cabrini, R., Danin, A., Piffanelli, P., Fricano, A., Gomarasca, S., Dicandilo, M., Grassi, F. & Soeve, C. (2010). Origin, diffusion and reproduction of the giant reed (*Arundo donax* L.): a promising weedy energy crop. *Annals of Applied Biology* 157 (2): 191-202.
- Martín Seijo, M. & Teira Brión, A. (2010). Análise dos restos arqueobotánicos das saíñas do Areal (Vigo, Pontevedra). En: M. Martín Seijo, A. Rico Rey, A. Teira Brión, I. Picón Platas, I. García González, E. Abad Vidal (Eds.): *Guía de Arqueobotánica*. Xunta de Galicia.

- Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E., Moares Domínguez, C. & Ramil Rego, P. (1993). Suelos de montaña y ciclos de estabilidad-inestabilidad de las vertientes en Galicia (N.O. de España). En: A. Pérez-Alberti, L. Guitián Rivera & P. Ramil-Rego (Eds.): La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los caminos Jacobeos: 107-123. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Martínez Cortizas, A. & Costa Casais, M. (1997). Indicios de variaciones del nivel del mar en la Ría de Vigo durante los últimos 3000 años. *Gallaecia* 16: 23-47.
- Mary, G., Medus, J. & Delibrias, G. (1975). Le Quaternaire de la cote Asturienne (Espagne). *Bulletin de l'Association française pour l'Etude du Quaternaire* 1: 13-23.
- Mary, G., Medus, J. & Delibrias, G. (1977). Documents sur l'évolution de la flore du Littoral Nord Espagnol au Würm. *Recherches Françaises sur le Quaternaire. INQUA 1977. Supplément au Bulletin AFEQ.* 1. 50: 23-31.
- Medina Santamaría, R. (2006). El impacto del cambio climático en las zonas costeras españolas. *Ambienta* 57: 26-32.
- Menéndez Amor J. & Florschütz, F. (1959). Algunas noticias sobre el ambiente en que vivió el hombre en dos zonas de ambas Castillas durante el Gran Interglacial. *Estudios Geológicos* 15: 278-282.
- Menéndez Amor, J. & Florschütz, F. (1961). Contribución al conocimiento de la historia de la vegetación en España durante el Cuaternario. *Estudios Geológicos* 17: 83-999.
- Menéndez Amor, J. & Florschütz, F. (1962). Un aspect de la végétation en Espagne meridionale durant la dernière glaciation et l'Holocène. *Géologie en Mijnbou* 41: 131-134.
- Menéndez Amor, J. & Florschütz, F. (1963). Sur les éléments steppiques dans la végétation quaternaire de l'Espagne. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 61: 121-133.
- Menéndez García, M., Tomás Sampedro, A., Méndez Lucena, F., Medina Santamaría, R. & Losada Rodríguez, I. (2004). Bases de datos de oleaje y nivel del mar, calibración y análisis: el cambio climático en la dinámica marina en España. En: J.C. García Codron, C. Diego Liaño, P. Fernández de Arróyabe Hernández, C. Garmendia Pedraja & D. Rasilla Álvarez (Coords.): El clima, entre el mar y la montaña: 155-164. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC), Serie A, nº 4. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cantabria. Santander.
- Merino, B. (1895). Algunas plantas raras que crecen espontáneamente en las cercanías de La Guardia (Pontevedra). *Tipográfica Regional. Tui* (Pontevedra).
- Merino, B. (1905-1909). Flora descriptiva e ilustrada de Galicia. 3 vols. *Tipografía Galaica. Santiago* (A Coruña).
- Miles, J. (1987). Vegetation succession: past and present perceptions. En: A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (Eds.): Colonization, succession and stability: 1-29. Blackwell. Oxford.
- MMA (2005). Evaluación preliminar en España de los impactos del cambio climático. Documento final. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2007). El cambio climático en España, Estado de situación. Documento resumen, noviembre de 2007. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Montoya Oliver, J.M. (1995). El eucalipto. Ed. Mundi Prensa. Madrid.
- Montserrat Martí, J.M. (1992). Evolución glacial y posglacial del clima y la vegetación en la vertiente Sur del Pirineo: Estudio palinológico. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología nº 6. Jaca (Huesca).
- Muñoz Sobrino, C. (2001). Cambio climático y dinámica del paisaje en las montañas del noroeste de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P. & Rodríguez Guitián, M. (1997). Upland vegetation in the north-west Iberian peninsula after the last glaciation: forest history and deforestation dynamics. *Vegetation History and Archaeobotany* 6: 215-233.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P. & Rodríguez Guitián, M. (2001). Vegetation in the mountains of northwest Iberia during the last glacial-interglacial transition. *Vegetation History and Archaeobotany* 10: 7-21.
- Muñoz Sobrino C., Ramil-Rego P. & Gómez-Orellana L. (2004). Vegetation of the Lago de Sanabria area NW Iberia since the end of the Pleistocene. a palaeoecological reconstruction on the basis of two new pollen sequences. *Vegetation History and Archaeobotany* 131: 1-22.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P., Gómez-Orellana, L. & Díaz Varela, R. (2005). Palynological data on major Holocene climatic events in NW Iberia. *Boreas* 34: 381-400.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P. & Gómez-Orellana, L. (2007). Late Würm and early Holocene in the mountains of northwest Iberia: biostratigraphy, chronology and tree colonization. *Vegetation History and Archaeobotany* 16 (4): 223-240.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P., Gómez-Orellana, L., Ferreiro da Costa, J. & Díaz Varela, R. (2009). Climatic and human effects on the post-glacial dynamics of *Fagus sylvatica* L. in NW Iberia. *Plant Ecology* 203: 317-340.
- Muñoz Sobrino, C., García-Gil, S., Iglesias, J., Martínez Carreño, N., Ferreiro da Costa, J., Díaz Varela, R. A. & Judd, A. (2012). Environmental change in the Ría de Vigo, NW Iberia, since the mid-Holocene: new palaeoecological and seismic evidence. *Boreas* 10 (en prensa).
- Murguía (1888). Historia de Galicia. A Coruña.
- Noble, I.R. & Slatyer, R.O. (1980). The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.

- Nonn, H. (1966). Les régions cotières de la Galicie (Espagne). Etude géomorphologique. Publications de la Faculté des Lettres de l'Université de Strasbourg. Foundation Baulig.
- NRC (2006). Surface temperature reconstructions for the last 2,000 years. National Academy Press. Washington DC.
- Ocete, R., López, M.A., Gallardo, A. & Arnold, C. (2008). Comparative analysis of wild and cultivation grapevine (*Vitis vinifera*) in the Basque Region of Spain and France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123 (1-3): 95-98.
- Odum, E. (1953). *Fundamentals of ecology*. Philadelphia, Saunders.
- Odum, E. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science, new series*, 164 (3877): 262-270.
- Odum, E. & Barrett, G.W. (2006). *Fundamentos de ecología*. 5ª ed. Thomson.
- Oliver, C.D. 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3: 153-168.
- Ollendorf, A.L., Mulholland, S.C., Rapp, G.J. (1988). Phytolith analysis as a means of plant identification: *Arundo donax* and *Phragmites communis*. *Annals of Botany* 61: 209-214.
- Onega López, J.R. (1986). Odoario el africano (la colonización de Galicia en el siglo VIII). Edición do Castro. Sada.
- Ortega Munilla, J. (1887). *Mares y montañas*. Imprenta de Fortanet. Madrid.
- Otero Pedrayo, R. (1926). *Guía de Galicia*. Editorial Galaxia. Vigo.
- Ozenda, P. (1963). Principes et objectifs d'une cartographie de la végétation des Alpes à moyenne échelle. Documents pour la carte de la végétation des Alpes, Grenoble, n°1: 5-18.
- Ozenda, P. (1964). Carte des principaux types de végétation de la France. *Biogéographie végétale*. Éditions Doin. Paris.
- Peinado Lorca, M. & Martínez Parra, J.M. (1985). El paisaje vegetal de Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.
- Peña-Chocarro, L. & Zapata Peña, L. (1997). Higos, ciruelas y nueces: aportación de la arqueobotánica al estudio del mundo romano. *Isturitz* 9: 679-690.
- Peña-Chocarro, L. & Zapata Peña, L. (2005). Trade and new plant foods in the Western Atlantic Coast: The Roman Port of Irun (Basque Country). En: M.M. Urteaga Artigas & M.J. Noaia Maura (Eds.): *Mar Exterior. El Occidente Atlántico en época romana: 167-175*. Escuela Española de Historia y Arqueología en Roma-CSIC. Roma.
- Peñalba, M.C. (1989). Dynamique de la végétation tardiglaciaire et holocene du Centre-Nord de l'Espagne d'après l'analyse pollinique. These. Université d'Aix, Marseille III.
- Peñalba, M.C. (1994). The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology* 82: 815-832.
- Pérez Alberti, A. & Ramil-Rego, P. (1997). La evolución bioclimática y sus consecuencias: el ejemplo de los paleopaisajes del Cuaternario en Galicia. *Gallaecia* 14/15: 31-66.
- Pérez Alberti, A. & Rodríguez Guitián, M.A. (1993). Formas y depósitos de macroclastos y manifestaciones actuales de periglacialismo en las Sierras Orientales de Galicia. En: A. Pérez Alberti, L. Guitián Rivera, & P. Ramil Rego (Eds.): *La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos: 91-105*. Consellería de Relacións Institucionais e Portavoz do Goberno. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela (A Coruña, España).
- Pérez Alberti, A., Rodríguez Guitián, M.A. & Valcárcel Díaz, M. (1993). Las formas y depósitos glaciares en las Sierras Orientales y Septentrionales de Galicia (NW Península Ibérica). En: A. Pérez Alberti, L. Guitián Rivera, & P. Ramil Rego (Eds.): *La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos: 61-90*. Consellería de Relacións Institucionais e Portavoz do Goberno. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela (A Coruña, España).
- Pérez Muñuzuri, V., Fernández Cañamero, M. & Gómez Gesteira, J.L. (2009). Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. Santiago.
- Petit, J.R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N.I., Branola, J.M., Basile, I., Benders, M., Chappellaz, J., Davis, M., Delayque, G., Delmotte, M., Kotlyakov, V.M., Legrand, M., Lipenkov, V.Y., Lorius, C., Pépin, L., Ritz, C., Saltzman, E. & Stievenard, M. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399: 429-436.
- Phillips, J.F.V. (1931). The biotic community. *Journal of Ecology* 19: 1-24.
- Phillips, J.F.V. (1934). Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part I. *Journal of Ecology* 22: 554-571.
- Phillips, J.F.V. (1935a). Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part II. Development and the climax. *Journal of Ecology* 23: 210-246.
- Phillips, J.F.V. (1935b). Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part III. The complex organism: conclusions. *Journal of Ecology* 23: 488-508.
- Pickett, S.T.A. (1980). Non-equilibrium coexistence of plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 107: 238-248.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. San Diego, CA.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L. & Armesto, J.J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review* 53: 335-371.

- Pollman, B., Jacomet, S. & Schlumbaum, A. (2005). Morphological and genetic studies of waterlogged *Prunus* species from the Roman vicus Tasgetium. *Journal of Archaeological Science* 32(10): 1471-1480.
- Pons, A. & Reille, M. (1988). The Holocene- and Upper Pleistocene pollen record from Padul (Granada, Spain): a new study. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 66: 243-263.
- Popiela, A. & Lysko, A. (2010). The distribution of *Elatine macropoda* Guss. (Elatinaceae). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 79(1): 81-86.
- Precioso Arévalo, M.L. (2004a). Estudio de los macrorrestos paleobotánicos en Murcia. 2.- Las plantas recolectadas y sinantrópicas. *Revista ArqueoMurcia* 2: 1-28.
- Precioso Arevalo, M.L. (2004b). El desarrollo de la agricultura en Lorca a través de los restos paleobotánicos. Estado de la cuestión. *Alberca* 2: 27-38.
- Ramil-Rego, P. (1990). Estudio palinológico en abrigos rocosos de Coto Valdoinferno y Valle de Arnela (Lugo). Memoria de Licenciatura. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P. (1992). La vegetación cuaternaria de las Sierras Septentrionales de Lugo a través del análisis polínico. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Ramil Rego, P. (1993a). Análisis polínico de los niveles wurmienses de la Cueva de la Valiña (Castroverde, Lugo, Galicia). *Anales de la Asociación de Palinólogos de Lengua Española (APLE)* 6: 71-81.
- Ramil Rego, P. (1993b). Paleoetnobotánica de yacimientos arqueológicos holocenos de Galicia (N.O. Cantábrico). *Munibe* 45: 165-174.
- Ramil Rego, P. (Coord.). (2008). Os hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Tomo 1.- Descripción e Valoración Territorial. Tomo 2.- Fichas descriptivas. Serie Monografías. IBADER. Lugo.
- Ramil-Rego, P. & Aira, M.J. (1993). A paleocarpological study of Neolithic and Bronze age levels of the Buraco da Pala rock-shelter (Bragança, Portugal). *Vegetation History and Archaeobotany* 2: 163-172.
- Ramil-Rego, P. & Domínguez Conde, J. (Coords.)(2006). A Lagoa de Cospeito. Historia e vida dun humidal chairgo. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P & Fernández Rodríguez, C. (Coords.)(1996). Monografía Férvedes 2: Arqueometría y paleoecología del Norte de la Península Ibérica: Cambios naturales y perturbaciones antrópicas: 1-216. Museo de Prehistoria e Arqueoloxía de Vilalba.
- Ramil Rego, P. & Fernández Rodríguez, C. (1999). La explotación de los recursos alimenticios en el Noroeste Ibérico. En: M.V. García Quintela (Eds.): *Mitología y mitos de la Hispania Prerromana III*: 296-319. Akal. Madrid.
- Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M. & Rodríguez Oubiña, J. (1996a). Valoración de los humedales continentales del NW Ibérico: Caracterización hidrológica, geomorfológica y vegetacional de las turberas de las Sierras Septentrionales de Galicia. En: A. Pérez Alberti & A. Martínez Cortizas (Eds.): *Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucenses: 165-187*. Monografías GEP nº 1. Servicio Publicaciones. Diputación Provincial de Lugo. Lugo.
- Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M. & Muñoz Sobrino, C. (1996b). Distribución génesis y caracterización botánica de las turberas ombrotóficas de Galicia. *Actas XII Biental de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. 253-256.
- Ramil Rego, P., Dopazo, A. & Fernández Rodríguez, C. (1996c). Cambios en las estrategias de explotación de los recursos vegetales en el Norte de la Península Ibérica. Monografía Férvedes: Arqueometría y paleoecología del Norte de la Península Ibérica: Cambios naturales y perturbaciones antrópicas: 169-188. Museo de Prehistoria e Arqueoloxía de Vilalba (Lugo).
- Ramil Rego, P., Muñoz Sobrino, C., Rodríguez Guitián, M.A. & Gómez Orellana, L. (1998a). Differences in the vegetation of the North of the Iberian Peninsula during the last 16,000 years. *Plant Ecology* 138: 41-62.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A. & Muñoz Sobrino, C. (1998b). Sclerophyllous vegetation dynamics in the North of the Iberian peninsula during the last 16,000 years. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 335-351.
- Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A., Muñoz Sobrino, C. & Gómez Orellana, L. (2000). Some considerations about the postglacial history and recent distribution of *Fagus sylvatica* in NW Iberian Peninsula. *Folia Geobotanica* 35(3): 241-271.
- Ramil-Rego, P., Iriarte, M.J., Muñoz Sobrino, C. & Gómez Orellana, L. (2005/2006). Cambio climático y dinámica temporal del paisaje y de los hábitats en las ecorregiones del NW de la Península Ibérica durante el Pleistoceno superior. *Munibe* 57(1): 537-551.
- Ramil-Rego, P., Gómez Orellana, L. & Muñoz Sobrino, C. (2008). Paleoclimatología. En: F. Díaz Fierros (Coord.): *Historia de meteorología e da climatología de Galicia*: 109-142. Consello da Cultura Gallega. Santiago.
- Ramil Rego, P., Gómez-Orellana, L., Muñoz-Sobrino, C., García-Gil, S., Iglesias, J., Pérez Martínez, M., Martínez Carreño, N. & de Nóvoa Fernández, B. (2009). Cambio climático y dinámica del paisaje en Galicia. *Recursos Rurais* 5: 21-47.
- Reille, M., Andrieu, V., De Beaulieu, J.L., Guenet, P. & Goeury, C. (1998). A long pollen record from Lac du Bouchet, Massif Central, France: for the period ca 325 to 100 ka BP. (OIS 9c to OIS 5e). *Quaternary Science Reviews* 17: 1107-1123.
- Reyes Prósper, E. (1915). Las estepas de España y su vegetación. *Est. Tip. Sucesores de Rivadeneyra*. Madrid.

- Rico Boquete, E. (1995a). El rechazo de una opción conservacionista e integradora. Galicia en el Plan General de Repoblación Forestal de España de 1939. Noticiario de Historia Agraria 9: 155-173.
- Rico Boquete, E. (1995b). Política forestal e repoboações en Galicia (1941-1971). Servicio de Publicaciones. Universidad de Santiago. Santiago de Compostela.
- Rico Boquete, E. (2000). Política forestal y conflictividad social en el Noroeste de España durante el Primer Franquismo, 1939-1959. Historia social 38: 117-140.
- Rico Boquete, E. (2004). Les reboisements en Espagne, 1875-1975. En: A. Corvol-Dessert. (Ed.): Les forêts d'Occident. Du Moyen Age à nos jours. Presses Universitaires du Mirail. Toulouse.
- Rico Boquete, E. (2008). Las Diputaciones y la política forestal, 1925-1936. La repoblación forestal en las provincias de Madrid y Pontevedra. Ayeres en discusión: temas clave de Historia Contemporánea hoy. [Recurso electrónico].
- Rigueiro Rodríguez, A. (2002): Bosques a masas arborizadas de Galicia. En: F. Díaz-Fierros (Coord.): Proxecto Galicia-Natureza: Tomo XLIII (Botánica III): 431-471. Hércules de Ediciones, S.A. A Coruña.
- Riley, D. & Young, A. (1968). World Vegetation. Cambridge University Press.
- Rivas Martínez, S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España E 1: 400.000. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Rivas-Martínez, S. (2007): Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Parte 1. Itinera Geobotanica 17: 1-222.
- Rivas-Martínez, S. (2011): Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Parte 2. Itinera Geobotanica 18. 2 vols.
- Rivera Núñez, D. & Walker, M.J. (1989). A review of palaeobotanical findings of early *Vitis* in the mediterranean and of the origins of cultivated grape-vines, with special reference to new pointers to prehistoric exploitation in the western Mediterranean. Review of Palaeobotany and Palynology 61 (3-4): 205-237.
- Roberts, N., Lamb, H.F., El Hamouti, N. & Barker, P. (1994): Abrupt Holocene Hydroclimatic events: Palaeolimnological evidence from North-West Africa. En: Millington, A.C. & Pye, K. (Eds.). Environmental change in drylands: Biogeographical and Geomorphological perspectives: 163-175. John Wiley & Sons. Chichester. Great Britain.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974). Das Schilfrohr. *Phragmites communis* Trinius. Stuttgart.
- Rodríguez Colmenero, A. (1996) (Coord.). Lucus Augusti. I. El Amanecer de una Ciudad. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña.
- Rodríguez Dacal, C. & Izco, J. (1994). El jardín de los pazos gallegos: espacio de recreo y fuente de recursos. Asociación de Antiguos Alumnos de la Facultad de Farmacia. Santiago.
- Rodríguez Guitián, M. A. & Guitián Rivera, J. (1993). El piso subalpino en la Serra dos Ancares: condicionantes geomorfológicos y climáticos de la distribución de las comunidades vegetales. En: A. Pérez Alberti, L. Guitián Rivera & P. Ramil-Rego (Eds.): La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos: 165-181. Xunta de Galicia. Santiago.
- Rodríguez Guitián, M.A. & Guitián Rivera, J. (1994). Manifestaciones de periglaciario actual en la Serra dos Ancares (Cordillera Cantábrica Occidental): Influencia sobre el desarrollo de la vegetación. Actas de la IIIª Reunión Nacional de Geomorfología, Tomo I: 227-239. Logroño.
- Rodríguez Guitián, M.A. & Ramil Rego, P. (2008). Fitogeografía de Galicia (NW Ibérico): análisis histórico y nueva propuesta corológica. Recursos Rurais 4: 19-50.
- Rodríguez Guitián M.A., Guitián Rivera, & J. Pérez Alberti, A. (1996a). Evolución reciente de la cubierta vegetal y de los usos del territorio en el Valle del Río Ortigal (Reserva Nacional de Caza de Os Ancares). En: A. Pérez Alberti & A. Martínez Cortizas (Coord.): Avances en la reconstrucción paleoambiental de las áreas de montaña lucenses. Monografías G.E.P. nº1: 189-215. Servicio de Publicaciones. Diputación Provincial de Lugo. Lugo.
- Rodríguez Guitián M.A., Pérez Alberti, A. & Guitián Rivera, J. (1996b). Modificaciones antrópicas del límite superior del bosque e influencia sobre la dinámica de las vertientes en el Valle del Río Ortigal (Serra dos Ancares, NW Ibérico). En: A. Pérez Alberti & R. Lois González (Coords.): Actividad humana y cambios recientes en el paisaje: 131-153. Consellería de Cultura e Comunicación Social. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Rodríguez Guitián, M.A., Ramil-Rego, P., Muñoz Sobrino, C. & Gómez-Orellana, L. (1996c). Consideraciones sobre la migración holocena de *Fagus* a través de la "Vía Pirenaico-Cantábrica". En: Ramil-Rego, P. Fernández Rodríguez, C. & Rodríguez Guitián, M.A. (Coord.): Biogeografía Pleistoceno-Holoceno de la Península Ibérica: 98-114. Consellería de Cultura. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Rodríguez Guitián, M.A., Muñoz Sobrino, C. & Ramil-Rego, P. (2001a). Variaciones espaciales de la distribución de la vegetación como respuesta a los cambios climáticos globales a partir del último máximo glaciar en la Serra dos Ancares (NW Ibérico). En: F. Gómez Mercado & J.F. Mota Poveda (Eds.): Vegetación y Cambios Climáticos: 153-162. Servicio de Publicaciones. Universidad de Almería.
- Rodríguez Guitián, M.A., Muñoz Sobrino, C., Ramil-Rego, P., Gómez Orellana, L. & Iriarte Chiapusso, M.J. (2001b). Vegetación y cambio climático en los territorios del norte de la península ibérica durante los últimos 18.000 años. En: F. Gómez Mercado & J.F. Mota Poveda (Eds.): Vegetación y Cambios climáticos: 139-152. Servicio de Publicaciones. Universidad de Almería.

- Rodríguez Guitián, M., Romero Franco, R. & Ramil-Rego, P. (2007). Caracterización ecológica y florística de las comunidades lauroides del occidente de la cornisa cantábrica. *Lazaroa* 28: 35-65.
- Rodríguez Guitián, M.A., Ramil-Rego, P., Real, C., Díaz Varela, R., Ferreira da Costa, J. & Cillero, C. (2009). Caracterización ecológica y vegetacional de los complejos de turberas de cobertor activas del SW europeo. En: F. Llamas & C. Acedo (Coords.): *Botánica Pirenaico-Cantábrica en el siglo XXI*: 540-560.
- Rodríguez López, C.M., Fernández Rodríguez, C. & Ramil-Rego, P. (1993). El aprovechamiento del medio natural en la cultura castreña del Noroeste peninsular. *Trabalhos de Antropologia e Etnologia XXXIII. Actas Iº Congresso de Arqueologia Peninsular* (Porto, 1993): 285-305.
- Romero Buján, M.I. (2008). Catálogo da Flora de Galicia. *Monografías do IBADER nº1*. Lugo.
- Romero Buján, M.I. (2007). Flora exótica de Galicia (Noroeste ibérico). *Botanica Complutensis* 31: 113-125.
- Ruas, M.-P. (2005). Aspects of early medieval farming from sites in Mediterranean France. *Vegetation History and Archaeobotany* 14: 400-415.
- Rubiales, J., García-Amorena, I., García Álvarez, S. & Gómez Manzaneque, F. (2008). The Late Holocene extinction of *Pinus sylvestris* in the western Cantabrian Range (Spain). *Journal of Biogeography* 35(10): 1840-1850.
- Rubiales, J.M., García-Amorena, I., Genova, M., Manzaneque, F.G. & Morla, C. (2007). The Holocene history of highland pine forests in a submediterranean mountain: the case of Gredos mountain range (Iberian Central range, Spain). *Quaternary Science Review* 26 (13-14): 1759-1770.
- Rubiales, J.M., García-Amorena, I., Hernández, L., Génova, M., Martínez, F., Gómez Manzaneque, F. & Morla, C. (2010). The Late Quaternary dynamics of pinewoods in the Iberian mountains. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162 (3): 476-491.
- Ruddiman, W.F. & McIntyre, A. (1981). The north Atlantic Ocean during the last deglaciation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 35: 145-214.
- Sadori, L., Zanchetta, G. & Giardini, M. (2008). Last Glacial to Holocene palaeoenvironmental evolution at Lago di Pergusa (Sicily, Southern Italy) as inferred by pollen, microcharcoal, and stable isotopes. *Quaternary International* 181: 4-14.
- Sáinz Ollero, H., Sánchez de Dios, R. & García-Cervigón Morales, A. (2010). La cartografía sintética de los paisajes vegetales españoles: una asignatura pendiente en geobotánica. *Ecología* 23: 249-272.
- Sánchez Goñi, M.F. (1991a). Analyses palynologiques des replissages de grotte de Lezetxiki, Labero et Urtiaga (Pays Basque espagnol). Leur place dans le cadre des sequences polliniques de la côte Cantabrique et des Pyrénées occidentales. de la Taphonomie pollinique à la reconstitution de l'environnement. Thèse. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Sánchez-Goñi M.F. (1991b). On the last glaciation and the interstadials during the Solutrean. A contradiction? *Current Anthropology* 35: 145-214.
- Sánchez-Goñi, M. F. (1994). The identification of European upper palaeolithic interstadials from cave sequences. En: O. K. Davis (Ed.): *Aspects of archaeological palynology: methodology and applications*: 161-182. AASP contribution series, Vol. 29.
- Santos, L., Bao, R. Sánchez-Goñi, M.F. (2001). Pollen record of the last 500 years from the Doniños coastal lagoon (NW Iberian Peninsula): changes in the pollinic catchment size versus palaeoecological interpretation.. *Journal of Coastal Research* 17: 705-713.
- Sanz-Elorza, M., Dana Sánchez, E.D. & Sobrino Vesperinas, E. (Eds.) (2004). *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.
- Sartori, G. & Mazzoleni, G. (2003). *La tierra explota: superpoblación y desarrollo*. Ed. Taurus. Buenos Aires.
- Scholz, H. & Böhlting, N. (2000). *Phragmites frutescens* (Gramineae) re-visited. The discovery of an overlooked, woody grass in Greece, especially Crete. *Willdenowia* 30: 251-261.
- Schultz, J. (1995). *The Ecozones of the World: the eological divisions of the geosphere by Jürgen Schultz*. Springer. Berlin.
- Shmida, A. & Ellner, S. (1984). Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio* 58: 29-55.
- Solovieva, N. & Jones, V.J. (2002). A multiproxy record of Holocene environmental changes in the central Kola Peninsula, northwest Russia. *Journal of Quaternary Science* 17(4): 303-318.
- Staubwasser, M., Sirocko, F., Grootes, P.M. & Segl, M. (2003). Climate change at the 4.2 ka BP. termination of the Indus valley civilization and Holocene south Asian monsoon variability. *Geophysical Research Letters* 30(8): 1425.
- Street-Perrott, A.F. & Perrott, R.A. (1993): Holocene vegetation, lake levels and climate of Africa. En: H.E.Jr. Wright, J.E. Kutzbach, T. Webb III, W.F. Ruddiman, F.A. Street-Perrott, & P.J. Bartlein (Eds.): *Global Climates since the Last Glacial Maximum*: 318-356. University of Minnesota Press. Minneapolis.
- Taboada Castro, T., Ramil-Rego, P. & Díaz-Fierros, F. (1995). Formación de suelos policíclicos durante el Cuaternario reciente en el Monte Borrelho (N. de Portugal). *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 20: 27-36.
- Tansley, A.G. (1935). The use and abuse of vegetational terms and concepts. *Ecology* 16: 284-307.

- Teira Brión, A. (2010). Wild fruits, domesticated fruits. Archaeobotanical remains from the Roman saltworks at O Areal, Vigo (Galicia, Spain). En: C. Delhon, I. Théry-Parisot & S. Thiébaut (Eds.): *Des hommes et des plantes. Exploitation du milieu et gestion des ressources végétales de la préhistoire à nos jours: 199-207*. XXX^e Rencontres internationales d'archéologie et d'histoire d'Antibes. Éditions APDCA. Nice.
- Turner, C. & Hannon, G.E. (1988). Vegetational evidence for late Quaternary climatic changes in southwest Europe in relation to the influence of the North Atlantic Ocean. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 318: 451-485.
- Tutin, T.G. (1980). *Phragmites* Adanson. En: T.G. Tutin, V.H. Heywood, N.A. Burges, D.M. Moore, D.H. Valentine, S.M. Walters, & D.A. Webb (Eds.): *Flora Europaea* 5. Cambridge University Press. Cambridge.
- Tzedakis, P.C., Hooghiemstra, H. & Pälike, H. (2006) The last 1.35 million years at Tenaghi Philippon: revised chronostratigraphy and long-term vegetation trends. *Quaternary Science Reviews* 25(23-24): 3416-3430.
- UE (2000). Economic impacts of Genetically Modified Crops on the Agri-Food sector. A first review. Working document (Rev. 2). Directorate-General for Agriculture. Commission of the European Communities.
- Van der Wiel, A.M. & Wijmstra, T.A., (1987a). Palynology of the lower part (78–120 m) of the core Tenaghi Philippon II, Middle Pleistocene of Macedonia, Greece. *Review of Palaeobotany and Palynology* 52(2-3):73-88.
- Van der Wiel, A.M. & Wijmstra, T.A. (1987b). Palynology of the 112.8–197.8 m interval of the core Tenaghi Philippon III, Middle Pleistocene of Macedonia. *Review of Palaeobotany and Palynology* 52(2-3): 89-108, 111-117.
- Van Mourik, J.M. (1986). Pollen profiles of slope deposits in the Galician area (NW. Spain). *Nederlandse Geografische Studies*, 12.
- Vázquez Vaamonde, C. (1995). La metalurgia en Galicia, ss. XVIII–XX. Ferrerías, fundiciones y forjas. Departamento de Historia II. Facultade de Xeografía e Historia. Universidade de Santiago. Santiago de Compostela.
- Von Post, L. (1916). Einige südschwedischen Quellmoore. *Bulletin of the Geological Institution of the University of Upsala* 15: 219-278.
- Walker, L.R. & del Moral, R. (2003). *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Walker, L.R. (2005). Margalef y la sucesión vegetal. *Ecosistemas* 14(1): 66-78.
- Watts, W.A., (1986). Stages of climatic changes from full glacial to Holocene in Northwestern Spain, southern France and Italy. A comparison of the Atlantic coast and the Mediterranean basin. En: A. Ghazi & R. Fantechi (Eds.): *EC Climatology Programme Symposium: 101-112*. D. Reidel Publisher, Dordrecht, Sophia Antipolis, France.
- Watts, W.A., Allen, J.R.M. & Huntley, B. (1996). Vegetation history and palaeoclimate of the last glacial period at Lago Grande di Monticchio, Southern Italy. *Quaternary Science Reviews* 15: 133-153.
- Weiss, H., Courty, M.A., Wetterstrom, W., Guichard, F., Senior, L., Meadow, R. & Curnow, A. (1993). The genesis and collapse of third millenium north mesopotamian civilization. *Science* 261: 995-1004.
- Werger, M.J.A. & van Staadunien, M.A. (2012). Eurasian Steppes. *Ecological Problems and Livelihoods in a Changing World*. Plant and Vegetation. 6. XV.
- Whittaker, R.H. (1953). A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs* 23: 41-78.
- Willkomm, M. (1852). *Die Strand- und Steppengebiete der Iberischen Halbinsel und Deren Vegetation*. Ein Beitrag zur Physicalischen Geographie Geognosie und Botanik. F. Fleischer Leipzig.
- Willkomm, M. (1894). *Supplementum Prodomi Florae Hispanicae*. Stuttgart.
- Wilson, H. (1990). Landsat measurement of green vegetation cover in a heterogeneous landscape. Ph. D. Thesis. Columbia University. New York.
- Ximénez de Embún, J. & Ceballos, L. (1939). *Plan General para la Repoblación Forestal de España*. Edición facsimilar. En: *Tres trabajos forestales* (1996): 7-388. Publicaciones del Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Smith, A., Barry, T.L., Coe, A.L., Bown, P.R., Brenchley, P., Cantrill, D., Gale, A., Gibbard, P., Gregory, F.J., Hounslow, M.W., Kerr, A.C., Pearson, P., Knox, R., Powell, J., Waters, C., Marshall, J., Oates, M., Rawson, P. & Stone, P. (2008). Are we now living in the Anthropocene. *GSA Today* 18(2): 4-8.

Manuel A. Rodríguez Guitián · Pablo Ramil Rego · Javier Ferreiro Da Costa

Propuesta de clasificación multicriterio para los bosques de Galicia (NW ibérico)

Recibido: 24 Decembro 2011 / Aceptado: 28 Xaneiro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumen En este trabajo se describe la metodología empleada en la elaboración de una nueva clasificación jerárquica, basada en criterios ecológicos, estructurales, florísticos y biogeográficos, de los tipos de masas arboladas dominadas por especies autóctonas existentes en el extremo noroccidental ibérico. Para ello, se han recopilado más de 3.000 inventarios florísticos distribuidos por la geografía gallega y áreas próximas asturiano-leonesas y del N de Portugal. Como resultado, se describen un total de 93 tipos de bosques, para cada uno de los cuales se aportan sus plantas vasculares características por estratos, ambiente edafotopográfico y bioclimático en el que crecen, distribución y correspondencia con los tipos de hábitats del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE, la clasificación de hábitats EUNIS, la Clasificación de Masas Arboladas de Europa y unidades fitosociológicas. Un número elevado de los tipos de bosques descritos no tienen correspondencia en las clasificaciones comentadas ni en el Anexo I de la DC 92/43/CEE. La elevada diversidad forestal descrita tiene un escaso reconocimiento a nivel social y dentro del sistema educativo, aspectos sobre los que se debería incidir para incrementar el grado de concienciación que la población local tiene acerca de la importancia de la conservación de los bosques a escala regional.

Palabras clave formaciones arboladas autóctonas, criterios de clasificación, tipología, NW España.

Abstract We introduce a new hierarchical classification of native forests existing in Galice (NW Spain) based in ecological, structural, floristic and biogeographical criteria. For this purpose, a database was set up based on more than 3.000 references (floristic relevés) taken along Galice and the vicinity of Asturias, Castilla-León and the North of Portugal. As a result, 93 types of native forests were recognized. For each one, characteristic vascular plants by structural levels (canopy and understory), topo-edaphic and bioclimatic conditions, biogeographical distribution, correspondence with habitat types of Annex I of the 92/43/EEC Directive, EUNIS Habitat Classification and European Forest Types Classification and phytosociological support (if available) are given. A number of the woodland types described have no correspondence neither with the habitat types listed in Annex I of the Habitats Directive nor the other two classifications checked. Despite of the progressive increase in the knowledge of the great variety of forests recognized in the studied area along the last decades, it remains unknown to local population and it is not incorporated into the contents and targets of primary and secondary educative levels. For this, many efforts are needed to increase the social awakening on the importance of preserve the native forests at regional level.

Key words autochthonous woodlands, classification criteria, typology, NW Spain.

Manuel A. Rodríguez Guitián
Departamento de Producción Vexetal. Escola Politécnica Superior de Lugo-USC. Campus Universitario s/n. 27002-Lugo (Galicia, España)
e-mail: manuelantonio.rodriguez@usc.es

Pablo Ramil Rego
Departamento de Botánica. Escola Politécnica Superior de Lugo-USC. Campus Universitario s/n. 27002-Lugo (Galicia, España)

Javier Ferreiro Da Costa
IBADER. Campus Universitario s/n. 27002-Lugo. (Galicia, España)

Introducción y objetivos

Desde los trabajos pioneros de Humboldt (1812) y a lo largo de la historia reciente de la botánica se han propuesto numerosas clasificaciones para discriminar los distintos tipos de cubierta vegetal que se pueden encontrar sobre las áreas continentales de la Tierra. De entre ellas, quizás las más significativas, por su trascendencia temporal y metodológica, hayan sido las elaboradas por Grisebach (1838), Drude (1902), Diels (1910), Brockmann-Jerosch & Rübel (1912), Brockmann-Jerosch (1919), Rübel (1930), Gaussen (1954), Bagnouls & Gaussen (1957), Ellenberg & Mueller-Dombois (1967) o Mueller-Dombois & Ellenberg

(1974). En todo caso, tanto los criterios empleados como la finalidad perseguida por estas clasificaciones han sido diversos, lo que ha dificultado el trasvase de información entre los diferentes territorios y entre disciplinas que han tratado esta temática (biogeografía, geografía física, ecología, ingeniería forestal, etc.).

Dentro de unos ámbitos geográfico (territorio español) y cronológico (siglo XX) más concretos han tenido especial éxito y desarrollo hasta la segunda mitad del periodo señalado las clasificaciones de tipo ecológico-fisionómico, como la establecida por Huguet del Villar (1929). A partir de ese momento ha ido ganando ámbito de aplicación el sistema de clasificación de la vegetación surgido de la aplicación de la metodología fitosociológica de la escuela de Zürich-Montpellier, también conocida como sigmatista, ya que J. Braun-Blanquet, su principal impulsor, trabajó durante un largo periodo en la Estación Internacional de Geobotánica Mediterránea y Alpina, de acrónimo SIGMA en francés, ubicada en Montpellier (Francia). Como seguidores tempranos de esta metodología se pueden citar, entre otros, a Rivas-Goday, Bolós o Bellot, si bien el autor que más profusamente ha trabajado en esta línea ha sido S. Rivas-Martínez, cuya escuela de seguidores ha conseguido instalarse en otras áreas geográficas extraibéricas, especialmente en el continente americano.

Por su parte, en el ámbito forestal, Ximénez de Embún & Ceballos (1939), encargados de la redacción del Plan de

Repoblación Forestal de España, definieron una serie de categorías, cuyo fundamento principal residía en aspectos fisionómicos (especies dominantes), dentro de los llamados “óptimos de bosque denso” y sus respectivas “etapas de degradación”. Dichos conceptos y categorías fueron tenidos en cuenta años más tarde a la hora de establecer las unidades cartográficas empleadas en la confección de primer Mapa Forestal de España (Ceballos 1966). En gran medida, tanto estas tipologías forestales como sus relaciones de tipo dinámico han servido de base para la confección del sistema de tipos climático-estructurales de vegetación ideado por Ruíz de la Torre (1990), que se ha venido aplicando desde finales del pasado siglo en la elaboración de las sucesivas versiones del Mapa Forestal de España a diferentes escalas (tabla 1). Dentro de este ámbito forestal, es importante destacar la carencia que supone el hecho de que los trabajos de inventariación que se han realizado para los sucesivos Inventarios Forestales Nacionales no incluyen una relación completa de la flora presente en cada una de las parcelas. Esto supone, para el caso de Galicia y según datos del IFN3 (MMA 2002a, 2002b, 2002c, 2002c), la ausencia de información florística detallada de un total de 7.641 localidades, de las cuales 1.110 (un 14,5 % sobre el total) podrían haberse incorporado a la base de datos confeccionada para este trabajo, al estar localizadas en el interior de formaciones arboladas dominadas por especies autóctonas.

Tipo climático-estructural (TCE)	Tipo de bosque	Nivel-subnivel de madurez	Especies principales
Vegetación zonal	T: bosque tipo taigá	6.3 (frondosas xerófilas)	<i>Ilex aquifolium</i>
		6.4 (frondosas mesoxerófilas)	<i>Sorbus acuparia</i>
		7.8 (bosques monedícos de especies higrófilas)	<i>Taxus baccata</i>
	C: bosques caducifolios mesófilos	6.3 (frondosas xerófilas)	<i>Sorbus aria</i>
		6.4 (frondosas mesoxerófilas)	<i>Corylus avellana, Betula pubescens</i>
		6.5 (frondosas higrófilas)	<i>Acer pseudoplatanus</i>
		7.3 (bosques monedícos de especies subxerófilas)	<i>Quercus petraea</i>
		7.4 (bosques monedícos de especies mesoxerófilas)	<i>Quercus robur</i>
		7.6 (bosques monedícos de especies subhigrófilas)	<i>Prunus avium</i>
		7.7 (bosques monedícos de especies mesohigrófilas)	<i>Fagus sylvatica</i>
		7.8 (bosques monedícos de especies higrófilas)	<i>Taxus baccata</i>
		8 (bosques poliedícos de 2 o 3 especies dominantes)	<i>Quercus petraea, Q. robur</i>
		9 (bosques poliedícos de más de 3 especies dominantes)	<i>Prunus avium, Fagus sylvatica, Taxus baccata</i>
	S: bosques subesclerófilos	6.3 (frondosas xerófilas)	<i>Acer monspessulanum</i>
		6.5 (frondosas higrófilas)	<i>Castanea sativa</i>
	E: bosques esclerófilos	7.5 (bosques monedícos de especies subhigrófilas)	<i>Quercus pyrenaica</i>
		6.3 (frondosas xerófilas)	<i>Celtis australis</i>
		6.4 (frondosas mesoxerófilas)	<i>Arbutus unedo</i>
		7.4 (bosques monedícos de especies mesoxerófilas)	<i>Quercus suber</i>
		7.5 (bosques monedícos de especies subhigrófilas)	<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>
Vegetación intrazonal	P: vegetación glicohigrófila	6.2 (frondosas)	<i>Alnus glutinosa, Betula pubescens, Fraxinus spp., Salix spp., Ulmus spp.</i>
	J: vegetación glareícola	6.4 (frondosas)	<i>Acer pseudoplatanus, Sorbus spp., Ulmus glabra</i>

Tabla 1. Clasificación de la vegetación arbolada autóctona del territorio gallego según Ruíz de la Torre (1990)

Dentro de un ámbito científico más amplio (ecología vegetal) pero restringido territorialmente a la mitad septentrional de España, habría que destacar la propuesta clasificatoria de la vegetación de ribera presentada por Lara et al. (2004). Dicha clasificación se basa en el análisis multivariante de las relaciones existentes entre la composición florística de las formaciones vegetales y parámetros ambientales bajo los que éstas se desarrollan. Como resultado, se definen un total de 14 tipos principales de formaciones vegetales (saucedas, alisedas, fresnedas, alamedas, tarayales, loreras, alocares, adelfares, choperas, abedulares, bosques montanos meso-higrófilos, avellanadas, bosques de vega y zarzales y espinares),

dentro de los que, a su vez, se llegan a diferenciar hasta 43 tipologías de rango inferior.

Para el caso de los territorios del extremo noroccidental Ibérico se han publicado diversos trabajos en los que se aborda el estudio y clasificación de su cubierta vegetal de una manera sintética. Entre los más destacados podrían citarse las descripciones de Bellot (1968)(tabla 2), autor que ya publicara casi veinte años antes una clave para la determinación de las principales asociaciones de la vegetación de Galicia (Bellot 1951), y las publicaciones de Izco et al. (1998, 1999) (tabla 3), que constituyen la actualización más reciente para Galicia resultante de la aplicación de la metodología fitosociológica de la escuela de Zürich-Montpellier.

Clase	Orden	Alianza	Asociación
Alnetea glutinosae & Tx. 1943	Br.-Bl. 1937	Alnetalia glutinosae Tx. 1937 <i>Alnion glutinosae</i> (Malcuit 1929) Meijer Drees 1936	<i>Cariceto laevigatae</i> - <i>Alnetum</i> (Allorge 1922) Schjwck 1937 <i>Cariceto pendulae</i> - <i>Alnetum</i> Bellot & Casaseca 1960
	Populetalia albae Br.-Bl. 1931	<i>Alneto-Ulmion</i> Br.-Bk. 1943	---
Quercetea robori-petraeae Br.-Bl. & Tx. 1943	Quercetalia robori-petraeae Tx. 1931	<i>Quercion robori-petraeae</i> (Malcuit 1929) Br.-Bl. 1932 <i>Quercion occidentale</i> Br.-Bl., Pinto & Rozeira 1956 <i>Fraxino-Quercion pyrenaicae</i> Riv. God. 1961	<i>Quercetum roboris gallaecicum</i> Bellot 1949 <i>Rusceto-Quercetum roboris</i> Br.-Bl., Pinto & Rozeira 1956 ---
Quercu-Fagetea Br.-Bl. & Viegler 1937	Fagetalia Pawlowski 1928	<i>Fraxino-Carpinion</i> Tx. 1936 <i>Fagion</i> Tx. & Diem. 1936	---
			<i>Blechno-Fagetum ibericum</i> Tx. 1958 <i>Melico-Fagetum cantabricum</i> Rivas-Mart. 1964
Quercetea ilicis Br.-Bl. 1947	Quercetalia ilicis Br.-Bl. (1931) 1936	<i>Quercion ilicis</i> Br.-Bl. (1931) 1936 <i>Quercion rotundifolii</i>	<i>Genisto-Quercetum ilicis</i> Bellot 1951 em. Br.-Bl. 1965 <i>Quercetum suberis ulicetosum</i> Bellot & Casaseca 1953 ---

Tabla 2. Clasificación de la vegetación arbolada autóctona del territorio gallego según Bellot (1968)

Por otra parte, es bien conocido que los bosques albergan una parte fundamental de los recursos genéticos del Planeta, siendo más significativa su aportación al mantenimiento de la biodiversidad en aquellos territorios afectados por una deforestación intensa desde épocas antiguas (Santamarta 1999, Sodhi & Ehrlich 2010), como es el caso del cuadrante NW Ibérico (Ramil-Rego et al. 2009a). Sin embargo, una correcta gestión de la biodiversidad necesita de un adecuado nivel de conocimiento de los componentes bióticos del medio y de cómo éstos varían a lo largo de las diferentes áreas geográficas, como fundamentos sobre los que se sustente la promulgación de normas legales que rijan el marco socio-económico necesario para garantizar su preservación. En esta línea, diferentes organismos han venido elaborando y divulgando clasificaciones de biomas, ecosistemas, hábitats o biotopos dentro de los que se incluyen los ambientes caracterizados por el dominio de las formaciones arboladas propias de cada territorio. En el caso de los países integrantes de la Unión Europea, la DC 92/43/CEE, conocida coloquialmente

como "Directiva Hábitats", establece dentro de su Anexo I un total de 78 tipologías de bosques (tabla 4) cuyas representaciones deben ser conservadas o incrementadas para mantener la diversidad de ambientes ecológicos que caracterizan al continente europeo.

La necesidad de conocer en profundidad la diversidad vegetal a escala continental para garantizar una correcta gestión de los recursos que alberga Europa choca con la proliferación de clasificaciones de la vegetación arbórea cuya correspondencia es, con demasiada frecuencia, difícil de establecer. Esto constituye un obstáculo al intercambio de conocimientos científico-técnicos, cuyo empleo y divulgación son cada vez más demandados socialmente. Para cubrir estas crecientes demandas, la Agencia Ambiental Europea (EEA abreviadamente en Inglés) ha ido elaborando a lo largo de los últimos años una clasificación de tipos de ambientes ecológicos (ecosistemas o hábitats en otras terminologías) presentes en Europa (conocida como clasificación de hábitats EUNIS), cuyo empleo se pretende generalizar en un futuro próximo entre los países

Clase	Orden	Alianza	Asociación
Alnetea glutinosae Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946.	Alnetalia glutinosae Tüxen 1937	<u>Alnion glutinosae</u> Malcuit 1929	<i>Carici lusitanicae-Alnetum glutinosae</i> T. E. Díaz & Fernández-Prieto 1994
Quercetea ilicis Br.-Bl. ex A. & O. Bolòs 1950	Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni Riv.-Mart. 1975	<u>Arbutio unedonis-Laurion nobilis</u> Riv.-Mart., Fdez.-Glez. & Loidi 1999	<i>Calluno vulgaris-Lauretum nobilis</i> Fdez.-Prieto, Arbesú & A. Bueno in T.E. Díaz & Fdez.-Prieto 1994 <i>Frangulo alni-Arbutetum unedonis</i> T. E. Díaz & Fernández-Prieto 1994 <i>Erico scopariae-Arbutetum unedonis</i> Ortiz, Amigo & Izco 1991
		<u>Ericion arboreae</u> Riv.-Mart. (1975) 1987	<i>Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae</i> P. Silva 1970
	Quercetalia ilicis Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Riv.-Mart. 1975	<u>Quercion broteroi</u> Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 corr. Ladero 1974 em. Riv.-Mart. 1975	<i>Physospermo cornubiensis-Quercetum suberis</i> Riv.-Mart. 1987
		<u>Quercion ilicis</u> Br.-Bl. ex Molinier 1934 em Riv.-Mart. 1975	<i>Genisto falcatae-Quercetum rotundifoliae</i> (Bellot 1951) Br.-Bl ex Bellot 1968 corr. Izco & Fernández-González 1992
Querco-Fagetea Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937	Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928	<u>Carpinion issler</u> 1931 em. Mayer 1937	<i>Omphalodo nitidae-Coryletum avellanae</i> Amigo, Giménez & Romero 1994
	Populetalia albae Br.-Bl. ex Tchou 1948	<u>Alnion incanae</u> Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928	<i>Festuco giganteae-Fraxinetum excelsioris</i> Fdez.-Prieto & A. Bueno in T.E. Díaz & Fdez.-Prieto 1994 <i>Valenano pyrenaicae-Alnetum glutinosae</i> Amigo, Guitián & Fernández-Prieto 1987 <i>Galio broteniani-Alnetum glutinosae</i> Rivas-Martínez, Fuente & Sánchez-Mata 1986
		<u>Osmundo-Alnion</u> (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Riv.-Mart. in Riv.-Mart. 1975	<i>Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae</i> Br.-Bl., E. Silva & Rozeira 1956 <i>Senecioni bayonensis-Alnetum glutinosae</i> Amigo, Guitián & Fdez.-Prieto 1987
	Quercetalia roboris Tüxen 1931	<u>Populion albae</u> Br.-Bl. ex Tchou 1948	<i>Com. de Quercus pyrenaica-Salix atrocinerea</i> Romero inéd.
		<u>Illici-Fagion sylvaticae</u> Br.-Bl. 1967	<i>Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani</i> Fdez.-Prieto & A. Bueno in T.E. Díaz & Fdez.-Prieto 1994 <i>Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae</i> (Izco, Amigo & Guitián 1986) Riv.-Mart., Báscones, T.E. Díaz, Fdez. González & Loidi 1991
		<u>Quercion robori-pyrenaicae</u> (Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1956) Riv.-Mart. 1975	<i>Blechno spicant-Quercetum roboris</i> Tüxen & Oberdorfer 1958 <i>Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae</i> Riv.-Mart. in A. Penas & T.E. Díaz 1985 <i>Holco mollis-Quercetum pyrenaicae</i> Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 <i>Linario triornithophorae-Quercetum petraeae</i> (Riv.-Mart., Izco & Costa ex E. Navarro 1974) Fdez.-Prieto & Vázquez 1987 <i>Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae</i> Riv.-Mart. T.E. Díaz, Fdez. Prieto, Loidi & Penas 1984 <i>Luzulo henriquesii-Betuletum pubescentis</i> Riv.-Mart. 1964 <i>Myrtillo-Quercetum roboris</i> E. Silva, Rozeira & Fontes 1950 <i>Rusco aculeati-Quercetum roboris</i> Br.-Bl., E. Silva & Rozeira 1956
Rhamno-Prunetea Riv. Goday & Borja ex Tüxen 1962	Prunetalia spinosae Tüxen 1952	<u>Frangulo alni-Pyrion cordatae</u> Herrera, Fdez.-Prieto & Loidi 1991	<i>Frangulo alni-Pyretum cordatae</i> Herrera, Fdez.-Prieto & Loidi 1991
		<u>Pruno-Rubion ulmifolii</u> O. Bolòs 1954	<i>Rubo ulmifolii-Rosetum corymbiferae</i> Riv.-Mart. & Arnáiz in Arnáiz 1979 <i>Rubo ulmifolii-Tametum communis</i> Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958 <i>Smilaco asperae-Arbutetum unedonis</i> T.E. Díaz & Fdez.-Prieto 1994
Salicetea purpureae Moor 1958	Salicetalia purpureae Moor 1958	<u>Salicion salvifoliae</u> Riv.-Mart., T.E. Díaz, Fdez.-Prieto, Loidi & Penas 1984	<i>Salicetum angustifolio-salvifoliae</i> T.E. Díaz & Penas 1987 <i>Salicetum purpureo (lambertianae)-salvifoliae</i> Riv.-Mart. 1964 corr. Riv.-Mart., Fdez.-González & Sánchez-Mata

Tabla 3. Clasificación de la vegetación arbolada autóctona del territorio gallego según Izco *et al.* (1999)

miembros de la UE, a fin homogeneizar conceptos, facilitar discusiones en diversos ámbitos científico-técnicos y proponer líneas intergubernamentales de actuación común en materia de gestión ambiental (tabla 5). Desde esta misma agencia europea se ha venido impulsando, igualmente, la elaboración de un sistema de clasificación de las formaciones arboladas que permita la realización de

valoraciones y análisis desde una perspectiva de la gestión forestal con un enfoque multifuncional, habiéndose propuesto una tipología de formaciones arboladas para el continente europeo (tabla 6) que incluye las correspondencias con la Clasificación EUNIS y el Anexo I de la DC 92/43/CE (EEA 2007).

9. BOSQUES	Tipo	G
90. Bosques de la Europa boreal		
9010 * Taiga occidental	P	-
9020 * Bosques maduros caducifolios naturales hemiboreales, de Fenoscandia, ricos en epífitos (<i>Quercus Tilia, Acer, Fraxinus</i> o <i>Ulmus</i>).	P	-
9030 * Bosques naturales de las primeras fases de la sucesión de las áreas emergidas costeras.	P	-
9040 Bosques nórdicos/subárticos de <i>Betula pubescens</i> ssp. <i>czerepanovii</i> .	C	-
9050 Bosques fenoscándicos de <i>Picea abies</i> ricos en herbáceas.	C	-
9060 Bosques de coníferas sobre, o relacionados, con eskers fluvio-glaciales.	C	-
9070 Pastizales arbolados fenoscándicos.	C	-
9080 * Bosques pantanosos caducifolios de Fenoscandia.	P	-
91. Bosques de la Europa templada		
9110 Hayedos del <i>Luzulo-Fagetum</i> .	C	-
9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-petraeae</i> o <i>Ilici-Fagenion</i>).	C	●
9130 Hayedos del <i>Asperulo-Fagetum</i> .	C	-
9140 Hayedos subalpinos medioeuropeos de <i>Acer</i> y <i>Rumex arifolius</i> .	C	-
9150 Hayedos calcícolas medioeuropeos del <i>Cephalantho-Fagion</i> .	C	●
9160 Robledales pedunculados o albares subatlánticos y medioeuropeos del <i>Carpinion betuli</i> .	C	-
9170 Robledales albares del <i>Gallio-Carpinetum</i> .	C	●
9180 * Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del <i>Tilio-Acerion</i> .	P	●
9190 Robledales maduros acidófilos de llanuras arenosas con <i>Quercus robur</i> .	C	-
91A0 Robledales maduros de las Islas Británicas con <i>Ilex</i> y <i>Blechnum</i> .	C	-
91B0 Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i> .	C	-
91C0 * Bosques de Caledonia.	P	-
91D0 * Turberas boscosas.	P	●
91E0 * Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>).	P	●
91F0 Bosques mixtos de <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> o <i>Fraxinus angustifolia</i> , en las riberas de los grandes ríos (<i>Ulmion minoris</i>).	C	●
91G0 * Bosques panónicos de <i>Quercus petraea</i> y <i>Carpinus betulus</i> .	P	-
91H0 * Bosques panónicos de <i>Quercus pubescens</i> .	P	-
91I0 * Bosques eurosiberianos estépicos de <i>Quercus</i> spp.	P	-
91J0 * Bosques de las Islas Británicas con <i>Taxus baccata</i> .	P	-
91K0 Bosques ilirios de <i>Fagus sylvatica</i> (<i>Aremonio-Fagion</i>).	C	-
91L0 Bosques ilirios de robles y carpes (<i>Erythronio-Carpinion</i>).	C	-
91M0 Bosques balcanicopanónicos de roble turco y roble albar.	C	-
91N0 * Matorrales de dunas arenosas continentales panónicas (<i>Junipero-Populetum albae</i>).	P	-
91P0 Abetales de Swietokrzyskie (<i>Abietetum polonicum</i>).	C	-
91Q0 Bosques calcófilos de <i>Pinus sylvestris</i> de los Cárpatos Occidentales.	C	-
91R0 Bosques dináricos dolomíticos de pino silvestre (<i>Genisto januensis-Pinetum</i>).	C	-
91S0 * Hayedos pónicos occidentales.	P	-
91T0 Bosques centroeuropeos de pino silvestre y líquenes.	C	-
91U0 Bosques esteparios sármatas de pino silvestre.	C	-
91V0 Hayedos dacios (<i>Symphyto-Fagion</i>).	C	-
91W0 Hayedos de Moesia.	C	-
91X0 Hayedos de Dobroducta.	C	-
91Y0 Bosques dacios de robles y carpes.	C	-
91Z0 Bosquetes de tilo plateado de Moesia.	C	-

9. BOSQUES	Tipo	G
91AA * Bosques de roble blanco.	P	-
91BA Abetales de Moesia.	C	-
91CA Bosques pino silvestre de Rhodope y la Cordillera Balcánica.	C	-
92. Bosques mediterráneos caducifolios		
9210 * Hayedos de los Apeninos con <i>Taxus e Ilex</i> .	P	-
9220 * Hayedos de los Apeninos con <i>Abies alba</i> y hayedos con <i>Abies nebrodensis</i> .	P	-
9230 Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Q. pyrenaica</i> .	C	●
9240 Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Q. canariensis</i> .	C	-
9250 Robledales de <i>Quercus trojana</i> .	C	-
9260 Bosques de <i>Castanea sativa</i> .	C	●
9270 Hayedos helénicos con <i>Abies borisii-regis</i> .	C	-
9280 Bosques de <i>Quercus frainetto</i> .	C	-
9290 Bosques de <i>Cupressus</i> (<i>Acero-Cupression</i>).	C	-
92A0 Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i> .	C	●
92B0 Bosques galería de ríos de caudal intermitente mediterráneos con <i>Rhododendron ponticum</i> , <i>Salix</i> y otras.	C	-
92C0 Bosques de <i>Platanus orientalis</i> y <i>Liquidambar orientalis</i> (<i>Platanion orientalis</i>).	C	-
92D0 Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>).	C	-
93. Bosques esclerófilos mediterráneos		
9310 Robledales del Egeo de <i>Quercus brachyphylla</i> .	C	-
9320 Bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i> .	C	-
9330 Alcornocales de <i>Quercus suber</i> .	C	●
9340 Encinares de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i> .	C	●
9350 Bosques de <i>Quercus macrolepis</i> .	C	-
9360 * Laurisilvas macaronésicas (<i>Laurus</i> , <i>Ocotea</i>).	P	-
9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i> .	P	-
9380 Bosques de <i>Ilex aquifolium</i> .	C	●
9390 * Matorrales y vegetación subarbusiva con <i>Quercus alnifolia</i> .	P	-
93A0 Bosques con <i>Quercus infectoria</i> (<i>Anagyro foetidiae-Quercetum infectoriae</i>).	C	-
94. Bosques de coníferas de montañas templadas		
9410 Bosques acidófilos de <i>Picea</i> de los pisos montano a alpino (<i>Vaccinio-Piceetea</i>).	C	-
9420 Bosques alpinos de <i>Larix decidua</i> y/o <i>Pinus cembra</i> .	C	-
9430 Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i> (* en sustratos yesoso o calcáreo).	C	-
95. Bosques de coníferas de montañas mediterráneas y macaronésicas		
9510 * Abetales sudapeninos de <i>Abies alba</i> .	P	-
9520 Abetales de <i>Abies pinsapo</i> .	C	-
9530 * Pinares (sud-)mediterráneos de pinos negros endémicos.	P	-
9540 Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos.	C	-
9550 Pinares endémicos canarios.	C	-
9560 * Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.	P	-
9570 * Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i> .	P	-
9580 * Bosques mediterráneos de <i>Taxus baccata</i> .	P	-
9590 * Bosques de <i>Cedrus brevifolia</i> (<i>Cedrosetum brevifoliae</i>).	P	-
95A0 Pinares supra-oromediterráneos.	C	-

Tabla 4. Tipos de hábitats de bosque del Anexo I de la DC 92/43/CEE existentes en Galicia (G).
(C: hábitat de interés comunitario; P: hábitat prioritario para la conservación; ● tipo presente)

EUNIS hábitat type code	English name	EUNIS hábitat type code	English name
G	Woodland, forest and other wooded land	G1.A	Meso- and eutrophic [Quercus], [Carpinus], [Fraxinus], [Acer], [Tilia], [Ulmus] and related woodland
G1	Broadleaved deciduous woodland	G1.A1	[Quercus] - [Fraxinus] - [Carpinus betulus] woodland on eutrophic and mesotrophic soils
G1.1	Riparian and gallery woodland, with dominant alder, birch, poplar or willow	G1.A19	Pyreneo-Cantabrian [Quercus] - [Fraxinus] forests
G1.13	Southern alder and birch galleries	G1.A2	Non-riverine [Fraxinus] woodland
G1.131	Southern black alder galleries	G1.A23	Pyreneo-Cantabrian [Fraxinus] forests
G1.1311	Iberian meso-Mediterranean alder galleries	G1.A4	Ravine and slope woodland
G1.1312	Iberian supra-Mediterranean alder galleries	G1.A44	Pyreneo-Cantabrian mixed [Ulmus] - [Quercus] forests
G1.2	Mixed riparian floodplain and gallery woodland	G1.B	Non-riverine [Alnus] woodland
G1.21	Riverine [Fraxinus] - [Alnus] woodland, wet at high but not at low water	G1.B2	Nemoral [Alnus] woods
G1.214	Northern Iberian [Alnus] galleries	G1.B21	Atlantic [Alnus glutinosa] woods
G1.2141	Galicio-Cantabrian alder galleries	G2	Broadleaved evergreen woodland
G1.22	Mixed [Quercus] - [Ulmus] - [Fraxinus] woodland of great rivers	G2.1	Mediterranean evergreen [Quercus] woodland
G1.221	Great medio-European fluvial forests	G2.11	[Quercus suber] woodland
G1.222	Residual medio-European fluvial forests	G2.113	Northwestern Iberian [Quercus suber] woodland
G1.32	Mediterranean riparian [Ulmus] forests	G2.12	[Quercus ilex] woodland
G1.33	Mediterranean riparian [Fraxinus] woods	G2.124	[Quercus rotundifolia] woodland
G1.331	Iberian supra-Mediterranean ash galleries	G2.1241	Continental [Quercus rotundifolia] woodland
G1.332	Iberian meso-Mediterranean ash galleries	G2.1242	Western [Quercus rotundifolia] woodland
G1.5	Broadleaved swamp woodland on acid peat	G2.2	Eurasian continental sclerophyllous woodland
G1.51	Sphagnum [Betula] woods	G2.21	Mediterraneo-Atlantic [Laurus] - [Quercus] woodland
G1.512	Sedge sphagnum birch woods	G2.6	[Ilex aquifolium] woods
G1.52	[Alnus] swamp woods on acid peat	G3	Coniferous woodland
G1.6	[Fagus] woodland	G3.9	Coniferous woodland dominated by [Cupressaceae] or [Taxaceae]
G1.62	Atlantic acidophilous [Fagus] forests	G3.97	Western Palaearctic [Taxus baccata] woods
G1.625	Western Cantabrian acidophilous beech forests	F3	Temperate and mediterranean-montane scrub
G1.626	Galician acidophilous beech forests	F3.1	Temperate thickets and scrub
G1.66	Medio-European limestone [Fagus] forests	F3.11	Medio-European rich-soil thickets
G1.662	Northwestern Iberian xerophile beech woods	F3.111	Blackthorn-bramble scrub
G1.7	Thermophilous deciduous woodland	F3.1111	Sub-Atlantic blackthorn-bramble scrub
G1.7B	[Quercus pyrenaica] woodland	F3.1112	Atlantic blackthorn-bramble scrub
G1.7B1	Central Iberian [Quercus pyrenaica] forests	F3.13	Atlantic poor soil thickets
G1.7B11	Sub-Atlantic Iberian [Quercus pyrenaica] forests	F3.131	Bramble thickets
G1.7D	[Castanea sativa] woodland	F3.132	Alder buckthorn, rowan, honeysuckle thickets
G1.7D9	Gallo-Iberian [Castanea sativa] forests	F3.17	[Corylus] thickets
G1.8	Acidophilous [Quercus]-dominated woodland	F3.171	Atlantic and sub-Atlantic hazel thickets
G1.86	Ibero-Atlantic acidophilous [Quercus] forests	F3.22	Southwestern sub-mediterranean deciduous thickets
G1.862	Cantabrian acidophilous oak forests	F3.222	Western Iberian sub-Mediterranean deciduous thickets
G1.8622	Western Cantabrian acidophilous oak forests	F5	Maquis, arborescent matorral and thermo-Mediterranean brushes
G1.8623	Oro-Cantabrian acidophilous oak forests	F5.1	Arborescent matorral
G1.863	Luso-Galician collinar acidophilous oak forests	F5.18	[Laurus nobilis] matorral
G1.8631	Mesophile Luso-Galician collinar oak forests	F5.2	Maquis
G1.8632	Humid Luso-Galician collinar oak forests	F5.21	High maquis
G1.864	Luso-Galician montane acidophilous oak forests	F5.211	Western Mediterranean high maquis
G1.9	Non-riverine woodland with [Betula], [Populus tremula] or [Sorbus aucuparia]	F9	Riverine and fen scrubs
G1.91	[Betula] woodland not on marshy terrain	F9.1	Riverine scrub
G1.911	Atlantic lowland and collinar [Betula] woods	F9.12	Lowland and collinar riverine [Salix] scrub
G1.9111	Humid birch woods	F9.126	Iberian sage-leaved willow scrub
G1.9113	Iberian acidophilous birch woods		
G1.915	Montane [Betula celtiberica] woodlands		
G1.93	[Sorbus aucuparia] woodland		

Tabla 5. Tipos de hábitats de bosque existentes en Galicia según la clasificación EUNIS

Conscientes de esta situación y como resultado de los trabajos de caracterización de los ecosistemas forestales del extremo NW Ibérico que llevamos realizando a lo largo de los últimos 20 años, hemos ido configurando una clasificación de bosques que trata de conjugar las propuestas realizadas desde diferentes estamentos científico-técnicos. Algunas propuestas previas pueden

consultarse, por ejemplo, en Rodríguez Guitián (2005, 2007). En este trabajo se presenta una versión de esta clasificación adaptada al nivel actual de conocimiento de la diversidad fitocenótica de las comunidades arbóreas naturales y seminaturales del extremo NW Ibérico con una finalidad eminentemente práctica, tratando de hacerla atractiva al más amplio conjunto de sectores sociales

posible (científicos, gestores forestales y del medio natural, naturalistas, profesores de enseñanza primaria y secundaria, alumnos universitarios, etc.). Debido a limitaciones de espacio, el área geográfica de aplicación principal de esta propuesta se circunscribe al territorio administrativo de Galicia. No obstante, su empleo puede ampliarse más allá de los límites territoriales gallegos, por áreas próximas asturianas, castellano-leonesas o portuguesas que presentan similitudes con Galicia en

aspectos bioclimáticos, edafo-topográficos y biogeográficos. Los resultados obtenidos se utilizarán para valorar la importancia de la vegetación arbolada presente en este territorio dentro del contexto regional (Cornisa Cantábrica) y europeo, así como hacer una serie de reflexiones acerca de la necesidad de acercar este conocimiento a la sociedad con el ánimo de mejorar la conciencia existente sobre la necesidad de mantener y preservar los bosques.

Tipos de formaciones arboladas	Galicia	Tipos de formaciones arboladas	Galicia
1 Boreal forest		8.2 Turkey oak, Hungarian oak and Sessile oak forest	
1.1 Spruce and spruce-birch boreal forest		8.3 Pyrenean oak forest	●
1.2 Pine and pine-birch boreal forest		8.4 Portuguese oak and Mirbeck's oak Iberian forest	
2 Hemiboreal forest and nemoral coniferous and mixed broadleaved-coniferous forest		8.5 Macedonian oak forest	
2.1 Hemiboreal forest		8.6 Valonia oak forest	
2.2 Nemoral scots pine forest		8.7 Chestnut forest	●
2.3 Nemoral spruce forest		8.8 Other thermophilous deciduous forests	
2.4 Nemoral black pine forest		9 Broadleaved evergreen forest	
2.5 Mixed scots pine-birch forest		9.1 Mediterranean evergreen oak forest	
2.6 Mixed scots pine-pedunculate oak forest		Cork oak and holm oak forest	●
3 Alpine coniferous forest		Kermes and alder-leaved oak forest	
3.1 Subalpine larch-arolla pine and dwarf pine forest		9.2 Olive-carob forest	
3.2 Subalpine and montane spruce and montane mixed spruce-silver fir forest		9.3 Palm groves	
3.3 Alpine scots pine and black pine forest		9.4 Macaronesian laurisilva	
4 Acidophilous oak and oak-birch forest		9.5 Other sclerophyllous forests	●
4.1 Acidophyllous oakwood	●	10 Coniferous forest of the Mediterranean, Anatolian and Macaronesian regions	
4.2 Oak-birch forest		10.1 Thermophilous pine forest	
5 Mesophytic deciduous forest		10.2 Mediterranean and Anatolian black pine forest	
5.1 Pedunculate oak-hornbeam forest		10.3 Canarian pine forest	
5.2 Sessile oak-hornbeam forest		10.4 Mediterranean and Anatolian scots pine forest	
5.3 Ashwood and oak-ash forest	●	10.5 Alt-Mediterranean pine forest	
5.4 Maple-oak forest		10.6 Mediterranean and Anatolian fir forest	
5.5 Lime-oak forest		10.7 Juniper forest	
5.6 Maple-lime forest		10.8 Cypress forest	
5.7 Lime forest		10.9 Cedar forest	
5.8 Ravine and slope forest	●	10.10 Tetraclinis articulata stands	
5.9 Other mesophytic deciduous forests		10.11 Mediterranean yew stands	●
6 Beech forest		11 Mire and swamp forests	
6.1 Lowland beech forest of southern Scandinavia and north central Europe		11.1 Conifer dominated or mixed mire forests	
6.2 Atlantic and subatlantic lowland beech forest	●	11.2 Alder swamp forest	●
6.3 Subatlantic submontane beech forest		11.3 Birch swamp forest	●
6.4 Central European submontane beech forest		11.4 Pedunculate oak swamp forest	
6.5 Carpathian submontane beech forest		11.5 Aspen swamp forest	
6.6 Illyrian submontane beech forest		12 Floodplain forest	
6.7 Moesian submontane beech forest		12.1 Riparian forest	●
7 Montane beech forest		12.2 Fluvial forest	●
7.1 South western European montane beech forest (Cantabrians, Pyrenees, central Massif, south western Alps)	●	12.3 Mediterranean and Macaronesian riparian forest	
7.2 Central European montane beech forest		13 Non-riverine alder, birch or aspen forest	
7.3 Apennine-Corsican montane beech forest		13.1 Alder forest	●
7.4 Illyrian montane beech forest		13.2 Italian alder forest	
7.5 Carpathian montane beech forest		13.3 Boreal birch forest	
7.6 Moesian montane beech forest		13.4 Southern boreal birch forest	●
7.7 Crimean montane beech forest		13.5 Aspen forest	
7.8 Oriental beech and hornbeam-oriental beech forest		14 Plantations and self-sown exotic forest	
8 Thermophilous deciduous forest		14.1 Plantations of site-native species	●
8.1 Downy oak forest		14.2 Plantations of not-site-native species and self-sown exotic forest	●

Tabla 6. Categorías de la Clasificación de Formaciones Arboladas de Europa (European forest types, EEA 2007) existentes en Galicia (●)

Metodología

El trabajo sigue, esencialmente, criterios expuestos en publicaciones previas (Rodríguez Guitián 2004, 2005, 2007), considerándose como bosques aquellas formaciones vegetales dominadas por especies arbóreas autóctonas en las que la influencia de la actividad humana sea inexistente (casos excepcionales) o haya tenido un efecto no demasiado intenso sobre su composición florística, sus atributos fisionómico-estructurales y su función ecológica. Además, se han incluido dentro de la clasificación propuesta los "soutos" o castañares, formaciones arboladas dominadas por *Castanea sativa* procedentes de plantaciones antiguas o de masas arboladas preexistentes en las que se ha realizado una selección positiva de esta especie destinada a obtener madera, leñas y fruto (castaña), mediante la selección e injerto de variedades de procedencia local. Este tipo de formaciones arboladas "seminaturales", ejemplo de aprovechamiento de recursos forestales compatible con el mantenimiento de unos elevados niveles de biodiversidad (Rodríguez Guitián et al. 2005, Guitián et al. 2012), se encuentra actualmente en declive a lo largo de toda su área europea de presencia debido al éxodo rural y la fuerte incidencia que diversas enfermedades criptogámicas (tinta, chancro) están teniendo sobre su especie más característica (el castaño), lo que ha motivado su inclusión en el Anexo I de la DC 92/43/CEE (Directiva Hábitats).

La aplicación de los criterios comentados lleva a excluir del análisis aquí realizado a todo un amplio conjunto de masas arboladas existentes en Galicia dominadas por especies introducidas, tales como diferentes especies de eucaliptos (*Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. gigantea*, *E. delegatensis*, etc.), pinos (*Pinus pinaster*, *Pinus radiata*, *P. sylvestris*, *P. pinea*, *P. uncinata*), acacias y mimosas (*Acacia*

melanoxylon, *A. dealbata*, *A. rostrata*, etc.), robinia (*Robinia pseudoacacia*), robles americanos (*Quercus rubra*), etc., así como a aquellas masas arboladas en las que estas especies aparecen entremezcladas en una alta proporción con especies arbóreas autóctonas. Aunque dentro del territorio gallego frecuentemente se alude a *Pinus pinaster* como "pino del país" o "pino gallego", e incluso se llega a su exaltación en el propio Himno Galego como parte intrínseca de la espiritualidad de Galicia, ninguna de las masas arboladas con presencia de esta especie que se pueden encontrar actualmente en el extremo NW Ibérico puede considerarse como bosque ya que proceden de un proceso directo o indirecto de favorecimiento realizado por el ser humano desde hace varios siglos. Además, las reconstrucciones paleoambientales realizadas para este ámbito geográfico establecen que las especies europeas del género *Pinus* que actualmente se pueden encontrar aquí (*P. pinaster*, *P. pinea*) no han tenido relevancia en el paisaje vegetal de las tierras bajas y medias de Galicia desde finales del Pleistoceno (>10.000 años) (Ramil-Rego et al. 2005/2006, Izco et al. 2006, Gómez-Orellana et al. 2007), de lo que se deduce que las masas forestales actualmente dominadas por esta especie son consecuencia directa o indirecta de la actividad humana.

A partir de estas consideraciones, se ha realizado un extenso trabajo de recopilación de inventarios florísticos procedentes, en su mayor parte, de trabajos botánicos, así como información inédita de este tipo contenida en estudios técnicos, informes, trabajos académicos tutorados, etc. Mayoritariamente, la metodología empleada en la captura de esta información ha sido la fitosociológica (Braun-Blanquet 1979), aunque en algún caso se ha aprovechado la obtenida por otros métodos, como el ideado por Ruíz de la Torre y Ruíz del Castillo (1978).

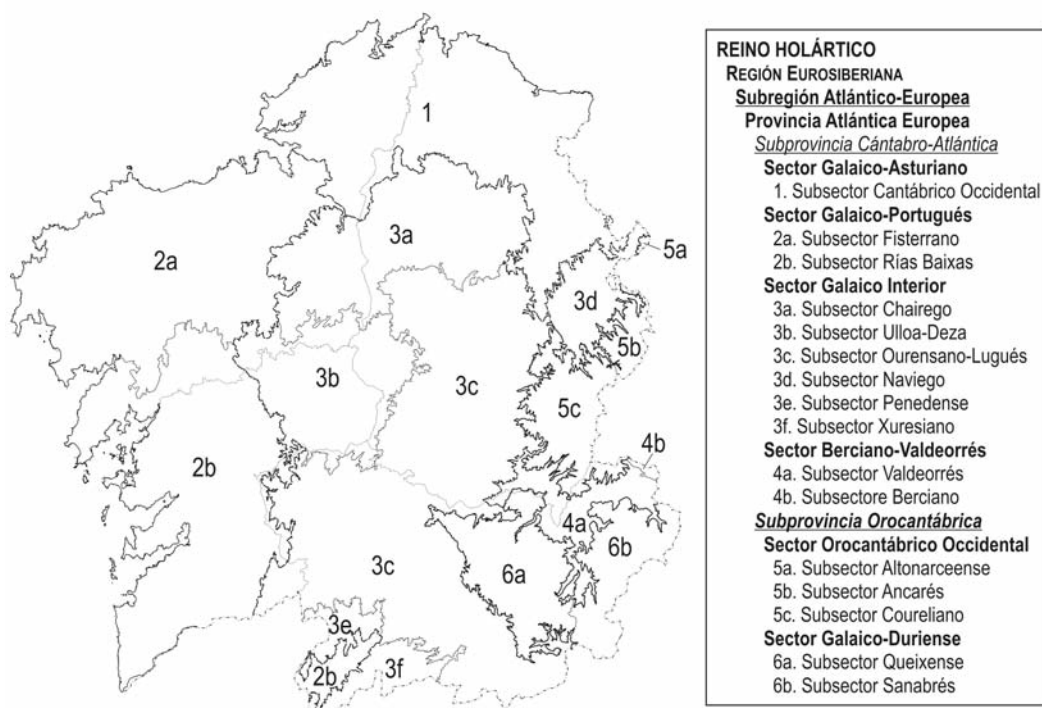


Figura 1. Unidades biogeográficas consideradas en la determinación de la distribución de los tipos de bosques descritos en este trabajo (tomado de Rodríguez Guitián & Ramil-Rego 2008)

Con la información geográfica (localización mediante cuadrículas UTM y altitud) y ambiental que habitualmente acompaña a los inventarios florísticos, se ha determinado la distribución biogeográfica de los diferentes tipos de bosque dentro del esquema de unidades propuesto por Rodríguez Guitián & Ramil-Rego (2008) (Figura 1), mientras que la caracterización de las condiciones termoclimáticas en las que se desarrollan se estableció tomando como referencia el trabajo de Rodríguez Guitián & Ramil-Rego (2007). La caracterización ecológica (altitud, pendiente, orientación, tipos de suelo o unidad litológica) y estructural (altura de copas, cobertura por estratos) contenida en la descripción de los bosques estudiados ha servido para su agrupación en función de los criterios básicos de diferenciación utilizados.

La determinación del tipo de hábitat de interés comunitario del Anexo I de la DC 92/43/CEE en el que se incluye cada uno de los tipos de bosque descritos se ha realizado teniendo en cuenta los criterios del "Manual EUR-27" (CE 2007) y las especificaciones contenidas en la obra "Os habitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descriptivas." (Ramil-Rego et al. 2009b), mientras que su correspondencia con las unidades del sistema de Clasificación EUNIS se ha establecido consultando su versión más reciente disponible en internet (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>). La correspondencia con los tipos de masas arboladas de Europa se ha realizado a partir de las descripciones contenidas en el documento "European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy." (EEA 2007).

En último lugar, y siempre que ha sido posible, cada uno de los tipos de bosques considerados se ha relacionado con la unidad sintaxonómica (asociación o subasociación fitosociológica) que sustenta su descripción, siguiendo, básicamente, el esquema de unidades publicado por Rivas-Martínez (2011). La nomenclatura de las especies botánicas características de cada unidad sigue las propuestas de Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2010) para los grupos publicados en dicha obra y la de Flora Europea (Tutin et al. 1964-1980) para el resto.

Resultados

Niveles jerárquicos considerados en la clasificación

Los criterios clasificatorios empleados en la diferenciación de los tipos de bosques considerados se muestran de una forma esquemática en la tabla 7. El primer nivel de separación de los bosques definidos resulta de la identificación de los factores ambientales que determinan su presencia en un determinado lugar. Si éstos son de carácter climático (básicamente rangos de precipitaciones y temperaturas atmosféricas anuales) conducen a los denominados "bosques climatófilos", mientras que si el principal factor que explica su presencia es la existencia de una capa freática próxima a la superficie del terreno, o que

la puede llegar a superar en un amplio período a lo largo del año, se trata de bosques "edafohigrófilos". La aplicación de este criterio en la práctica se resuelve habitualmente identificando las especies arbóreas principales del bosque objeto de análisis, pues la preferencia por ambientes edáficos saturados de humedad de taxones como el aliso (*Alnus glutinosa*), el negrillo (*Ulmus minor*), ciertos sauces (*Salix alba*, *Salix atrocinerea*, *Salix fragilis*, *Salix neotricha*, *Salix salviifolia*, etc.) y los fresnos (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*) lleva a admitir con una casi total seguridad que la causa ecológica de que estas especies lleguen a dominar ciertos tipos de bosques es que se encuentran asentados sobre suelos afectados por una hidromorfía más o menos intensa y prolongada. Por lo general, el dominio de otras especies arbóreas en los bosques se asocia a la existencia de suelos bien drenados durante la mayor parte del año.

En el segundo nivel del sistema clasificatorio propuesto, la discriminación entre categorías se realiza de manera diferente según se trate de bosques edafohigrófilos o climatófilos. En el primero de estos grupos se ha optado por diferenciar subcategorías en función de las características hidrológicas del biotopo en el que se desarrollen; así se tienen bosques sobre suelos bien aireados durante la mayor parte del año, situados en las riberas de los cursos fluviales (bosques de ribera o riparios), bosques situados sobre las márgenes fluviales (llanuras de inundación o vegas), cubiertos por las crecidas de los ríos y con una capa freática próxima a la superficie del terreno gran parte del año (bosques aluviales), bosques alejados de los cursos fluviales pero influenciados por una capa freática próxima a la superficie del terreno (bosques tempori-higrófilos) y bosques permanentemente encharcados o casi (bosques pantanosos).

Por su parte, los bosques climatófilos se discriminan en función del grado de adaptación de sus especies características a la diversidad macroclimática que existe en el territorio. Así, se diferencian bosques mesófilos, cuya distribución se asocia a las áreas con macroclima templado aunque puntualmente pueden estar presentes en lugares de clima mediterráneo en los que la capacidad de retención de agua de los suelos sea elevada, de bosques xerófilos, cuyas especies dominantes están adaptadas a condiciones climáticas caracterizadas por una reducida humedad atmosférica y radicular durante el verano (macroclima mediterráneo), si bien pueden aparecer de manera puntual en localidades con escasa retención hídrica y/o elevada insolación dentro del dominio territorial del macroclima templado.

En general, las especies arbóreas características de estos dos grandes grupos de bosques climatófilos muestran adaptaciones particulares para sobrevivir en los períodos ambientalmente más desfavorables para la actividad vegetal. En el primer caso, la caducifolia es la respuesta de estas plantas a las bajas temperaturas invernales, ya que es el invierno la estación que condiciona la supervivencia de los árboles de hojas anchas y tiernas; en el segundo, la presencia de hojas durante todo el año y su textura más o menos coriácea o endurecida son adaptaciones vegetales a sobrellevar una época estival, calurosa y con escasa humedad ambiental y de fuerte poder desecante. No

obstante, a pesar de las tendencias señaladas, dentro del territorio considerado aparecen dos tipos de formaciones arboladas en áreas climáticamente templadas cuyas especies más características son perennifolias: las tejedas (bosques dominados por el tejo, *Taxus baccata*) y los acebales (bosques dominados por el acebo, *Ilex aquifolium*). En ambos casos se trata de tipos de bosque cuya distribución se encuentra fuertemente ligada al macroclima templado y, aunque algunos autores incluyen las tejedas entre los bosques criófilos de tipo aciculifolio

(pinares, abetales, bosques de piceas y alerces, etc.)(Ruiz de la Torre 1990), de amplia distribución a lo largo de las principales cadenas montañosas y territorios boreales del hemisferio norte, tanto el ambiente climático al que se asocian preferentemente estos dos tipos de bosques como sus relaciones dinámicas los aproximan más a los bosques mesófilos caducifolios (Rodwell 1991, Rodríguez Guitián et al. 2010), razones por las que los consideramos como casos particulares dentro de estos últimos.

Nivel jerárquico	Criterio	Tipologías	
1	Zonalidad/azonalidad	Bosques climatófilos	Bosques edafohigrófilos
2	Relación macroclimática/Biotopo	Bosques meso-caducifolios/ xero-perennifolios	Bosques riparios/aluviales/ temporihigrófilos/pantanosos
3	Edáfico (disponibilidad de nutrientes)	Bosques oligotrofos/meso-eutrofos	
4	Fisionómico	Microbosques/meso-macrobosques	
5	Botánico	Variadas en función de la/s especie/s dominante/s	
6	Biogeográfico/termoclimático	Variadas en función de su distribución territorial/termoclima	

Tabla 7. Criterios considerados en el diseño de la estructura jerárquica de la clasificación de bosques propuesta

En el tercer nivel de segregación, tanto para los edafohigrófilos como climatófilos, se discriminan las tipologías de bosques en función del contenido nutricional de los suelos sobre los que se asientan. Básicamente, el espectro de situaciones relacionadas con este factor ambiental que se puede encontrar en Galicia se reduce a la diferenciación de aquellos bosques que crecen sobre suelos derivados de rocas ricas en sílice, ya sean de tipo sedimentario, metamórfico o ígneo, de aquellos otros que lo hacen sobre sustratos que proceden de la alteración de materiales litológicos pobres en este mineral, de entre los que son predominantes en Galicia las rocas carbonatadas (calizas, dolomías, magnesitas, margas carbonatadas) y las rocas básicas y ultrabásicas de origen ígneo o metamórfico. En el primer caso, se habla de bosques oligotrofos (acidófilos o silicícolas en otras clasificaciones), mientras que en el segundo se denominan meso-eutrofos (neutro-basófilos en otras propuestas).

Por debajo del nivel jerárquico anterior se pueden diferenciar subconjuntos en función de espectos fisionómico-estructurales asociados a la altura máxima que habitualmente alcanzan las respectivas especies dominantes. De este modo, se distinguen microbosques, cuya talla oscila entre los 4 y 10 m de altura y frecuentemente dominados por especies arbóreas cuya forma de vida corresponde con microfanerófitos (2-10 m), como el madroño (*Arbutus unedo*), el laurel (*Laurus nobilis*), el arce de Montpellier (*Acer monspessulanum*), el avellano (*Corylus avellana*), el acebo (*Ilex aquifolium*), el serbal (*Sorbus aucuparia*), los mostajos (*Sorbus aria*, *S. intermedia*, *S. torminalis*), el cerezo de racimo (*Prunus*

padus), el loro (*Prunus lusitanica*), ciertos sauces (*Salix atrocinerea*, *S. caprea*, *S. salviifolia*, etc.), el arraclán (*Frangula alnus*), el peral silvestre (*Pyrus cordata*), el endrino (*Prunus spinosa*) o el espino albar (*Crataegus monogyna*). En el caso contrario, los bosques dominados por especies de mayor talla, mesofanerófitos (10-22 m) y macrofanerófitos (22-50 m), como robles (*Quercus faginea*, *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pyrenaica* y sus híbridos), encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), alcornoque (*Quercus suber*), castaño (*Castanea sativa*), haya (*Fagus sylvatica*), abedul (*Betula pubescens*), aliso (*Alnus glutinosa*), fresnos (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia* y sus híbridos), cerezo (*Prunus avium*), olmos (*Ulmus glabra*, *U. minor*), arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*) o se incluyen dentro de los denominados “mesobosques”, si superan los 10 m pero no rebasan los 25 m, o en los “macrobosques” (con altura superior de copas mayor de 25 m). Al no existir especies arbóreas autóctonas cuya talla rebase los 50 m de altura, se considera que en NW Ibérico no existen “megabosques”, formaciones vegetales habituales en áreas lluviosas tropicales de América, África, Asia y Oceanía y ciertas partes de la cintura templada del continente norteamericano.

La diferenciación entre micro y meso-macrobosques lleva asociada, en la mayor parte de los casos, información relacionada ya sea con las condiciones del medio en el que se desarrollan los diferentes tipos de bosques como con su papel en la dinámica de la cubierta vegetal. De esta forma, dentro del territorio estudiado, los microbosques suelen ser formaciones arboladas adaptadas a crecer en ambientes limitantes para otros tipos de bosques (ya sea por exceso de frío, fluctuaciones fuertes del caudal en los ríos, existencia de

suelos con escasa capacidad de retención hídrica, etc.), que están dominados por especies más exigentes, o bien constituyen fases intermedias dentro del proceso de sucesión vegetal; en este último caso, suelen verse desplazados competitivamente por otros tipos de formaciones arboladas dominadas por especies más longevas al cabo de unas pocas decenas de años; por su parte, los meso y macrobosques, especialmente estos últimos, suelen constituir las fases más estables de la cubierta vegetal en las áreas templadas peninsulares, a veces sin experimentar grandes cambios durante cientos de años.

Para descender un escalón más en la jerarquía de unidades contempladas en esta clasificación se aplica un criterio botánico que exige un cierto conocimiento de la flora constitutiva de los bosques, principalmente de aquellas especies que contribuyen no tanto a la configuración de su aspecto externo (especies dominantes en el estrato superior) como interno (especies arbustivas, lianas y, sobre todo, herbáceas más abundantes en el sotobosque). Siguiendo un razonamiento con un fuerte componente intuitivo, las unidades que resultan de la aplicación de este criterio botánico reciben principalmente denominaciones de uso corriente en el lenguaje vulgar, como robledales, hayedos, alisedas, abedulares, madroñales, etc., aspecto que dota a esta clasificación de un gran potencial de penetración en sectores sociales constituidos por personas con un nivel bajo de conocimientos botánicos, contribuyendo activamente a su divulgación.

El último criterio de discriminación incorpora aspectos territoriales (biogeográficos) y bioclimáticos (termotipos) como herramientas de discriminación de unidades de bosque. Este nivel de diferenciación es la plasmación del reconocimiento, como resultado de la dinámica paleoambiental de los diferentes territorios y de las diversas condiciones climáticas que actualmente existen en Galicia, de que las especies vegetales se combinan de manera diferente en áreas geográficas más o menos próximas. Esto permite diferenciar, por ejemplo, dentro de los robledales dominados por *Quercus robur* que se pueden encontrar hoy en día en las áreas costeras de Galicia, unos en los que son muy abundantes los helechos higrófilos (robledales cantábricos occidentales), cuya distribución comprende una amplia franja que se caracteriza por presentar veranos brumosos y que se extiende desde la desembocadura del Río Eume hasta la cuenca alta del Río Eo, de otros en los que escasean estas especies pero que, a cambio, cuentan con la presencia de otras adaptadas a veranos más cálidos y secos (robledales termófilos galaico-portugueses), cuya distribución comprende principalmente las áreas costeras al S de Pontedeume y la mayor parte de las áreas interiores de altitudes medias, así como la porción más occidental norportuguesa.

Número de categorías y distribución geográfica de la información

La aplicación de los criterios comentados deviene en el establecimiento de 93 tipologías de bosques (tabla 8). Teniendo en cuenta los tres principales grupos establecidos en virtud de la aplicación de los dos primeros criterios

discriminantes, los inventarios pertenecientes a bosques meso-caducifolios constituyen casi los dos tercios del conjunto de referencias disponibles, resultado esperable teniendo en cuenta las condiciones ambientales predominantes dentro del área analizada. A continuación se encuentran los bosques de carácter edafo-higrófilo, que suponen algo menos de un tercio de las muestras analizadas, siendo minoritarios (11,5% del total) los de tipo xero-perennifolio (tabla 9).

En cuanto al reparto territorial de las localidades de las que se dispone de información acerca de sus tipos de bosque (tabla 10), el 80,1% de ellas se encuentran dentro de los límites administrativos de Galicia, repartiéndose el resto entre las provincias limítrofes de Asturias, León y Zamora y los distritos norportugueses de Viana do Castelo, Braga, Vila Real y Bragança.

Por provincias gallegas, la de Lugo es, con mucho, la unidad administrativa de la que se dispone de mayor información (un 62% de los inventarios recopilados), situándose a continuación en orden decreciente las provincias de A Coruña, Ourense y Pontevedra. Como puede observarse, esta distribución provincial de la información no guarda proporción con las respectivas superficies cubiertas por bosques, de manera que en A Coruña y, sobre todo, en Lugo, el número de inventarios disponibles resulta sensiblemente superior al que cabría esperar en función de la proporción de superficie de bosques que corresponde a estas dos provincias (tabla 10). Paralelamente, se dispone de un número extraordinariamente bajo de inventarios para la provincia de Pontevedra, que teniendo un número de hectáreas de bosques próximo al de A Coruña, aporta casi dos tercios menos de inventarios que ésta. Si el análisis se hace teniendo en cuenta las 19 unidades biogeográficas (subsectores) establecidas dentro del territorio estudiado por Rodríguez Guitián & Ramil-Rego (2008)(tabla 11), se observa que la mayor concentración de inventarios tiene lugar en el Subsector Cantábrico Occidental (N de A Coruña, N y NE de Lugo y NW de Asturias), que alberga casi un tercio de las muestras. A éste le siguen los subsectores Courelao y Chairego, con casi un 14% de las muestras en ambos casos, y Ourensano-Lugués, con casi el 9%. El 32,2% restante se distribuye entre las otras 15 unidades biogeográficas.

Como puede apreciarse en la figura 2, los sesgos comentados en la distribución geográfica de las muestras utilizadas de bosques no están correlacionados con la distribución ocupada actualmente por las masas arboladas autóctonas, ya que existen amplias áreas en las cuatro provincias gallegas y las vecinas asturianas, castellano-leonesas y norportuguesas que poseen superficies de bosque más o menos extensas pero para las que no se dispone de inventarios a partir de los que realizar su caracterización. A este respecto, podría citarse como caso especialmente llamativo el del Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña), que comprende casi 2.900 has de bosques cuyas características ecológicas, florísticas y estructurales se conocen, tan sólo parcialmente, a partir de 30 inventarios distribuidos en 15 cuadrículas UTM de 1x1 km. Esta descompensación territorial en la toma de

inventarios se debe, principalmente, a que los muestreos se han realizado en el marco de trabajos botánicos dirigidos a la caracterización de la cubierta vegetal de áreas que, por causas variadas (proximidad a los centros de trabajo,

facilidad de acceso a las diferentes áreas geográficas, época histórica de adquisición de los datos, etc.) se han visto beneficiadas frente a otras.

Tipos/subtipos	Nº de categorías	Total subgrupo	Tipos/subtipos	Nº de categorías	Total subgrupo
1-Bosques edafohigrófilos					
11-Bosques riparios			21112-Avellanadas oligotrofas	2	
111-Bosques riparios oligotrofos			21113-Acebales oligotrofos	2	
1111-Microbosques riparios oligotrofos			2112-Meso-macrobosques mesófilos oligotrofos		
11111-Avellanadas-saucedas riparias oligotrofas	2		21121-Robledales oligotrofos de Q. robur	5	
11112-Saucedas riparias oligotrofas	1		21122-Robledales oligotrofos de Q. petraea	2	
1112-Meso-macrobosques riparios oligotrofos			21123-Melojares oligotrofos	3	
11121-Fresnedas riparias oligotrofas	2		21124-Abedulares oligotrofos	4	
11122-Abedulares riparios oligotrofos	4		21125-Hayedos oligotrofos	2	
11123-Alisedas riparias oligotrofas	4		21126-Bosques de sauces cabrunos y serbales	1	
112-Bosques riparios meso-eutrofos			21127-Bosques mixtos oligotrofos	4	
1121-Microbosques riparios meso-eutrofos			21128-Tejedas oligotrofas	1	
11211-Saucedas riparias meso-eutrofas	1		2112A-Castañares oligotrofos	2	29
1122-Avellanadas riparias meso-eutrofas	1		212-Bosques mesófilos mesófilos		
1122-Meso-macrobosques riparios meso-eutrofos			2121-Microbosques mesófilos meso-eutrofos		
11221-Alisedas serpentina-basófilas	1	16	21211-Espinales meso-eutrofos (calcícolas)	5	
12-Bosques aluviales			21212-Avellanadas meso-eutrofas (calcícolas)	2	
121-Bosques aluviales oligotrofos			21213-Acebales mesófilos meso-eutrofos (calcícolas)	1	
1211-Microbosques aluviales oligotrofos			2122-Meso-macrobosques mesófilos meso-eutrofos		
12111-Espinales aluviales oligotrofos	1		21221-Robledales meso-eutrofos de Q. robur	2	
1212-Meso-macrobosques aluviales oligotrofos			21222-Robledales meso-eutrofos de Q. petraea (calcícolas)	1	
12121-Fresnedas aluviales oligotrofas	1		21223-Melojares meso-eutrofos (calcícolas)	1	
12122-Abedulares aluviales oligotrofos	1		21224-Hayedos meso-eutrofos (calcícolas)	1	
12123-Alisedas aluviales oligotrofas	1		21225-Bosques mixtos meso-eutrofos (calcícolas)	2	
12124-Robledales aluviales oligotrofos	1		21226-Tejedas meso-eutrofos (calcícolas)	1	
12125-Bosques mixtos aluviales oligotrofos	1	6	2122A-Castañares meso-eutrofos (calcícolas)	2	18
13-Bosques tempohigrófilos			22-Bosques xero-perennifolios		
131-Bosques tempohigrófilos oligotrofos			221-Bosques xero-perennifolios oligotrofos		
1311-Microbosques tempohigrófilos oligotrofos			2211-Microbosques xero-perennifolios oligotrofos		
13111-Espinales tempohigrófilos	1		22111-Laureales oligotrofos	4	
1312-Meso-macrobosques tempohigrófilos oligotrofos			22112-Madroñales oligotrofos	3	
13121-Robledales tempohigrófilos	2	3	2212-Meso-macrobosques xero-perennifolios oligotrofos		
14-Bosques pantanosos			22121-Encinares oligotrofos	1	
141-Bosques pantanosos oligotrofos			22122-Alcornocales	4	12
1411-Meso-macrobosques pantanosos oligotrofos			222-Bosques xero-perennifolios meso-eutrofos		
14111-Alisedas/saucedas pantanosas	2		2221-Microbosques xero-perennifolios meso-eutrofos		
14112-Abedulares higrófilos	3	5	22211-Laureales meso-eutrofos (calcícolas)	1	
2-Bosques climatófilos			22212-Madroñales meso-eutrofos (calcícolas)	1	
21-Bosques mesófilos			2222-Meso-macrobosques xero-perennifolios meso-eutrofos		
211-Bosques mesófilos oligotrofos			22221-Encinares meso-eutrofos (calcícolas)	2	4
2111-Microbosques mesófilos oligotrofos			TOTAL	93	93
21111-Espinales oligotrofos	1				

Tabla 8. Número de tipos y subtipos de bosques identificados en Galicia

Tipo de bosque	Nº de inventarios	%
Edafohigrófilos	890	29,4
Climatófilos meso-caducifolios	1.786	59,1
Climatófilos xero-perennifolios	348	11,5
Total	3.024	100,0

Tabla 9. Reparto de los inventarios recopilados en función de los tres principales grupos ecológicos considerados

Territorio	Nº de inventarios	% inv.	Superficie bosque*	% superficie de bosque*
A Coruña	245	8,1	19.809	2,3
Lugo	1.876	62,1	178.621	20,4
Ourense	188	6,2	82.482	9,4
Pontevedra	100	3,3	18.307	2,1
Asturias	327	10,8	222.614	25,5
León	187	6,2	224.942	25,7
Zamora	73	2,4	97.812	11,2
Portugal	28	0,9	29.288	3,4
Total	3.024	100,0	873.875	100,0

Tabla 10. Distribución territorial de los inventarios recopilados con respecto a la superficie ocupada por bosques según el IFN3 (España) y CLC2006 (Portugal)

Unidades	Nº inventarios	%
1a. Cantábrico Occidental	946	31,3
1b. Ovetense	6	0,2
2a. Fisterrano	52	1,7
2b. Rías Baixas	157	5,2
3a. Chairego	421	13,9
3b. Ourensano-Lugués	264	8,7
3c. Ulloa-Deza	35	1,2
3d. Naviego	205	6,8
3e. Penedense	39	1,3
3f. Xuresiano	22	0,7
4a. Valdeorrés	111	3,7
4b. Berciano	67	2,2
5a. Altonarceense	21	0,7
5b. Anarés	177	5,9
5c. Coureliano	419	13,9
5d. Laciano	3	0,1
6a. Queixense	6	0,2
6b. Sanabrés	67	2,2
7. Maragato-Tamogué	6	0,2

Tabla 11. Distribución de los inventarios de bosques por unidades biogeográficas

Clasificación	Nº de correspondencias	% de correspondencia
DC 92/43/CEE Anexo I	71	78,0
EUNIS Habitat Classification	88	96,7
Forest Type Classification	77	84,6

Tabla 12. Grado de correspondencia entre la clasificación de tipos de bosques presentada, los tipos de hábitats boscosos del Anexo I de la DC 92/43/CEE y las categorías incluidas en las clasificaciones EUNIS y FTC

Caracterización de los tipos de bosques existentes en el extremo NW Ibérico

A continuación se realiza una descripción resumida de cada uno de los tipos de bosques existentes en Galicia y territorios asturianos, castellano-leoneses y norportugueses próximos en aplicación de los criterios descritos anteriormente. Para cada uno de ellos se indica su ecología (aspectos topo-edáficos y termoclimáticos), especies características (presentes en la mitad o más de inventarios disponibles) por estratos (dosel E_1 : >1,5 m; sotobosque E_2 : <1,5 m) y siguiendo un orden decreciente de frecuencia de aparición, unidades biogeográficas en las que están presentes, correspondencia fitosociológica y con los tipos de hábitats del Anexo I de la DC 92/43/CEE, la clasificación EUNIS y la Clasificación Europea de Tipos de Masas Arboladas, y las referencias en las que se basa su descripción.

1. Bosques higrófilos

Bosques distribuidos a lo largo de áreas cuyo nivel freático se encuentra muy próximo a la superficie del terreno durante todo el año, están sometidos a encharcamiento temporal durante los periodos de avenida o se asientan en áreas cubiertas por aguas estancadas durante periodos de duración variable. Los ambientes ecológicos en los que se registran estos condicionantes edáficos se asocian a los márgenes y riberas fluviales, la periferia de los sistemas lacustres y áreas turbosas, lugares llanos en los que el agua freática presenta fuertes oscilaciones anuales, llegando a impedir la infiltración de las precipitaciones en la época invernal, y enclaves en los que tiene lugar el afloramiento de aguas subsuperficiales de manera difusa.

Aunque dentro del territorio gallego este gran grupo de bosques se asienta sobre sustratos de tipo silíceo, en algunos casos se observan particularidades florísticas relacionadas con la presencia de suelos con un mayor contenido de nutrientes asociados a afloramientos de rocas

carbonatadas o rocas metamórficas de tipo básico o ultrabásico. En la figura 3 se ilustra, de manera idealizada, la localización ecológica más frecuente de cada una de las

principales tipologías reconocidas dentro de este tipo de bosques.

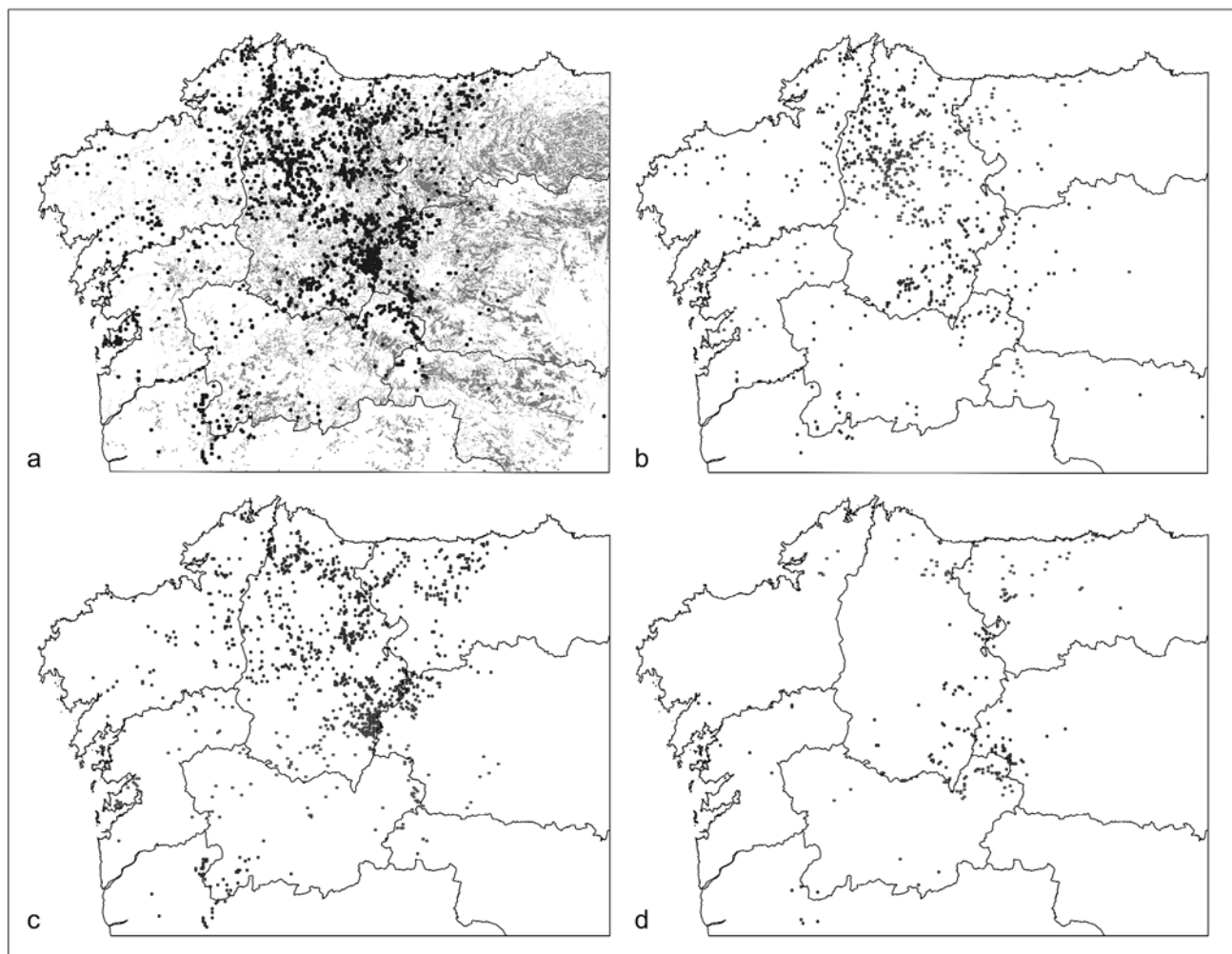


Figura 2 (PAGINA ANTERIOR). Localización geográfica de las cuadrículas UTM de 1x1 km que contienen las localidades de bosques inventariadas utilizadas en este trabajo. **a:** superposición de las cuadrículas que contienen localidades inventariadas con la superficie ocupada por masas arboladas autóctonas según diversas fuentes de cartografía forestal: IFN3 para el territorio español (MMA 2001, 2002a,b,c, 2003a,b, 2004) y Corine Land Cover 2006 (CLC2006) para el Norte de Portugal (Caetano et al. 2009). **b:** localización de las cuadrículas UTM de 1x1 km con inventarios de bosques edafohigrófilos. **c:** localización de las cuadrículas UTM de 1x1 km con inventarios de bosques climatófilos mesófilos. **d:** localización de las cuadrículas UTM de 1x1 km con inventarios de bosques climatófilos xeroperennifolios

1.1. Bosques asociados a cauces fluviales

Bosques de carácter lineal, aunque de anchura variable condicionada por la configuración edafo-topográfica local, situados en las márgenes fluviales y afectados por la fluctuación anual del caudal que circula por el cauce activo. Pueden estar temporalmente inundados, pero los suelos, a menudo conformados por capas sucesivas de materiales ricos en humus y otros más areno-limosos (fluvisoles), están bien aireados en superficie durante la época estival. Dentro de esta tipología se observan particularidades florísticas, como se comentó anteriormente, debidas a la

presencia en determinadas áreas de sustratos rocosos carbonatados o de tipo básico/ultrabásico, lo que justifica la distinción dentro de algunas de las categorías que aquí se incluyen entre bosques oligotrofos y meso-eutrofos. Las condiciones de estabilidad/inestabilidad de los márgenes, la variación estacional de los caudales y aspectos bioclimáticos (termométricos principalmente) ejercen igualmente un proceso de selección de las especies dominantes en este gran grupo de bosques. Así, en los tramos superiores de las cuencas fluviales, a menudo con clima más riguroso, caudales muy fluctuantes y cauces más

inestables, suelen configurarse formaciones de ribera dominadas por pequeños árboles (*Corylus avellana*, *Frangula alnus*, *Salix atrocinerea*) y arbustos grandes (*Erica arborea*, *Genista florida*) que son sustituidos progresivamente hacia territorios más bajos y sobre márgenes más estables y bien abastecidos de agua freática, por especies de mayor talla (*Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Betula pubescens*, *Fraxinus angustifolia*, *F. excelsior*, *F. x oxycarpa*, *Quercus robur*, *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Ulmus glabra*, *U. minor*). Por último, sobre lechos

fluviales rocosos o pedregosos, relativamente frecuentes en los cursos bajos de los principales ríos del territorio (Miño, Sil, Ulla, Navia, Cabe), pero en ocasiones presentes en tramos medios y altos de muchas otras cuencas fluviales, es posible encontrar saucedas dominadas por diversas especies e híbridos interespecíficos del género *Salix* (*Salix alba*, *S. atrocinerea*, *S. eleagnos* subsp. *angustifolia*, *S. fragilis*, *S. salviifolia*, *S. triandra*, *S. x neotricha*, *Salix x secalliana*, etc.).

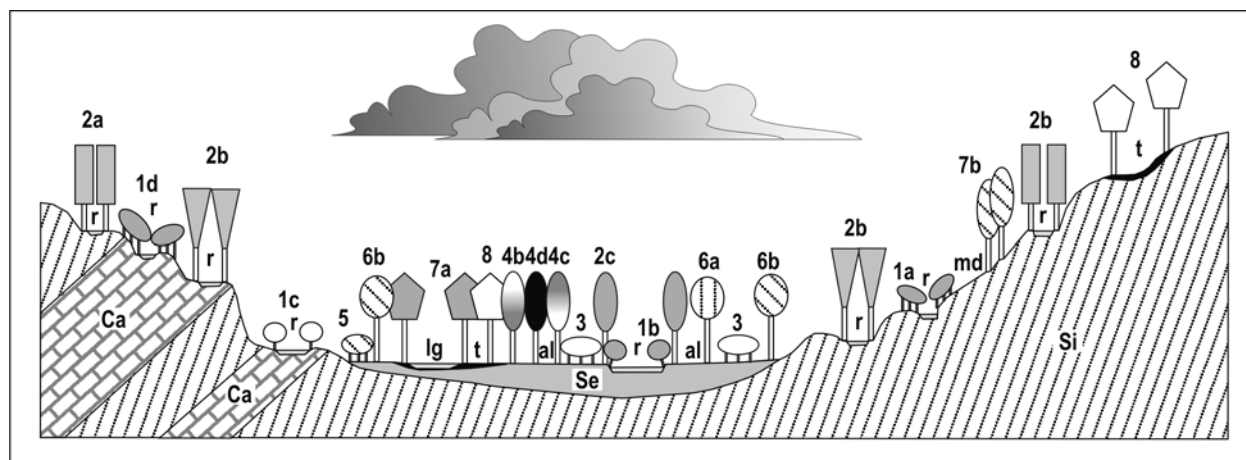


Figura 3. Situación idealizada de los principales tipos de bosques edafo-higrófilos reconocidos en el NW Ibérico con relación a sus diferentes ambientes ecológicos característicos (al: llanura aluvial; lg: lagunas y charcas permanentes; md: manantiales de aguas difusas; r: márgenes riparios; t: turberas y áreas pantanosas). **Materiales litológicos:** Ca: rocas carbonatadas, Se: sedimentos detríticos, Si: rocas silíceas. **Tipos de bosque:** 1: **microbosques riparios** (a: avellanadas-saucedas oligotrofas, b: saucedas oligotrofas, c: saucedas meso-eutrofas, d: avellanadas meso-eutrofas). 2: **meso-macrobosques riparios** (a: abedulares, b: fresnedas, c: alisedas). 3: **microbosques aluviales** (espinales). 4: **meso-macrobosques aluviales** (a: fresnedas, b: alisedas, c: abedulares, d: robledales mixtos,). 5: **microbosques freatófilos** (espinales). 6: **meso-macrobosques freatófilos** (a: fresnedas, b: robledales y melojares). 7: **meso-macrobosques pantanosos** (a: alisedas pantanosas, b. alisedas de ladera). 8: **meso-macrobosques turfófilos** (abedulares)

1.1.1.1.1.a. Avellanadas-saucedas riparias oligotrofas cántabras occidentales

Ecología: microbosques oligotrofos meso-supratemplados asociados a cauces de fuerte oscilación de caudal de las áreas de cabecera de las montañas septentrionales de Galicia y el noroccidente asturiano (subsector Cantábrico occidental).

Especies características: E₁(>1,5 m): *Corylus avellana*, *Salix atrocinerea*, *Quercus robur*, *Betula pubescens*, *Ilex aquifolium*. E₂(<1,5 m): *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant*, *Rubus* sp., *Hedera hibernica*, *Oxalis acetosella*, *Lonicera periclymenum*, *Saxifraga spathularis*, *Holcus mollis*, *Dryopteris affinis*, *Dryopteris dilatata*, *Vaccinium myrtillus*, *Cardamine pratensis*, *Hypericum androsaemum*, *Euphorbia dulcis*, *Viola riviniana*, *Ajuga reptans*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Hyperico androsaemi-Coryletum avellanae*.

Referencias: Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2010a).

1.1.1.1.1.b. Avellanadas riparias oligotrofas orocantábricas occidentales

Ecología: microbosques oligotrofos meso-supratemplados asociados a cauces de fuerte oscilación de caudal de las áreas de cabecera de los ríos de las montañas del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Corylus avellana*, *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Crataegus monogyna*. E₂(<1,5 m): *Allium ursinum*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Daphne laureola*, *Dryopteris filix-mas*, *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum*, *Luzula sylvatica*, *Melica uniflora*, *Mercurialis perennis*, *Milium efussum*, *Oxalis acetosella*, *Polygonatum verticillatum*, *Polypodium vulgare*, *Polystichum setiferum*, *Rubus* sp., *Valeriana pyrenaica*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.1.1.1.2.a. Saucedas riparias oligotrofas berciano-valdeorresas y miñenses

Ecología: microbosques oligotrofos mesomediterráneos y termotemplados asociados a tramos fluviales de gran caudal y fuerte estiaje de las cuencas medias y bajas de los ríos Miño y Sil, en donde configuran una banda arbolada interpuesta entre el río y las alisedas riparias o colonizan los lechos fluviales pedregosos desprovistos de agua durante el estiaje.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Salix salviifolia*, *Fraxinus angustifolia*, *Alnus glutinosa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Lythrum salicaria*, *Phalaris arundinacea*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Bidens frondosa*, *Oenanthe crocata*, *Polygonum hydropiper*, *Solanum dulcamara*, *Calystegia sepium*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Apium nodiflorum*, *Chenopodium ambrosioides*.

Distribución biogeográfica: 2b, 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 92A0 // F9.126 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Salicetum salviifoliae*.

Referencias: Bellot Rodríguez (1968), Amigo (2005), Ramil-Rego et al. (2009b).

1.1.1.2.1.a. Fresnedas riparias oligotrofas orocantábricas occidentales

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados de los tramos medios (puntualmente presentes en tramos bajos con cauces no aptos para las alisedas) de las áreas montañosas septentrionales (N de A Coruña y Lugo y NW de Asturias).

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Corylus avellana*, *Prunus avium*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Chaerophyllum hirsutum*, *Polystichum setiferum*, *Valeriana pyrenaica*, *Phyllitis scolopendrium*, *Brachypodium sylvaticum*, *Lonicera periclymenum*, *Polypodium vulgare*, *Hedera hibernica*, *Athyrium filix-femina*, *Primula acaulis*, *Mercurialis perennis*, *Melica uniflora*, *Dryopteris filix-mas*, *Oxalis acetosella*, *Euphorbia dulcis*, *Euphorbia amygdaloides*, *Rubus* sp., *Heracleum sphondylium*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Geranium robertianum*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // G1.2141 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Festuco giganteae-Fraxinetum excelsioris*.

Referencias: Silva-Pando (1990), Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2010a), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián et al. (2009) y datos propios.

1.1.1.2.1.b. Fresnedas riparias oligotrofas cantábricas occidentales

Ecología: mesobosques oligotrofos meso-supratemplados inferiores de los tramos medios y altos de ríos con caudales oscilantes de las áreas montañosas del oriente lucense.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*, *Salix atrocinerea*, *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Athyrium filix-femina*, *Saxifraga spathularis*, *Dryopteris affinis*, *Rubus* sp., *Blechnum spicant*, *Hedera hibernica*, *Oxalis acetosella*, *Lonicera periclymenum*, *Luzula sylvatica*, *Euphorbia dulcis*, *Hypericum androsaemum*, *Holcus mollis*, *Ajuga reptans*, *Dryopteris dilatata*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Polystichum setiferum*, *Polypodium vulgare*, *Viola riviniana*, *Primula acaulis*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // G1.2141 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Valeriano pyrenaicae-Fraxinetum excelsioris*.

Referencias: Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2010a), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

1.1.1.2.2.a. Abedulares riparios xuresiano-penedenses

Ecología: mesobosques oligotrofos meso-supratemplados de los tramos medios y altos de ríos con caudal poco oscilante de los macizos montañosos luso-galaicos de Peneda-Leboreiro y Xurés-Gerês.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Betula pubescens*, *Salix atrocinerea*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Athyrium filix-femina*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Euphorbia dulcis*, *Omphalodes nitida*, *Blechnum spicant*, *Dryopteris affinis*, *Lonicera periclymenum*, *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum*, *Teucrium scorodonia*, *Oenanthe crocata*, *Cirsium palustre*.

Distribución biogeográfica: 3e, 3f.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Carici reuterianae-Betuletum pubescentis*.

Referencias: Honrado et al. (2003).

1.1.1.2.2.b. Abedulares riparios oligotrofos cantábricos occidentales y chairegos

Ecología: mesobosques oligotrofos meso-supratemplados de los tramos altos de ríos con caudal poco oscilante de las Serras Septentrionales gallegas y del NW de Asturias.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Betula pubescens*, *Salix atrocinerea*, *Quercus robur*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubus* sp., *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*, *Teucrium scorodonia*, *Holcus mollis*, *Deschampsia cespitosa* subsp. *subtriflora*, *Viola palustris*, *Hedera hibernica*, *Dryopteris affinis*, *Erica arborea*, *Brachypodium rupestre*, *Lonicera periclymenum*, *Euphorbia dulcis*, *Senecio nemorensis*, *Oenanthe crocata*, *Pteridium aquilinum*, *Centaurea nigra*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Dactylis glomerata*, *Agrostis capillaris*, *Angelica major*, *Crocus nudiflorus*, *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum*.

Distribución biogeográfica: 1, 3a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Violo palustris*-*Betuletum pubescentis*.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2010a) y datos propios.

1.1.1.2.2.c. Abedulares riparios orocantábricos oligotrofos occidentales

Ecología: mesobosques oligotrofos supratemplados de los tramos altos de ríos con caudal poco oscilante de las sierras de Ancares y O Courel.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Betula pubescens*, *Erica arborea*, *Sorbus aucuparia*, *Salix atrocinerea*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Luzula sylvatica*, *Euphorbia dulcis*, *Vaccinium myrtillus*, *Blechnum spicant*, *Oxalis acetosella*, *Saxifraga spathularis*, *Athyrium filix-femina*, *Omphalodes nitida*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Adenostyles alliariae* subsp. *hybrida*, *Poa nemoralis*, *Rubus* sp.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Luzulo cantabricae*-*Betuletum celtibericae* subas. *salicetosum atrocinereae*.

Referencias: Izco et al. (1986), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

1.1.1.2.2.d. Abedulares riparios oligotrofos galaico-durienses

Ecología: mesobosques oligotrofos supratemplados de los tramos altos de ríos con caudal poco oscilante de los macizos montañosos de Queixa y Trevinca-Sanabria.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Betula pubescens*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Allium victorialis*, *Luzula sylvatica*, *Athyrium filix-femina*, *Crepis lampsanoides*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera hibernica*, *Dryopteris filix-mas*.

Distribución biogeográfica: 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

1.1.1.2.3.a. Alisedas riparias oligotrofas cántabras occidentales y orocantábricas occidentales

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados de los tramos medios y bajos de ríos con caudales poco oscilantes del N de Galicia (hasta la desembocadura del Río Eume), occidente de Asturias, montañas orientales lucenses y NE de León.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Salix atrocinerea*, *Acer pseudoplatanus*.

$E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubus* spp., *Athyrium filix-femina*, *Hedera hibernica*, *Brachypodium sylvaticum*, *Polystichum setiferum*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Geum urbanum*, *Geranium robertianum*, *Viola riviniana*, *Oenanthe crocata*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Heracleum sphondylium*, *Euphorbia amygdaloides*, *Lonicera periclymenum*, *Dryopteris affinis*, *Eupatorium cannabinum*, *Carex remota*.

Distribución biogeográfica: 1, 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // G1.2141 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Valeriano pyrenaicae*-*Alnetum glutinosae*.

Referencias: Amigo (1984), Amigo et al. (1987), Silva-Pando (1990), Romero Buján (1993), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (2004), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.1.1.2.3.b. Alisedas riparias oligotrofas galaico-portuguesas y ourensano-lucenses

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados de los tramos medios y bajos de ríos con caudales poco oscilantes que desembocan en el Océano Atlántico.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Fraxinus angustifolia*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubus* spp., *Brachypodium sylvaticum*, *Athyrium filix-femina*, *Osmunda regalis*, *Oenanthe crocata*, *Hedera hibernica*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Viola riviniana*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b, 3a, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // G1.1311 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Senecioni bayonnensis*-*Alnetum glutinosae*.

Referencias: Bellot (1968), Casaseca Mena (1959), Amigo et al. (1987), Romero Buján (1993), Izco et al. (1994), Pulgar Sañudo (1999), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.1.1.2.3.c. Alisedas riparias oligotrofas berciano-valdeorresas

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados de los tramos medios y bajos de ríos con caudales poco oscilantes del SE de Galicia.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Fraxinus angustifolia*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Lonicera periclymenum*, *Athyrium filix-femina*, *Polystichum setiferum*, *Viola riviniana*, *Hedera hibernica*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Heracleum sphondylium*, *Crepis lampsanoides*, *Arum italicum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Circaea lutetiana*.

Distribución biogeográfica: 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* // G1. 1312 // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Galio broteriani*-*Alnetum glutinosae*.

Referencias: Bellot Rodríguez (1968), Navarro et al. (1986), Ortiz Núñez (1986), Díaz González et al. (1987), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.1.1.2.3.d. Alisedas riparias oligotrofas chairegas

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados de los tramos pausados de la cuenca alta del Río Miño y de las cabeceras del Mandeo, Mendo y Tambre.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Quercus robur*, *Salix atrocinerea*, *Betula pubescens*, *Sambucus nigra*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Athyrium filix-femina*, *Rubus* spp., *Lonicera periclymenum*, *Veronica chamaedrys*, *Oenanthe crocata*, *Dactylis glomerata*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Viola riviniana*, *Senecio nemorensis*, *Dryopteris affinis*, *Holcus mollis*, *Ranunculus repens*, *Angelica major*, *Teucrium scorodonia*, *Scrophularia auriculata*, *Lythrum salicaria*, *Euphorbia amygdaloides*, *Solanum dulcamara*, *Urtica dioica*, *Pteridium aquilinum*, *Heracleum sphondylium*, *Galium palustre*.

Distribución biogeográfica: 3a, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91E0* // G1.1311 // 12.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.1.2.1.1.a. Saucedas riparias meso-eutrofas bercianas

Ecología: microbosques meso-eutrofos mesomediterráneos asociados a tramos fluviales que transcurren por un lecho excavado en rocas carbonatadas de la cuenca media del Río Sil, particularmente del área limítrofe entre la comarca leonesa de El Bierzo y la gallega de Valdeorras (Subsector Berciano).

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Salix eleagnos*, *Salix salviifolia*, *Salix triandra*, *Fraxinus angustifolia*, *Populus nigra*, *Salix x secalliana*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Lythrum salicaria*, *Oenanthe crocata*, *Equisetum arvense*, *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Lysimachia vulgaris*.

Distribución biogeográfica: 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 92A0 // G1.1122 // 12.3.

Sintaxon vinculado: *Salicetum angustifolio-salvifoliae* subas. *salicetosum secalianae*

Referencias: Díaz González & Penas (1987), Giménez de Azcárate (1993), Amigo (2004), Ramil-Rego et al. (2009b).

1.1.2.1.2.a. Avellanadas riparias calcícolas courelianas.

Ecología: microbosques meso-eutrofos meso-supratemplados asociados a tramos fluviales que transcurren por un lecho excavado en rocas carbonatadas de la cabecera de los ríos Lor, Lóuzara, soldón y Navia (Subsector Courelao).

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$:

$E_2(<1,5 \text{ m})$:

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 92A0 // no existe // 12.1.

Sintaxon vinculado: *Salicetum angustifolio-salvifoliae* subas. *salicetosum secalianae*

Referencias: datos propios.

1.1.2.2.1.a. Alisedas serpentino-basófilas galaico-interiores

Ecología: mesobosques meso-eutrofos termo-mesotemperados asociados a tramos fluviales que transcurren por un lecho excavado en rocas básicas (anfíbolitas) y ultrabásicas (serpentinitas) de las cuencas de los ríos Tambre y Ulla.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Corylus avellana*, *Fraxinus angustifolia*, *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Laurus nobilis*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Athyrium filix-femina*, *Carex laevigata*, *Carex pendula*, *Euphorbia amygdaloides*, *Hypericum androsaemum*, *Narcissus cyclamineus*, *Omphalodes nitida*, *Primula acaulis*, *Rubus ulmifolius*, *Allium ursinum*, *Calystegia sepium*, *Crepis lamsanoides*, *Humulus lupulus*, *Senecio nemorensis*, *Solanum dulcamara*.

Distribución biogeográfica: 2a, 3b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 92A0 // G1.1122 // 12.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Casaseca (1959), (Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.2. Bosques aluviales (=asociados a llanuras de inundación)

Bosques higrófilos situados en las llanuras de inundación (riberas y márgenes) de los principales ríos cántabro-atlánticos del NW Ibérico. Por lo general se ven sometidos a varios periodos de inundación a lo largo del otoño-invierno y parte de la primavera, pero no presentan encharcamiento durante el verano.

1.2.1.1.1.a. Espinales aluviales oligotrofos chairegos

Ecología: Microbosques oligotrofos higrófilos de las llanuras de inundación de la cuenca alta del Río Miño.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Prunus spinosa*, *Quercus robur*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*, *Rosa corymbifera*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubus* sp., *Hedera hibernica*, *Galium palustre*, *Ranunculus repens*, *Veronica chamaedrys*, *Agrostis capillaris*, *Lycopus europaeus*, *Ajuga reptans*, *Lythrum salicaria*, *Filipendula ulmaria*, *Galium aparine*, *Rumex acetosa*.

Distribución biogeográfica: 3a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // no existe // no existe.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: datos propios.

1.2.1.2.1.a. Fresnedas aluviales oligotrofas galaico-portuguesas, galaico-interiores y berciano-valdeorresas

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos termomesotemplados de las cuencas medias y bajas de los ríos Miño, Sil y Cabe.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Fraxinus angustifolia*, *Crataegus monogyna*, *Ulmus minor*, *Prunus spinosa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Brachypodium sylvaticum*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Polystichum setiferum*, *Geum urbanum*, *Tamus communis*, *Ruscus aculeatus*, *Rubus ulmifolius*.

Distribución biogeográfica: 2b, 3c y 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91F0 // G1.332 // 12.2.

Sintaxon vinculado: *Hedero hibernicae-Fraxinetum angustifoliae*.

Referencias: Díaz González et al. (1987), Romero Buján (1993), Amigo et al. (2009), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.2.1.2.2.a. Abedulares aluviales oligotrofos chairegos

Ecología: facies juveniles de mesobosques oligo-mesotrofos mesotemplados que crecen en las llanuras de inundación de los principales ríos de la cuenca alta del Río Miño.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Betula pubescens*, *Quercus robur*, *Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, *Salix atrocinerea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubus* sp., *Holcus mollis*, *Viola riviniana*, *Senecio nemorensis*, *Agrostis capillaris*, *Angelica major*.

Distribución biogeográfica: 2b, 3c y 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91F0/91E0* // G1.9111, G1.222 // 12.2.

(Observación: este tipo de bosque suele encontrarse formando un complejo mosaico con otros tipos de bosques aluviales y bosques riparios incluidos en el tipo de hábitat 91E0* de la DC 92/43/CEE, por medio de situaciones transicionales cuya correspondencia con un único tipo de hábitat es difícil de establecer; por ello se plantea una doble asignación con respecto a los hábitats incluidos en dicha directiva).

Sintaxon vinculado: *Holco mollis-Betuletum celtibericae* variante higrófila.

Referencias: Amigo & Romero (1998), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.2.1.2.3.a. Alisedas aluviales oligotrofas chairegas

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos mesotemplados que crecen en las partes externas de las llanuras de inundación (riberas) de los principales ríos de la cuenca alta del Río Miño.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Quercus robur*, *Crataegus monogyna*, *Betula pubescens*, *Frangula alnus*, *Fraxinus x oxycarpa*, *Prunus spinosa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubus* sp., *Angelica major*, *Viola riviniana*, *Senecio nemorensis*, *Ranunculus repens*, *Geranium robertianum*, *Solanum dulcamara*, *Ajuga reptans*, *Filipendula ulmaria*, *Galium aparine*, *Athyrium filix-femina*, *Pteridium aquilinum*, *Galium palustre*.

Distribución biogeográfica: 3a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91F0/91E0* // G1.222 // 12.2.

(Observación: es de aplicación a este tipo de bosque lo comentado para la categoría 1.2.1.2.3.a.).

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.2.1.2.4.a. Robledales aluviales oligotrofos chairegos

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos mesotemplados que crecen en las partes externas (riberas) de las llanuras de inundación de los principales ríos de la cuenca alta del Río Miño; también pueden aparecer en las partes elevadas de las *ínsuas* (islas fluviales).

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Betula pubescens*, *Alnus glutinosa*, *Prunus spinosa*, *Frangula alnus*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus x oxycarpa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubus* sp., *Pteridium aquilinum*, *Angelica major*, *Viola riviniana*, *Senecio nemorensis*, *Ajuga reptans*, *Teucrium scorodonia*, *Ranunculus repens*, *Geranium robertianum*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*.

Distribución biogeográfica: 3a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91F0/91E0* // G1.221, G1.222 // 12.2.

(Observación: es de aplicación a este tipo de bosque lo comentado para la categoría 1.2.1.2.3.a.).

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: datos propios.

1.2.1.2.5.a. Bosques mixtos aluviales oligotrofos chairegos

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos mesotemplados de la cuenca alta del Río Miño.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Betula pubescens*, *Alnus glutinosa*, *Prunus spinosa*, *Frangula alnus*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus x oxycarpa*, *Salix atrocinerea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubus* sp., *Ajuga reptans*, *Galium palustre*, *Solanum dulcamara*, *Dryopteris affinis*, *Angelica major*, *Ranunculus repens*, *Valeriana dioica*, *Viola riviniana*, *Teucrium scorodonia*, *Senecio nemorensis*, *Athyrium filix-femina*, *Cardamine pratensis*.

Distribución biogeográfica: 3a, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91F0/91E0* // G1.221 // 12.2.

(Observación: es de aplicación a este tipo de bosque lo comentado para la categoría 1.2.1.2.3.a.).

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

1.3. Bosques temporales-higrófilos (=freatófilos)

Bosques higrófilos situados fuera de las llanuras de inundación de los ríos o en las partes más externas de éstas afectados sólo muy de cuando en vez por las mayores crecidas de los ríos de mayor caudal, cuyos suelos se encuentran afectados por una capa freática próxima a la superficie del terreno debido a causas topográficas (áreas de escasa pendiente) o por estar situados en laderas en las que afloran manantiales de aguas difusas.

1.3.1.1.1.a. Espinales temporales-higrófilos oligotrofos galaico-interiores sarriano-lemenses

Ecología: Microbosques oligotrofos higrófilos sobre sustratos arcillosos de las cuencas bajas de los ríos Neira y Cabe.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Quercus robur*. E₂(<1,5 m): *Rubus grex ulmifolius*, *Rosa corymbifera*, *Daphne gnidium*, *Lonicera periclymenum*, *Rosa canina*, *Tamus communis*.

Distribución biogeográfica: 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: no existe // no existe // no existe.

Sintaxon vinculado: *Rubus ulmifolius*-*Rosetum corymbiferae* subas. *daphnetosum gnidii*.

Referencias bibliográficas: Giménez de Azcárate (1993), Giménez de Azcárate et al. (1996) y datos propios.

1.3.1.2.1.a. Robledales temporales-higrófilos oligotrofos galaico-interiores (sarriano-lemenses)

Ecología: mesobosques oligotrofos mesotemplados asentados sobre suelos arcillosos de las cuencas galaico-interiores comprendidas entre los ríos Neira y Cabe.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Quercus robur*, *Cornus sanguinea*, *Rosa gr. canina*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Prunus avium*, *Quercus pyrenaica*. E₂(<1,5 m): *Hedera hibernica*, *Arum italicum*, *Lonicera periclymenum*, *Ruscus aculeatus*, *Potentilla montana*, *Carex flacca*, *Potentilla sterilis*, *Rubus sp.*, *Iris foetidissima*, *Ajuga reptans*, *Viola riviniana*.

Distribución biogeográfica: 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9230 // G1.331 // 8.3.

Sintaxon vinculado: Comunidad de *Quercus pyrenaica* y *Salix atrocinerea* prov.

Referencias bibliográficas: Romero Buján (1993) y datos propios.

1.3.1.2.1.b. Robledales temporales-higrófilos oligotrofos chairregos

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos mesotemplados de la cuenca alta del Río Miño desarrollados sobre sedimentos arcillosos.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Quercus robur*, *Frangula alnus*, *Betula pubescens*, *Castanea sativa*. E₂(<1,5 m): *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Hedera hibernica*, *Holcus mollis*, *Erica vagans*, *Rubus sp.*, *Teucrium scorodonia*, *Pteridium aquilinum*, *Agrostis capillaris*, *Carex pilulifera*.

Distribución biogeográfica: 3a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9230 // G1.8632 // 4.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: datos propios.

1.4. Bosques pantanosos

Bosques higrófilos asentados en áreas cuyos suelos permanecen inundados todo el año o casi, comportándose como ambientes anóxicos tendentes a acumular turba. Suelen formar parte de la vegetación enraizada de humedales (lagos, lagunas, partes traseras de marismas y estuarios) y meandros fluviales abandonados, sistemas ecológicos configurados en posiciones topográficas llanas que dificultan el drenaje.

1.4.1.1.1.a. Alisedas/saucedas pantanosas oligotrofas

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos termo-mesotemplados que crecen en áreas llanas sobre suelos limo-arcillosos con gran contenido en materia orgánica y anóxicos, por lo general, inundados casi todo el año.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*. E₂(<1,5 m): *Rubus sp.*, *Hedera hibernica*, *Athyrium filix-femina*, *Lonicera periclymenum*, *Galium palustre*, *Carex paniculata* subsp. *lusitanica*, *Solanum dulcamara*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Peucedanum lancifolium*.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 2b, 3a, 3b, 3c, 3d, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 91E0* p.p. // G1.52 // 11.2

(observación: en sentido estricto no se trataría de un tipo de bosque incluido en las tipologías del Anexo I de la DC 92/43/CEE; no obstante podrían incluirse en esta categoría los fragmentos de bosques pantanosos en transición a alisedas riparias o aluviales, habida cuenta de la dificultad que existe en la delimitación clara entre estos tres tipos de bosques higrófilos que, con mucha frecuencia, se disponen formando un mosaico de difícil discriminación).

Sintaxon vinculado: *Carici lusitanicae*-*Alnetum glutinosae*.

Referencias: Castroviejo Bolívar (1972), Amigo et al (2004), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Rodríguez Guitián et al. (2007), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

1.4.1.1.b. Alisedas de ladera oligotrofas

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados no asociados a cauces fluviales que crecen sobre suelos limo-arcillosos empapados en agua bien oxigenada situados en laderas de moderada a elevada inclinación.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Fraxinus excelsior*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Athyrium filix-femina*, *Rubus* sp., *Dryopteris affinis*, *Dryopteris dilatata*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera hibernica*, *Polystichum setiferum*, *Blechnum spicant*, *Holcus mollis*, *Teucrium scorodonia*, *Oxalis acetosella*, *Silene dioica*, *Geranium robertianum*, *Ranunculus repens*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d, 5b, 4a, 5c, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.B21 // no existe.

(observación: en sentido estricto no se trataría de un tipo de bosque incluido en las tipologías de este anexo; no obstante, con cierta frecuencia se produce su conexión de una manera casi imperceptible con diversos tipos de bosques de ribera dispuestos a lo largo de los tramos de cabecera fluvial que se incluyen en el tipo 91E0*, lo que podría utilizarse como argumento para incluirlos en esa misma categoría).

Sintaxon vinculado: *Athyrido filicis-feminae-Alnetum glutinosae* prov.

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Rodríguez Guitián (2004, 2005) y datos propios.

1.4.1.1.2.a. Abedulares higró-turfófilos oligotrofos cantábricos occidentales y galaico-interiores

Ecología: mesobosques oligotrofos mesotemplados que crecen en áreas periféricas de sistemas de turberas altas activas del N de Galicia, constituyendo la cintura arbolada natural de estos ambientes.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Salix atrocinerea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Deschampsia cespitosa* subsp. *subtriflora*, *Molinia caerulea*, *Sphagnum* spp.

Distribución biogeográfica: 1, 3a, 3b, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91D0 // G1.512 // 11.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias bibliográficas: Ramil-Rego et al. (2009b).

1.4.1.1.2.b. Abedulares higró-turfófilos oligotrofos orocantábricos occidentales y galaico-durienses

Ecología: mesobosques oligotrofos supratemplados que crecen en áreas periféricas de sistemas lagunares y turberas altas activas del SW de Galicia, constituyendo la cintura arbolada natural de estos ambientes.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Salix atrocinerea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Deschampsia cespitosa* subsp. *subtriflora*, *Molinia caerulea*, *Sphagnum* spp.

Distribución biogeográfica: 5b, 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91D0 // G1.512 // 11.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias bibliográficas: Ramil-Rego et al. (2009b).

1.4.1.1.2.c. Abedulares higró-turfófilos oligotrofos chairegos

Ecología: mesobosques oligotrofos mesotemplados que crecen sobre suelos orgánicos en áreas llanas mal drenadas, a menudo en las partes periféricas de humedales con condiciones poco favorables para el aliso (*Alnus glutinosa*).

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Quercus robur*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Deschampsia cespitosa* subsp. *subtriflora*, *Hedera hibernica*, *Molinia caerulea*, *Lonicera periclymenum*, *Agrostis capillaris*, *Blechnum spicant*, *Peucedanum lancifolium*, *Pteridium aquilinum*, *Viola palustris*, *Carex binervis*, *Festuca gr. rubra*, *Rubus* sp.

Distribución biogeográfica: 5b, 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 91D0 // G1.9111 // 11.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias bibliográficas: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2. Bosques climatófilos (no edafo-higrófilos)

Bosques cuya composición florística está condicionada principalmente por aspectos climáticos (rangos de precipitación y temperaturas anuales y duración e intensidad del período seco en el verano). En áreas montañosas de suficiente desnivel tienden a conformar franjas subparalelas con respecto a la altitud, en las que se observa una sustitución progresiva de las especies arbóreas dominantes. La distribución, amplitud y composición florística de estas bandas de vegetación varía con la orientación de las vertientes, su configuración topográfica, el tipo de sustrato litológico y el área geográfica que se considere. En general, las laderas de solana son ambientes más favorables para las especies poco tolerantes a la sombra, mientras que en las de umbría ocurre lo contrario. Patrón semejante a las especies de sombra tienden a presentar las de mayores demandas hídricas, ya sea a nivel edáfico o de humedad relativa del aire.

Las modificaciones climáticas que impone la altitud tienen repercusiones en la estructura que presentan los bosques. Éstos alcanzan progresivamente una talla menor conforme se asciende en los principales macizos montañosos (Ancares, Trevinca-Sanabria, Queixa) a consecuencia de la reducción del período activo de crecimiento y el efecto negativo que sobre él tienen los vientos intensos, la recurrencia de temporales y las acumulaciones invernales de nieve. De esta forma, los bosques raramente pasan de los 8-10 m de altura (microbosques) por encima de los 1.500 m, y terminan por adoptar la apariencia de matorrales altos y densos entre los 1.650 y 1.750 m de altitud. Por encima de estas cotas se considera que, en la actualidad,

no existen condiciones favorables para la constitución natural de formaciones arboladas en el territorio gallego (Rivas-Martínez et al. 1984; Rodríguez Guitián & Guitián Rivera 1993, 1994).

En las áreas de topografía suave, los patrones de variación de los diferentes tipos de bosques existentes están más condicionados, por lo general, por aspectos relacionados con la profundidad del suelo o la cercanía a la superficie de la capa freática, así como la litología, perdiendo peso la influencia de la orientación de las laderas.

En lo que a la fertilidad natural de los suelos se refiere, cabe distinguir bosques climatófilos que se desarrollan sobre suelos pobres en nutrientes (bosques oligotrofos, silicícolas o acidófilos) de aquellos que lo hacen sobre suelos con una mayor disponibilidad de bases (bosques meso-eutrofos, calcícolas o neutrobasófilos). Los valores de pH en agua de los horizontes superficiales en los suelos de los bosques climatófilos del NW Ibérico suelen situarse entre 3,5 (extremadamente ácidos) y 8,0 (ligeramente básicos), siendo lo más habitual que se encuentren entre 4,0 (fuertemente ácidos) y 5,0 (ligeramente ácidos). Dado el claro predominio en Galicia de las litologías de carácter silíceo (granitos, neises, esquistos, pizarras, cuarcitas, areniscas), las especies arbóreas dominantes en los bosques climatófilos de este territorio son, o bien claramente acidófilas, o bien tienen una amplia valencia ecológica desde el punto de vista de la nutrición edáfica.

Procesos abióticos (grandes derribos provocados por temporales, deslizamientos de tierras, aludes, incendios provocados por rayos) y bióticos (aparición de plagas o enfermedades muy virulentas, talas, incendios forestales provocados, etc.) desencadenan la formación de diversos tipos de bosques dominados por especies poco longevas pero de crecimiento rápido a plena luz (especies de madera “blanda”), como abedules, serbales, sauces, avellanos, arraqlanes, etc.). Estas formaciones raramente alcanzan la talla de mesobosques (>12 m), salvo en el caso de los abedulares, y, al cabo de cierto tiempo (a lo sumo unas pocas decenas de años), son reemplazadas por aspectos juveniles de bosques dominados por especies longevas pero de crecimiento más lento (especies llamadas “nobles” o de madera “dura”). No obstante, ciertos tipos de microbosques pueden considerarse estadios persistentes o de carácter permanente en la dinámica de la vegetación. Estos casos suelen darse en localizaciones en las que existe algún tipo de factor que impide el crecimiento de las especies de mayor talla, como se observa en los acantilados marinos batidos por el viento, las acumulaciones de grandes bloques inestables al pie de cantiles en las áreas de montaña o en algunos sistemas dunares, entre otros ambientes ecológicos. En la Figura 4 se representa de manera esquemática la localización de los principales tipos de bosques incluidos en este gran grupo.

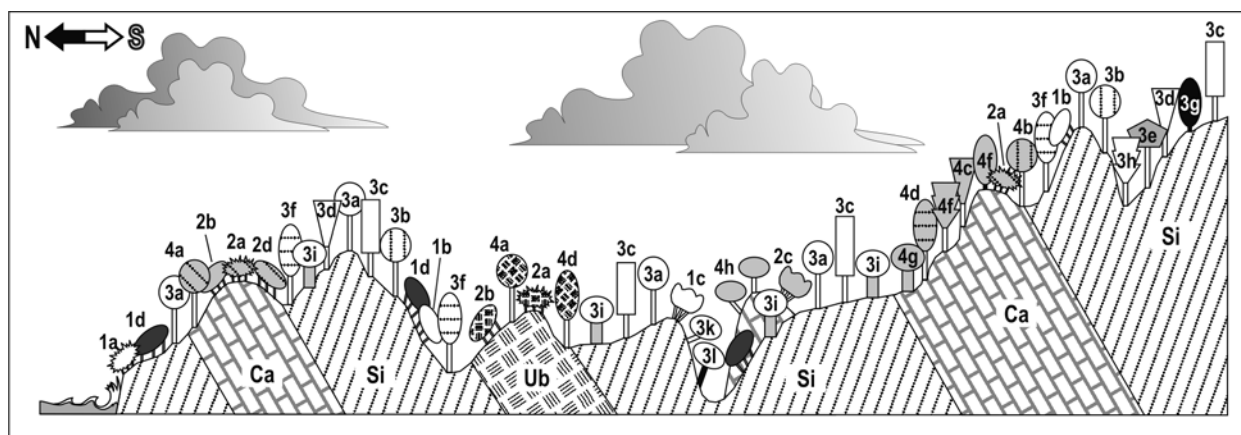


Figura 4. Situación idealizada de los principales tipos de bosques climatófilos reconocidos en el NW Ibérico y su relación con factores altitudinales y edafo-topográficos. **Tipos litológicos:** Ca: rocas carbonatadas, Si: rocas silíceas, Ub: rocas ultrabásicas. **Tipos de bosques:** 1: **microbosques oligotrofos** (a: espinales, b: avellanadas, c: madroñales, d: lauredales). 2: **microbosques meso-eutrofos** (a: espinales, b: avellanadas, c: madroñales, d: lauredales). 3: **meso-macrobosques oligotrofos** (a: robledales, b: melojares, c: abedulares, d: hayedos, e: bosques de sauces y serbales, f: bosques mixtos, g: acebales, h: tejedas i: soutos, k: encinares, l: alcornocales). 4: **meso-macrobosques meso-eutrofos** (a: robledales, b: melojares, c: hayedos, d: bosques mixtos, e: acebales, f: tejedas, g: soutos, h: encinares).

2.1. Bosques climatófilos mesófilos

Bosques dominados por especies características de áreas climáticas caracterizadas por una cierta oscilación estacional de las temperaturas (de mayor amplitud en las áreas montañosas y zonas bajas del cuadrante SE de Galicia) y un aporte pluviométrico elevado (>800 mm anuales), en las que no se registran más de dos meses de sequía climática. Estas condiciones climáticas inducen a la concentración de la actividad vegetativa de las especies

arbóreas entorno al verano, produciéndose, en la mayoría de los casos, la muerte y caída de las hojas durante el período invernal (especies caducifolias).

2.1.1. Bosques climatófilos mesófilos oligotrofos (acidófilos o silicícolas).

Bosques climatófilos que crecen sobre suelos pobres en nutrientes derivados de rocas silíceas (granitos, granodioritas, vulcanitas ácidas, pizarras, esquistos, neises,

areniscas, cuarcitas) o depósitos sedimentarios procedentes de su alteración. En general, el pH del horizonte superficial de los suelos sobre los que se desarrollan estos bosques oscila entre 3,5 y 5,0. Pueden estar dominados por especies de pequeña talla (microbosques), tales como *Acer monspessulanum*, *Arbutus unedo*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus*, *Laurus nobilis*, *Ilex aquifolium*, *Prunus spinosa*, *Pyrus cordata*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, etc.) o por macrofanerófitos (*Acer pseudoplatanus*, *Betula pubescens*, *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus angustifolia*, *F. excelsior*, *Prunus avium*, *Quercus petraea*, *Q. pyrenaica*, *Q. robur*, *Q. suber*, *Taxus baccata*, *Ulmus glabra*), en este caso conformando meso-macrobosques. Estos últimos son los que alcanzan una mayor distribución dentro del territorio gallego, al estar sus especies características adaptadas a las condiciones climáticas y edafo-topográficas mayoritarias del territorio.

2.1.1.1.1.a. Espinales oligotrofos cántabro-atlánticos

Ecología: microbosques oligotrofos termo-mesotemplados de carácter serial, vinculados dinámicamente a diversos tipos de robledales.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Erica arborea*, *Frangula alnus*, *Pyrus cordata*, *Crataegus monogyna*, *Ilex aquifolium*, *Prunus spinosa*, *Quercus robur*, *Sambucus nigra*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum*, *Pteridium aquilinum*, *Stellaria holostea*, *Tamus communis*, *Blechnum spicant*, *Digitalis purpurea*, *Omphalodes nitida*, *Rubus* sp., *Ruscus aculeatus*, *Teucrium scorodonia*.

Distribución biogeográfica: 1, 3d, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.132 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Frangula alni-Pyretum cordatae*.

Referencias: Bellot (1968), Herrera et al. (1990), Izco et al. (1994), Rodríguez Guitián (2004, 2005) y datos propios.

2.1.1.1.2.a. Avenalledas oligotrofas cántabro-atlánticas

Ecología: microbosques oligotrofos termo, meso y supratemplados inferiores, por lo general, estadios de recuperación de bosques mixtos, robledales de vaguada y hayedos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Dryopteris affinis*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubus* sp., *Blechnum spicant*, *Euphorbia dulcis*, *Oxalis acetosella*, *Polystichum setiferum*, *Saxifraga spathularis*, *Athyrium filix-femina*, *Ruscus aculeatus*, *Viola riviniana*, *Holcus mollis*, *Dryopteris dilatata*, *Ajuga reptans*, *Stellaria holostea*, *Mercurialis perennis*, *Polypodium vulgare*, *Ranunculus tuberosus*, *Primula acaulis*, *Vaccinium myrtillus*, *Tamus communis*, *Omphalodes nitida*.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 3b, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.171 // no existe.

(observación: en el Anexo I de la DC 92/43/CEE no se especifica ninguna categoría de bosque dominado por el avellano. No obstante, dado el carácter serial de la mayor parte de las representaciones de este tipo de bosque y su conexión, desde el punto de vista dinámico, con diferentes tipos de meso-macrobosques, aquellos casos en los que el avellano se ve rebasado en altura por otras especies arbóreas de mayor talla podrían ser interpretados como aspectos juveniles de bosques mixtos (91E0*), robledales (9230) o hayedos (9160) que, eventualmente, sí serían incluibles en diversas tipologías contenidas en dicho anexo).

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Izco et al. (1990), Giménez de Azcárate (1993), Romero Buján (1993), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.1.1.2.b. Avenalledas oligotrofas orocantábricas occidentales y galaico-durienses

Ecología: microbosques oligotrofos, meso y supratemplados inferiores, por lo general, estadios de recuperación de bosques mixtos, robledales de vaguada y hayedos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia*, *Acer pseudoplatanus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Polystichum setiferum*, *Rubus* spp., *Stellaria holostea*, *Melica uniflora*, *Hedera hibernica*, *Luzula sylvatica*, *Omphalodes nitida*, *Viola riviniana*, *Mercurialis perennis*, *Sanicula europaea*, *Primula acaulis*, *Oxalis acetosella*, *Saxifraga spathularis*, *Milium effusum*, *Dryopteris filixmas*, *Geranium robertianum*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c, 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.171 // no existe.

(observación: es de aplicación a este caso lo comentado para las avellanadas silicícolas cántabro-atlánticas).

Sintaxon vinculado: *Luzulo henriquesii-Fagetum sylvaticae* subas. *coryletosum avellanae*.

Referencias: Izco et al. (1986), Ortiz Núñez, (1986), Silva-Pando (1990), Amigo et al. (1994), Rodríguez Guitián et al. (2000), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.1.1.3.a. Acebales oligotrofos cantábricos occidentales

Ecología: microbosques oligotrofos meso-supratemplados de carácter serial, vinculados dinámicamente a diversos tipos de robledales.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Ilex aquifolium*, *Quercus robur*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Vaccinium myrtillus*, *Blechnum spicant*, *Holcus mollis*, *Avenella flexuosa*, *Rubus* sp., *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9380 // G2.6 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Vaccinio myrtilli-Ileceum aquifoliae* prov.

Referencias: Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.1.3.b. Acebales oligotrofos orocantábricos y galaico-durienses

Ecología: microbosques oligotrofos supratemplados de carácter serial, vinculados dinámicamente a robledales de *Quercus petraea* y *Q. x rosacea*.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*, *Betula pubescens*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Dryopteris dilatata*, *Galium rotundifolium*, *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus*, *Anemone nemorosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Viola riviniana*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c, 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9380 // G2.6 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Luzulo henriquesii-Betuletum celtibericae* subas. *ilicetosum aquifoliae*.

Referencias bibliográficas: Casaseca et al. (1990), Ortiz (1986), Silva-Pando (1990, 2009), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.1.a. Robledales oligotrofos cantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos termotemplados a supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Erica arborea*, *Frangula alnus*, *Pyrus cordata*, *Corylus avellana*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Holcus mollis*, *Blechnum spicant*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp., *Lonicera periclymenum*, *Vaccinium myrtillus*, *Teucrium scorodonia*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris affinis*, *Dryopteris dilatata*, *Anemone nemorosa*, *Stellaria holostea*, *Polypodium vulgare*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.8622 // 4.1

Sintaxon vinculado: *Blechno spicant-Quercetum roboris*

Referencias bibliográficas: Tüxen & Oberdorfer (1958), Losa (1973), Díaz González (1974), Bará et al. (1985), Castroviejo Bolívar (1988), Izco et al. (1990), Rigueiro Rodríguez (1994), Balboa Murias (1998), Rois Díaz (1998), Alvite Díaz (1999), Filgueiras Silva (1999), López Dacal (1999), Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2010b), Mayor López & Fernández Benito (2007), Rodríguez Guitián et al. (2007), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.1.2.1.b. Robledales oligotrofos termófilos galaico-portugueses

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Frangula alnus*, *Quercus pyrenaica*, *Pyrus cordata*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Teucrium scorodonia*, *Lonicera periclymenum*, *Pteridium aquilinum*, *Hedera hibernica*, *Ruscus aculeatus*, *Rubus* sp., *Holcus mollis*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b, 3b, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.8631 // 4.1.

Sintaxon vinculado: *Rusco aculeati-Quercetum roboris* subas. *violetosum riviniana*

Referencias: Pinto da Silva et al. (1950), Rivas Goday (1950), Braun-Blanquet et al. (1956), Dantas Barreto (1958), Casaseca Mena (1959), Bellot (1968), Castroviejo Bolívar (1972), Losa (1973), Bará et al. (1985), Izco et al. (1990), Amigo & Romero (1994), Amigo et al. (1998), Pulgar Sañudo (1999), Rodríguez Guitián et al. (2007), Rodríguez Guitián (2010b), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.1.c. Robledales oligotrofos orófilos xuresiano-penedenses

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos mesotemplados superiores y supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Quercus pyrenaica*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Anemone trifolia* subsp. *albida*, *Vaccinium myrtillus*, *Viola riviniana*, *Crepis lampsanoides*, *Physospermum cornubiense*, *Arenaria montana*, *Prunella hastifolia*, *Euphorbia dulcis*.

Distribución biogeográfica: 2b, 3b, 3e, 3f.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.864 // 4.1.

Sintaxon vinculado: *Myrtillo-Quercetum roboris*

Referencias: Pinto da Silva et al. (1950), Dantas Barreto (1958), Pulgar Sañudo (1999), Ramil-Rego et al. (2009).

2.1.1.2.1.d. Robledales naviegos y cantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos heliófilos termomesotemplados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur*, *Erica arborea*, *Cytisus scoparius*, *Castanea sativa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Holcus mollis*, *Hedera hibernica*, *Stellaria holostea*, *Asphodelus* sp., *Rubus* sp., *Ruscus aculeatus*, *Viola riviniana*.

Distribución biogeográfica: 1, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.7B2 // 4.1.

Sintaxon vinculado: *Lonicero periclymeni-Quercetum pyrenaicae*

Referencias: Silva-Pando (1990), Rodríguez Guitián et al. (2000), Rivas-Martínez et al. (2002), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2010b) y datos propios.

2.1.1.2.1.e. Robledales meso-orófilos galaico-portugueses y galaico-interiores

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos meso-supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Betula pubescens*, *Pyrus cordata*, *Frangula alnus*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Holcus mollis*, *Hedera hibernica*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp., *Carex pilulifera*, *Polypodium vulgare*, *Teucrium scorodonia*, *Agrostis capillaris*.

Distribución biogeográfica: 3a, 3b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.8631 // 4.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Bellot (1968), Dalda (1972), Izco et al. (1994), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2010b) y datos propios.

2.1.1.2.2.a. Robledales albares oligotrofos orocantábricos umbrófilos

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos umbrófilos supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*, *Erica arborea*, *Ilex aquifolium*, *Acer pseudoplatanus*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Stellaria holostea*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sylvatica*, *Rubus* sp., *Teucrium scorodonia*, *Avenella flexuosa*, *Anemone nemorosa*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.8623 // 4.1.

Sintaxon vinculado: *Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae*

Referencias: Silva-Pando (1990), Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.2.b. Robledales albares oligotrofos orocantábricos heliófilos

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos heliófilos supratemplados superiores.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Erica arborea*, *Ilex aquifolium*, *Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Melampyrum pratense*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Anemone nemorosa*, *Stellaria holostea*, *Asphodelus* sp.

Distribución biogeográfica: 2b, 3b, 3e, 3f.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.8623 // 4.1.

Sintaxon vinculado: *Linario triornithophorae-Quercetum petraeae*

Referencias: Amigo (1984), Silva-Pando (1990), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (2004), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.3.a. Melojares oligotrofos galaico-durienses y xuresianos

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos heliófilos supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus pyrenaica*, *Cytisus scoparius*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5\text{ m})$:

Viola riviniana, *Festuca elegans*, *Holcus mollis*, *Arenaria montana*, *Clinopodium vulgare*, *Physospermum cornubiense*, *Teucrium scorodonia*, *Primula acaulis*, *Crepis lampsanoides*, *Melittis melissophyllum*, *Cruciata glabra*, *Pteridium aquilinum*, *Anthoxanthum odoratum*, *Galium pillosum*, *Melampyrum pratense*, *Hypericum pulchrum*, *Luzula forsteri*, *Linaria triornithophora*, *Silene nutans*, *Tanacetum corymbosum*.

Distribución biogeográfica: 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.7B11 // 8.3.

Sintaxon vinculado: *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*

Referencias: Bellot (1968), Llamas García (1984), Ortiz (1986), Ortiz et al. (1997), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.3.b. Melojares oligotrofos berciano-valdeorreses

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos heliófilos mesomediterráneos.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus pyrenaica*, *Cytisus scoparius*, *Erica arborea*, *Castanea sativa*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Holcus mollis*, *Genista falcata*, *Melittis melissophyllum*, *Teucrium scorodonia*, *Festuca elegans*, *Physospermum cornubiense*, *Poa nemoralis*, *Viola riviniana*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Hypericum pulchrum*, *Melampyrum pratense*, *Primula acaulis*, *Satureja vulgaris*, *Pteridium aquilinum*, *Lapsana communis*, *Lotus corniculatus*, *Linaria triornithophora*, *Euphorbia angulata*, *Galium pillosum*.

Distribución biogeográfica: 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.7B11 // 8.3.

Sintaxon vinculado: *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae*

Referencias: Braun-Blanquet et al. (1956), Penas & Díaz Gonzalez (1985), Ortiz (1986), Giménez de Azcárate (1993), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996, 2004), Ortiz et al. (1997), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.3.c. Melojares oligotrofos orocantábricos

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos heliófilos supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus pyrenaica*, *Cytisus scoparius*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Holcus mollis*, *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Rubus ulmifolius*, *Agrostis castellana*, *Stellaria holostea*, *Melampyrum pratense*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.7B2 // 8.3.

Sintaxon vinculado: *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae*

Referencias: Bellot (1968), Amigo (1984), Silva-Pando (1990), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (2004), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.4.a Abedulares quionófilos orocantábricos, galaico-durienses, penedenses y xuresianos

Ecología: mesobosques oligotrofos umbro-quionófilos supratemplados superiores.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Sorbus aucuparia*, *Erica arborea*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sylvatica*, *Stellaria holostea*, *Saxifraga spathularis*, *Avenella flexuosa*, *Crepis lampsanoides*.

Distribución biogeográfica: 3e, 3f, 5a, 5b, 5c, 6a, 6b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.915 // 13.4.

Sintaxon vinculado: *Luzulo cantabricae-Betuletum celtibericae* subas. *betuletosum celtibericae*

Referencias: Pinto da Silva et al. (1950), Amigo (1984), Izco et al. (1986), Ortiz (1986), Costa et al. (1990), Silva-Pando (1990, 2009), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996, 2004), Ortiz et al. (1997), Pulgar Sañudo (1999), Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.4.b Abedulares nefelófilos cantábricos occidentais

Ecología: mesobosques oligotrofos supratemplados hiperoceánicos, con fuerte influencia de las masas nubosas de procedencia cantábrica.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Erica arborea*, *Sorbus aucuparia*, *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*, *Blechnum spicant*, *Dryopteris dilatata*, *Rubus* sp., *Holcus mollis*, *Hedera hibernica*, *Dryopteris affinis*, *Lonicera periclymenum*, *Solidago virgaurea*, *Saxifraga spathularis*, *Teucrium scorodonia*, *Agrostis capillaris*, *Luzula sylvatica*, *Anemone nemorosa*, *Pteridium aquilinum*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.915 // 13.4.

Sintaxon vinculado: *Dryopterido dilatatae-Betuletum pubescentis* prov.

Referencias: Rodríguez Guitián et al. (1997), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.4.c. Abedulares seriales cántabro-atlánticos

Ecología: mesobosques oligotrofos (termo)mesotemplados y supratemplados inferiores; por lo general, estadios de recuperación robledales y hayedos mesófilos (bosques secundarios).

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Quercus robur*, *Castanea sativa*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Holcus mollis*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera hibernica*, *Rubus* sp.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 2b, 3a, 3b, 3c, 3d, 3e, 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.9113 // 13.4.

Sintaxon vinculado: *Holco mollis-Betuletum celtibericae* variante típica.

Referencias: Bellot (1968), Díaz González (1974), Izco et al. (1990), Amigo & Romero (1998), Filgueiras Silva (1999), Rodríguez Guitián (2004, 2005) y datos propios.

2.1.1.2.4.d. Abedulares seriales orocantábricos occidentales y galaico-durienses

Ecología: mesobosques oligotrofos meso-supratemplados inferiores, por lo general, estadios de recuperación robledales y de hayedos oligotrofos laciano-ancarenses en su franja inferior de distribución.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Betula pubescens*, *Sorbus aucuparia*, *Erica arborea*, *Acer pseudoplatanus*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Holcus mollis*, *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Stellaria holostea*, *Viola riviniana*, *Lonicera periclymenum*, *Rubus* sp., *Melampyrum pratense*, *Hyacinthoides non-scripta*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.9113 // 13.4.

Sintaxon vinculado: *Holco mollis-Betuletum celtibericae* variante de *Sorbus aucuparia*.

Referencias: Amigo (1984), Giménez de Azcárate (1993), Amigo & Romero (1998), Rodríguez Guitián et al. (2000), Silva-Pando (2009) y datos propios.

2.1.1.2.5.a. Hayedos oligotrofos coureliano-ancarenses

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos umbrófilos (meso)supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Daphne laureola*, *Anemone nemorosa*, *Mercurialis perennis*, *Galium odoratum*, *Sanicula europaea*, *Viola riviniana*, *Oxalis acetosella*, *Primula acaulis*, *Stellaria holostea*, *Saxifraga*

spathularis, *Dryopteris filix-mas*, *Polystichum setiferum*, *Euphorbia dulcis*, *Hedera hibernica*, *Omphalodes nitida*.

Distribución biogeográfica: 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9120 // G1.626 // 7.1.

Sintaxon vinculado: *Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*.

Referencias: Bellot (1968), Losa (1973), Amigo (1984), Izco et al. (1986), Silva-Pando (1990), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996, 1997, 2004), Rodríguez Guitián et al. (2000, 2009), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2011) y datos propios.

2.1.1.2.5.b. Hayedos oligotrofos cántabricos occidentales y ovetenses

Ecología: meso-macrobosques oligotrofos umbrófilos mesotemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium*, *Quercus robur*, *Corylus avellana*, *Sorbus aucuparia*, *Castanea sativa*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Polypodium vulgare*, *Hedera hibernica*, *Dryopteris affinis*, *Rubus* sp., *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Blechnum spicant*, *Anemone nemorosa*, *Holcus mollis*, *Vaccinium myrtillus*, *Pteridium aquilinum*, *Oxalis acetosella*, *Stellaria holostea*, *Dryopteris dilatata*, *Ruscus aculeatus*, *Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Teucrium scorodonia*, *Saxifraga spathularis*, *Viola riviniana*, *Dryopteris filix-mas*, *Luzula sylvatica*, *Polystichum setiferum*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9120 // G1.625 // 6.2.

Sintaxon vinculado: *Saxifraga spathularidis-Fagetum sylvaticae*.

Referencias: Rodríguez Guitián et al. (1997, 2003), Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2006, 2011), Ramil-Rego et al. (2009).

2.1.1.2.6.a. Bosques oligotrofos orocantábricos occidentales de serbales y sauces cabrunos

Ecología: mesobosques oligotrofos umbro-quionófilos supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Sorbus aucuparia*, *Erica arborea*, *Betula pubescens*, *Salix caprea*, *Genista florida*, *Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Stellaria holostea*, *Saxifraga spathularis*, *Rubus* sp., *Vaccinium myrtillus*, *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Luzula sylvatica*, *Polygonatum verticillatum*, *Crepis lampsanoides*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Pteridium aquilinum*, *Anemone nemorosa*, *Angelica major*, *Viola riviniana*, *Holcus mollis*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // G1.93 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Sorbo aucupariae-Salicetum capreae*.

Referencias: Losa (1973), Rodríguez Guitián et al. (2005a) y datos propios.

2.1.1.2.7.a Bosques mixtos oligotrofos orocantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos umbrófilos mesotemplados superiores y supratemplados inferiores que crecen en barrancadas y vertientes abruptas, a menudo sobre suelos pedregosos.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Prunus avium*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Rubus* sp., *Viola riviniana*, *Polystichum setiferum*, *Geranium robertianum*, *Melica uniflora*, *Primula acaulis*, *Stellaria holostea*, *Mercurialis perennis*, *Dryopteris affinis*, *Polypodium vulgare*, *Dryopteris filix-mas*, *Helleborus foetidus*, *Crepis lampsanoides*, *Tamus communis*, *Luzula sylvatica*, *Saxifraga spathularis*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9180* // G1.A44 // 5.8.

Sintaxon vinculado: *Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani*.

Referencias: Fernández Prieto & Vázquez (1987), Silva-Pando (1990), Díaz González & Fernández Prieto (1994), Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.7.b. Bosques mixtos oligotrofos galaico-portugueses y galaico interiores

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos umbrófilos termo-mesotemplados que crecen en barrancadas y vertientes abruptas, a menudo sobre suelos pedregosos.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Crataegus monogyna*, *Fraxinus angustifolia*, *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Sambucus nigra*, *Corylus avellana*, *Laurus nobilis*, *Prunus avium*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Ruscus aculeatus*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Hedera hibernica*, *Polystichum setiferum*, *Tamus communis*, *Geranium robertianum*, *Rubus* sp., *Viola riviniana*, *Primula acaulis*, *Arum italicum*, *Mercurialis perennis*, *Circaea lutetiana*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b, 3b, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9180* // G1.A44 // 5.8.

Sintaxon vinculado: *Hyperico androsaemi-Quercetum roboris*.

Referencias: Honrado et al. (2002), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.7.c. Bosques mixtos oligotrofos cántabricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos umbrófilos termo-mesotemplados que crecen en barrancadas,

gargantas fluviales y vertientes abruptas, a menudo sobre suelos pedregosos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Ilex aquifolium*, *Crataegus monogyna*, *Quercus robur*, *Ulmus glabra*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Polystichum setiferum*, *Hedera hibernica*, *Rubus* sp., *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Dryopteris affinis*, *Ruscus aculeatus*, *Primula acaulis*, *Mercurialis perennis*, *Geranium robertianum*, *Viola riviniana*, *Tamus communis*, *Stellaria holostea*, *Polypodium vulgare*, *Saxifraga spathularis*, *Athyrium filix-femina*, *Holcus mollis*, *Ajuga reptans*, *Oxalis acetosella*, *Euphorbia dulcis*, *Silene dioica*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9180* // G1.A44 // 5.8.

Sintaxon vinculado: *Polysticho setiferi-Aceretum pseudoplatani* prov.

Referencias: Rodríguez Guitián et al. (1997, 2004, 2005), Díaz Varela et al. (2001), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.1.2.7.d. Bosques mixtos oligotrofos berciano-valdeorreses

Ecología: meso-macrobosques oligo-mesotrofos umbrófilos termo-mesotemplados que crecen en barrancadas, gargantas fluviales y vertientes abruptas, a menudo sobre suelos pedregosos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Fraxinus angustifolia*, *Castanea sativa*, *Prunus avium*, *Crataegus monogyna*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Arum italicum*, *Asplenium onopteris*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clinopodium vulgare*, *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Luzula forsteri*, *Polypodium vulgare*, *Polystichum setiferum*, *Rubia peregrina*, *Rumex acetosa*, *Ruscus aculeatus*, *Tamus communis*, *Teucrium scorodonia*.

Distribución biogeográfica: 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9180* // no existe // 5.8.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.1.2.8.a. Tejadas oligotrofas orocantábricas y galaico-durienses

Ecología: mesobosques oligotrofos umbrófilos supratemplados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Taxus baccata*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Sanicula europaea*, *Dryopteris filix-mas*, *Galium odoratum*, *Galium rotundifolium*, *Hedera hibernica*, *Luzula sylvatica*, *Polystichum setiferum*, *Viola riviniana*, *Dryopteris affinis*, *Melica uniflora*, *Saxifraga spathularis*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c, 6a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9580* // G3.97 // 10.11.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2010) plantean su vinculación, como "facies de *Taxus baccata*" a bosques oligotrofos presentes en las unidades biogeográficas citadas, como hayedos (*Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*) o bosques mixtos (*Polysticho setiferi-Aceretum pseudoplatani*, *Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani*).

Referencias: Ortiz (1986), Romero Rodríguez (1993), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián et al. (2010c) y datos propios.

2.1.1.2.A.a. Castaños oligotrofos cántabro-atlánticos

Ecología: formaciones de talla variable asentadas sobre suelos pobres en nutrientes a lo largo de territorios termotemplados a supratemplados inferiores.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Castanea sativa*, *Quercus robur*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Hedera hibernica*, *Rubus* sp., *Stellaria holostea*, *Holcus mollis*, *Lonicera periclymenum*, *Viola riviniana*, *Blechnum spicant*.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 2b, 3b, 3c, 3d, 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9260 // G1.7D9 // 8.7.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2005) plantean su vinculación, como "fase de *Castanea sativa*", a diversos tipos de bosques oligotrofos presentes en las unidades biogeográficas indicadas, tales como robledales (*Blechno spicant-Quercetum roboris*, *Rusco aculeati-Quercetum roboris*) y bosques mixtos (*Polysticho setiferi-Aceretum pseudoplatani*).

Referencias: Bellot (1968), Díaz González (1974), Izco et al. (1990, 1994), Silva-Pando (1990), Fernández Castro (1997), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (2004), Rodríguez Guitián et al. (2005b), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.1.2.A.b. Castaños oligotrofos orocantábricos

Ecología: formaciones de talla variable asentadas sobre suelos pobres en nutrientes a lo largo de territorios termotemplados a supratemplados inferiores.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Castanea sativa*, *Quercus pyrenaica*, *Erica arborea*, *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus monogyna*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Teucrium scorodonia*, *Rubus* sp., *Viola riviniana*, *Hedera hibernica*, *Holcus mollis*, *Omphalodes nitida*, *Primula acaulis*, *Stellaria holostea*, *Agrostis capillaris*, *Ajuga reptans*, *Anthoxanthum odoratum*, *Crepis lampsanoides*, *Dactylis glomerata*, *Digitalis purpurea*.

Distribución biogeográfica: 5a, 5b, 5c

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9260 // G1.7D9 // 8.7.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2005) plantean su vinculación, como “fase de *Castanea sativa*”, a diversos tipos de bosques oligotrofos presentes en las unidades biogeográficas indicadas, tales como melojares (*Lonicero periclymeni-Quercetum pyrenaicae*, *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae*) y bosques mixtos (*Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani*).

Referencias: Díaz Varela (1996), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (2004), Rodríguez Guitián et al. (2005b), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.1.2. Bosques climatófilos meso-caducifolios meso-eutrofos (=neutro-basófilos; incluye formaciones calcícolas, sobre rocas básicas y serpentínícolas)

Bosques climatófilos que crecen sobre suelos ricos en nutrientes derivados de rocas ígneas y metamórficas básicas y ultrabásicas (eclogitas, serpentinitas, vulcanitas básicas), rocas carbonatadas (calizas, dolomías, magnesitas) o depósitos sedimentarios ricos en carbonatos (margas carbonatadas). En general, el pH del horizonte superficial de los suelos sobre los que se desarrollan estos bosques oscila entre 5,5 y 8,0.

Pueden tener apariencia de microbosques y estar dominados por especies de pequeña talla, tales como *Arbutus unedo*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Laurus nobilis*, *Ilex aquifolium*, *Prunus spinosa*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, etc.) o conformar meso-macrobosques si están dominados por meso-macrofanerófitos (*Acer pseudoplatanus*, *Betula pubescens*, *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *F. excelsior*, *Prunus avium*, *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Taxus baccata*, *Ulmus glabra*).

Debido a la escasez de áreas geográficas con afloramientos de los tipos de rocas anteriormente comentados, se trata de tipos de bosques de distribución muy restringida en el territorio analizado. A esto hay que añadir que la mayor fertilidad natural de muchos de estos suelos ha favorecido su aprovechamiento más o menos intensivo por el ser humano desde épocas remotas, lo que ha contribuido a su escasa representación actual.

2.1.2.1.1.a. Espinales calcícolas cántabro-atlánticos

Ecología: microbosques seriales de robledales y bosques mixtos termo-mesotemplados que crecen sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Ulex europaeus*. E₂(<1,5 m): *Rubus* gr. *ulmifolius*, *Tamus communis*, *Geranium robertianum*, *Hedera hibernica*, *Pteridium aquilinum*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.1112 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Rubus ulmifolii-Tametum communis* subas. *loniceretosum periclymeni*.

Referencias: Castroviejo Bolívar (1972), Giménez de Azcárate et al. (1996), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.1.1.b. Espinales calcícolas mesotemplados courelianos

Ecología: microbosques seriales de robledales y bosques mixtos termo-mesotemplados que crecen sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Cytisus scoparius*, *Rosa canina*. E₂(<1,5 m): *Rubus* gr. *ulmifolius*, *Tamus communis*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Teucrium scorodonia*, *Hedera hibernica*, *Pteridium aquilinum*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.1112 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Rubus ulmifolii-Tametum communis* subas. *organetosum virentis*.

Referencias: Amigo (1984), Silva-Pando (1990), Giménez de Azcárate et al. (1996), Rodríguez Guitián & Amigo (2010).

2.1.2.1.1.c. Espinales calcícolas berciano-valdeorreses

Ecología: microbosques seriales de encinares y bosques mixtos mesomediterráneos que crecen sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Crataegus monogyna*, *Pistacia terebinthus*, *Rosa micrantha*, *Rubus* gr. *ulmifolius*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Prunus spinosa*, *Rosa nitidula*, *Prunus mahaleb*. E₂(<1,5 m): *Rubia peregrina*, *Daphne gnidium*, *Origanum virens*, *Sanguisorba minor*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Tamus communis*.

Distribución biogeográfica: 4a, 4b

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.222 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Rubus ulmifolii-Rosetum corymbiferae* subas. *pistacietosum terebinthi*

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Giménez de Azcárate et al. (1996).

2.1.2.1.1.d. Espinales mesotrofos costeros galaico-portugueses

Ecología: microbosques permanentes en cantiles marinos abrigados o seriales de robledales oligotrofos termotemplados próximos al litoral.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Prunus spinosa*, *Laurus nobilis*, *Ulex europaeus*. E₂(<1,5 m): *Rubus ulmifolius*, *Lonicera periclymenum*, *Rubia peregrina*, *Hedera hibernica*, *Pteridium aquilinum*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.1112 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Asparagus aphylli-Prunetum spinosae*.

Referencias: Izco et al. (2006) y Álvarez Arbesú (2008).

2.1.2.1.1.e. Espinales calcícolas supratemplados courelianos

Ecología: microbosques seriales de robledales umbrófilos y hayedos supratemplados que crecen sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Crataegus monogyna*, *Rosa villosa*, *Rubus* gr. *ulmifolius*, *Corylus avellana*, *Cytisus scoparius*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Mercurialis perennis*, *Stellaria holostea*, *Fragaria vesca*, *Galium lucidum*, *G. mollugo*, *Clinopodium vulgare*, *Primula acaulis*, *Helleborus foetidus*, *Daphne laureola*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Dactylis glomerata*, *Galium papillosum*, *Trisetum flavescens*, *Omphalodes nitida*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.1111 // no existe.

Sintaxon vinculado: *Mercurialis perennis*-*Rosetum villosae* prov.

Referencias: Rodríguez Guitián & Amigo (2010).

2.1.2.1.2.a. Avellanadas calcícolas cántabro-atlánticas

Ecología: microbosques seriales de robledales pedunculados y bosques mixtos termo-mesotemplados que crecen sobre suelos poco desarrollados derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Sambucus nigra*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Tamus communis*, *Ruscus aculeatus*, *Polystichum setiferum*, *Primula acaulis*, *Rubus* sp., *Mercurialis perennis*, *Arum italicum*, *Geranium robertianum*, *Lonicera periclymenum*, *Phyllitis scolopendrium*, *Urtica dioica*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.171 // no existe.

(observación: es de aplicación a este caso lo comentado para las avellanadas oligotrofas cántabro-atlánticas).

Sintaxon vinculado: *Omphalodo nitidae*-*Coryletum avellanae* subas. *coryletosum avellanae*

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Amigo et al. (1994) y datos propios.

2.1.2.1.2.b. Avellanadas calcícolas orocantábricas

Ecología: microbosques seriales de robledales umbrófilos, bosques mixtos y hayedos calcícolas supratemplados que crecen sobre suelos poco desarrollados asentados sobre rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Acer pseudoplatanus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Mercurialis perennis*, *Hedera hibernica*, *Polystichum setiferum*, *Primula acaulis*, *Daphne laureola*, *Melica uniflora*, *Stellaria holostea*, *Rubus* sp., *Viola riviniana*, *Lonicera*

periclymenum, *Euphorbia dulcis*, *Geranium robertianum*, *Lilium martagon*, *Tamus communis*, *Brachypodium sylvaticum*.

Distribución biogeográfica: 5b, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F3.171 // no existe.

(observación: es de aplicación a este caso lo comentado para las avellanadas oligotrofas cántabro-atlánticas).

Sintaxon vinculado: *Omphalodo nitidae*-*Coryletum avellanae* subas. *coryletosum avellanae*

Referencias: Amigo (1984), Giménez de Azcárate (1993), Amigo et al. (1994), Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2011) y datos propios.

2.1.2.1.2.c. Acebales calcícolas orocantábricas

Ecología: microbosques supratemplados dominados por *Ilex aquifolium* asentados sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubus* sp., *Mercurialis perennis*, *Viola alba*, *Primula acaulis*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Hedera hibernica*, *Viola riviniana*, *Pteridium aquilinum*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Fragaria vesca*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9380 // G2.6 // 9.5.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.1.a. Robledales serpentino-basófilos

Ecología: meso-macrobosques mesotemplados sobre suelos derivados de rocas ultrabásicas serpentinizadas das cuncas dos río Tambre e Ulla.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Laurus nobilis*, *Castanea sativa*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus spinosa*, *Frangula alnus*, *Rosa* gr. *canina*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Tamus communis*, *Pteridium aquilinum*, *Ruscus aculeatus*, *Viola riviniana*, *Ajuga reptans*, *Euphorbia dulcis*, *Rubus* sp., *Potentilla montana*, *Pulmonaria longifolia*, *Holcus mollis*, *Heracleum sphondylium*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Polypodium vulgare*, *Stellaria holostea*.

Distribución biogeográfica: 3b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.A19 // 5.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.1.b. Robledales calcícolas cántabro-atlánticos

Ecología: meso-macrobosques termo-mesotemplados dominados por *Quercus robur* sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus robur*, *Crataegus monogyna*, *Prunus avium*, *Fraxinus excelsior*, *Castanea sativa*, *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Corylus avellana*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Tamus communis*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Ruscus aculeatus*, *Polystichum setiferum*, *Rubus* sp., *Polygonatum odoratum*, *Asplenium trichomanes*, *Polypodium vulgare*, *Helleborus foetidus*, *Euphorbia amygdaloides*, *Mercurialis perennis*, *Brachypodium sylvaticum*, *Viola riviniana*, *Primula acaulis*, *Fragaria vesca*, *Clematis vitalba*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Daphne laureola*, *Arum italicum*, *Melica uniflora*, *Polypodium cambricum*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.A19 // 5.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Amigo et al. (1994), Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.2.a. Robledales calcícolas orocantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques supratemplados dominados por *Quercus petraea* sobre suelos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus petraea*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Erica arborea*, *Ilex aquifolium*, *Pyrus cordata*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Dryopteris filix-mas*, *Hedera hibernica*, *Holcus mollis*, *Omphalodes nitida*, *Primula acaulis*, *Polystichum setiferum*, *Rubus* sp., *Ruscus aculeatus*, *Teucrium scorodonia*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *Avenella flexuosa*, *Euphorbia dulcis*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Melica uniflora*, *Melittis melissophyllum*, *Mercurialis perennis*, *Polypodium vulgare*, *Pteridium aquilinum*, *Saxifraga spathularis*, *Stellaria holostea*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.A19 // 5.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias bibliográficas: Silva-Pando (1990), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.3.a. Melojares calcícolas orocantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques meso-supratemplados dominados por *Quercus pyrenaica* sobre suelos esqueléicos derivados de rocas carbonatadas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus pyrenaica*, *Crataegus monogyna*, *Cytisus scoparius*, *Corylus avellana*.

$E_2(<1,5 \text{ m})$: *Teucrium scorodonia*, *Tamus communis*, *Pteridium aquilinum*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Melittis melissophyllum*, *Mercurialis perennis*, *Physospermum cornubiense*, *Holcus mollis*, *Viola riviniana*, *Picris hieracioides*, *Clinopodium vulgare*, *Origanum vulgare* subsp. *virens*, *Glandora diffusa*, *Rubus ulmifolius*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9230 // G1.7B2 // 8.3.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Amigo (1984), Silva-Pando (1990), Giménez de Azcárate (1993), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.4.a. Hayedos calcícolas courelianos

Ecología: meso-macrobosques mesotemplados superiores y supratemplados dominados por *Fagus sylvatica* sobre suelos derivados de rocas carbonatadas

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium*, *Corylus avellana*, *Sorbus aucuparia*, *Crataegus monogyna*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Daphne laureola*, *Mercurialis perennis*, *Hedera hibernica*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Primula acaulis*, *Polystichum setiferum*, *Melica uniflora*, *Polypodium vulgare*, *Neottia nidi-avis*, *Galium odoratum*, *Sanicula europaea*, *Helleborus foetidus*, *Viola riviniana*, *Anemone nemorosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Euphorbia amygdaloides*, *Lilium martagon*, *Crepis lamsanoides*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *Asplenium trichomanes*, *Corydalis cava*, *Lonicera periclymenum*, *Ornithogalum pyrenaicum*, *Poa nemoralis*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9150 // G1.662 // 6.4.

Sintaxon vinculado: *Neottia nidi-avis-Fagetum sylvaticae*.

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Rodríguez Guitián et al. (2000, 2009), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2011) y datos propios.

2.1.2.2.5.a. Bosques mixtos calcícolas cántabro-atlánticos

Ecología: meso-macrobosques termo-mesotemplados no dominados por quercíneas desarrollados sobre suelos carbonatados, por lo general en situaciones topográficas abruptas y umbrosas.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Crataegus monogyna*, *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Acer pseudoplatanus*, *Castanea sativa*, *Prunus avium*, *Ilex aquifolium*, *Sambucus nigra*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Tamus communis*, *Polystichum setiferum*, *Mercurialis perennis*, *Primula acaulis*, *Ruscus aculeatus*, *Rubus* sp., *Phyllitis scolopendrium*, *Stellaria holostea*, *Lonicera periclymenum*, *Geranium robertianum*, *Urtica dioica*, *Helleborus foetidus*, *Viola riviniana*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Arum italicum*, *Clematis vitalba*, *Polypodium vulgare*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9180* // G1.A44 // 5.8.

Sintaxon vinculado: *Helleboro occidentalis*-*Aceretum pseudoplatani* prov.

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Rodríguez Guitián et al. (2000), Rodríguez Guitián (2004, 2005, 2011), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.5.b. Bosques mixtos calcícolas orocantábricos occidentales

Ecología: meso-macrobosques supratemplados no dominados por quercíneas sobre suelos carbonatados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Crataegus monogyna*, *Castanea sativa*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Mercurialis perennis*, *Polystichum setiferum*, *Hedera hibernica*, *Helleborus foetidus*, *Primula acaulis*, *Daphne laureola*, *Melica uniflora*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Rubus* sp., *Sanicula europaea*, *Polypodium vulgare*, *Tamus communis*, *Stellaria holostea*, *Crepis lampsanoides*, *Heracleum sphondylium*, *Viola riviniana*, *Asplenium trichomanes*, *Ruscus aculeatus*, *Ranunculus tuberosus*, *Brachypodium sylvaticum*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9180* // G1.A44 // 5.8.

Sintaxon vinculado: *Omphalodo nitidae*-*Coryletum avellanae* subas. *quercetosum petraeae*.

Referencias: Rodríguez Guitián et al. (2000), Ramil-Rego et al. (2009), Rodríguez Guitián (2011) y datos propios.

2.1.2.2.6.a. Tejedas meso-eutrofas cántabras occidentales

Ecología: mesobosques mesotemplados dominados por *Taxus baccata* asentados sobre suelos carbonatados.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Taxus baccata*, *Fraxinus excelsior*, *Crataegus monogyna*, *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Laurus nobilis*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Polystichum setiferum*, *Mercurialis perennis*, *Melica uniflora*, *Primula acaulis*, *Phyllitis scolopendrium*, *Brachypodium sylvaticum*, *Asplenium trichomanes*, *Clematis vitalba*, *Ruscus aculeatus*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9580* // G3.97 // 10.11.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2010) plantean su vinculación, como "facies de *Taxus baccata*", al tipo de bosque mixto termo-mesotemplado calcícola presente en la unidad biogeográfica indicada.

Referencias bibliográficas: Rodríguez Guitián (2004, 2005), Ramil-Rego et al. (2009) y Rodríguez Guitián et al. (2010).

2.1.2.2.A.a Castaños calcícolas cántabro-atlánticos

Ecología: formaciones de talla variable asentadas sobre

suelos ricos en nutrientes a lo largo de territorios termotemplados a mesotemplados superiores.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Castanea sativa*, *Crataegus monogyna*, *Quercus robur*, *Prunus avium*, *Fraxinus excelsior*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Rubus* sp., *Polystichum setiferum*, *Primula acaulis*, *Tamus communis*, *Geranium robertianum*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Pteridium aquilinum*, *Viola riviniana*, *Ruscus aculeatus*, *Stellaria holostea*, *Fragaria vesca*, *Brachypodium sylvaticum*, *Sanicula europaea*, *Ajuga reptans*, *Vicia sepium*, *Arum italicum*, *Crepis lampsanoides*, *Euphorbia dulcis*, *Ranunculus tuberosus*.

Distribución biogeográfica: 1, 3c, 3d, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9260 // G1.7D9 // 8.7.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2005b) proponen su vinculación como "fase de *Castanea sativa*" a los tipos de bosques calcícolas presentes en las unidades biogeográficas indicadas.

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Silva-Pando (1990), Rodríguez Guitián et al. (2005b), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.1.2.2.A.b Castaños calcícolas orocantábricos occidentales

Ecología: formaciones de talla variable asentadas sobre suelos ricos en nutrientes a lo largo de territorios termotemplados a mesotemplados superiores.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus monogyna*, *Prunus avium*, *Fraxinus excelsior*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Geranium robertianum*, *Hedera hibernica*, *Helleborus foetidus*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Luzula forsteri*, *Polypodium vulgare*, *Potentilla erecta*, *Primula acaulis*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp., *Saxifraga granulata*, *Stellaria holostea*, *Vicia sepium*, *Viola riviniana*, *Achillea millefolium*, *Ajuga reptans*, *Asplenium trichomanes*, *Avenella flexuosa*, *Crepis lampsanoides*, *Dactylis glomerata*, *Daphne laureola*, *Euphorbia dulcis*, *Fragaria vesca*, *Holcus mollis*, *Mercurialis perennis*, *Polystichum setiferum*, *Ranunculus ficaria*, *Ruscus aculeatus*, *Tamus communis*, *Taraxacum gr. officinale*, *Trifolium repens*.

Distribución biogeográfica: 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9260 // G1.7D9 // 8.7.

Sintaxon vinculado: Rodríguez Guitián et al. (2005b) proponen su vinculación como "fase de *Castanea sativa*" a los tipos de bosques calcícolas presentes en las unidades biogeográficas indicadas.

Referencias: Rodríguez Guitián et al. (2005b), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.2. Bosques climatófilos xero-perennifolios

Bosques dominados por especies de hoja perenne adaptadas a vivir en áreas geográficas sometidas a climas caracterizados por temperaturas relativamente elevadas y más o menos constantes a lo largo del año (formaciones termófilas) o a superar períodos de sequía climática superiores a dos meses (formaciones xerófilas). En ocasiones, dichas especies encuentran su óptimo en áreas en las que se dan simultáneamente temperaturas elevadas y precipitaciones bajas, particularmente durante el período estival, como ocurre en la cuenca baja del Río Sil. Dentro del conjunto de especies que responden a estos ambientes ecológicos en el NW Ibérico, pueden diferenciarse aquellas cuyas hojas son flexibles y suaves al tacto, careciendo de cutículas engrosadas (hojas coriáceas), que se denominan especies lauroides y que se ejemplifican en el laurel (*Laurus nobilis*) o el madroño (*Arbutus unedo*), de aquellas otras en las que las hojas tienden a ser rígidas y cubiertas de pilosidad más o menos abundante (especies esclerófilas), como la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) o el alcornoque (*Quercus suber*).

Son bosques característicos de las áreas más térmicas del NW Ibérico, ya sea a lo largo de las áreas litorales situadas a menor altitud o hacia el S de Galicia y N de Portugal, que suelen crecer sobre suelos poco profundos, de textura ligera y que retienen poca humedad, aspecto que refuerza las capacidades competitivas de estas especies frente a las mesófilas mayoritarias en el territorio. En el caso de los encinares, cuyo óptimo ecológico se identifica con las áreas de más marcada tendencia mediterránea en el área aquí tratada, su presencia dentro de territorios templados se halla casi indefectiblemente asociada a afloramientos calizos expuestos hacia el S o W, instalados directamente sobre el roquedo o sobre suelos de carácter esquelético.

2.2.1. Bosques climatófilos xero-perennifolios oligotrofos

Bosques climatófilos que crecen sobre suelos pobres en nutrientes derivados de rocas ígneas y metamórficas, con valores de pH en el horizonte superficial que oscila entre 4,0 y 5,0. En cuanto a la talla que pueden alcanzar, se distinguen microbosques, cuando están dominados por el laurel o el madroño, y mesobosques, cuando se trata del alcornoque o de bosques de encinas.

Aunque el área potencial de presencia de estos bosques es relativamente amplia en el extremo NW ibérico, el elevado grado de deforestación y alteración de la cubierta vegetal alcanzado en las áreas con condiciones ambientales favorables para su desarrollo (franja litoral y principales valles de la vertiente atlántica de Galicia y N de Portugal hasta los 400-500 m) ha reducido y modificado considerablemente la apariencia y distribución de sus representaciones actuales.

2.2.1.1.a. Lauredales oligotrofos litorales cántabro-atlánticos

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados dominados por *Laurus nobilis* localizados en enclaves abrigados de cantiles litorales.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Laurus nobilis*, *Crataegus monogyna*. E₂(<1,5 m): *Hedera hibernica*, *Rubia peregrina*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Ruscus aculeatus*, *Lonicera periclymenum*, *Parietaria judaica*, *Rubus* sp., *Asplenium onopteris*, *Tamus communis*, *Dactylis glomerata*, *Crithmum maritimum*, *Festuca rubra* subsp. *pruinosa*, *Iris foetidissima*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *Umbilicus rupestris*.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 2b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 5230* // G2.21 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Calluno vulgaris-Lauretum nobilis*.

Referencias: Rodríguez Guitián (2004, 2005), Rodríguez Guitián et al. (2007), Álvarez Arbesú (2008), Ramil-Rego et al. (2009b).

2.2.1.1.b. Lauredales interiores oligotrofos cántabros occidentales

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores dominados por *Laurus nobilis*, por lo general, estadíos de recuperación de robledales termófilos; también podrían considerarse comunidades permanentes en espolones rocosos o sobre coluviones de grandes bloques.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Laurus nobilis*, *Quercus robur*, *Crataegus monogyna*. E₂(<1,5 m): *Hedera hibernica*, *Polystichum setiferum*, *Rubus ulmifolius*, *Lonicera periclymenum*, *Teucrium scorodonia*, *Umbilicus rupestris*, *Ruscus aculeatus*, *Tamus communis*, *Holcus mollis*, *Asplenium onopteris*, *Brachypodium sylvaticum*, *Viola riviniana*, *Rubia peregrina*, *Dryopteris affinis*, *Asphodelus albus*, *Geranium robertianum*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 5230* // G2.21 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Holcus mollis-Lauretum nobilis*.

Referencias: Losa (1973), Rodríguez Guitián (2004, 2005), Rodríguez Guitián et al. (2007), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.2.1.1.c. Lauredales interiores oligotrofos galaico-portugueses y galaico-interiores (Ulloa-Deza)

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados dominados por *Laurus nobilis* localizados en barrancadas y cantiles rocosos interiores, por lo general, estadíos de recuperación de alcornocales termófilos; también podrían considerarse comunidades permanentes en espolones rocosos o sobre coluviones de grandes bloques.

Especies características: E₁(>1,5 m): *Laurus nobilis*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*. E₂(<1,5 m): *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Omphalodes nítida*, *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus*, *Polystichum setiferum*.

Distribución biogeográfica: 3c, 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 5230* // F5.18 // 9.5.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.2.1.1.1.d. Lauredales interiores oligotrofos ourensano-lugueses y berciano-valdeorreses

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados y mesomediterráneos inferiores dominados por *Laurus nobilis* localizados en barrancadas y cantiles rocosos interiores, por lo general, estadios de recuperación de alcornocales y encinares termófilos; también podrían considerarse comunidades permanentes en espolones rocosos o sobre coluviones de grandes bloques.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Laurus nobilis*, *Phyllirea angustifolia*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus*, *Dryopteris affinis*.

Distribución biogeográfica: 3c, 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 5230* // F5.18 // 9.5.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.2.1.1.2.a. Madroñales oligotrofos berciano-valdeorreses y ourensano-lugueses

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores dominados por *Arbutus unedo*, por lo general, estadios de recuperación de encinares y alcornocales; también podrían considerarse comunidades permanentes en espolones rocosos o sobre coluviones de grandes bloques.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Erica scoparia*, *Phyllirea angustifolia*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Rubia peregrina*, *Erica cinerea*, *Lavandula pedunculata* var. *sampaioana*, *Daphne gnidium*, *Osyris alba*, *Cistus salvifolius*.

Distribución biogeográfica: 3c, 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: no existe // F5.211 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Erica scopariae*-*Arbutetum unedonis*.

Referencias: Ortiz et al. (1991), Romero Buján (1993) y datos propios.

2.2.1.1.2.b. Madroñales oligotrofos cantábricos occidentales y naviegos

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores dominados por *Arbutus unedo*, por lo general, estadios de recuperación de robledales helio-termófilos; también podrían considerarse comunidades permanentes en espolones rocosos o sobre coluviones de grandes bloques.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Arbutus unedo*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Pteridium aquilinum*, *Rubus gr. ulmifolius*, *Ruscus aculeatus*, *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*.

Distribución biogeográfica: 1, 2a, 2b, 3b, 3c, 3d.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: no existe // F5.211 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Frangula alni*-*Arbutetum unedonis*.

Referencias: Díaz González (1972), Izco et al. (1990) y Rodríguez Guitián et al. (2007).

2.2.1.1.2.c. Madroñales oligotrofos galaico-interiores, xuresianos y penedenses

Ecología: microbosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores dominados por *Arbutus unedo*, por lo general, estadios de recuperación de robledales helio-termófilos.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Arbutus unedo*, *Frangula alnus*, *Quercus robur*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Avenella flexuosa*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp., *Ruscus aculeatus*, *Vaccinium myrtillus*.

Distribución biogeográfica: 3e, 3f.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: no existe // F5.211 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Daphne gnidium*-*Arbutetum unedonis* prov.

Referencias: Pulgar Sañudo (1999) y datos propios.

2.2.1.2.1.a. Encinares oligotrofos berciano-valdeorreses y ourensano-lugueses y xuresianos

Ecología: micro-mesobosques oligotrofos heliófilos mesomediterráneos y termotemplados dominados por *Arbutus unedo*.

Especies características: $E_1(>1,5\text{ m})$: *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5\text{ m})$: *Daphne gnidium*, *Ruscus aculeatus*, *Asplenium onopteris*, *Teucrium scorodonia*, *Lavandula pedunculata* var. *stoechas*, *Rubia peregrina*.

Distribución biogeográfica: 3c, 4a.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS
HabClass // FTC: 9340 // G1.1242 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Genisto hystricis*-*Quercetum rotundifoliae* subas. *quercetosum rotundifoliae*.

Referencias: Bellot (1968), Ortiz (1986), Morla (1983), de la Fuente & Morla (1987), Izco et al. (1993), Romero Buján (1993), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996), Ortiz et al. (1997) y Ramil-Rego et al. (2009b).

2.2.1.2.2.a. Alcornocales galaico-portugueses y galaico-interiores

Ecología: mesobosques oligotrofos termotemplados y mesotemplados inferiores dominados por *Quercus suber*.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus suber*, *Ulex europaeus*, *Arbutus unedo*, *Quercus robur*, *Erica arborea*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Teucrium scorodonia*, *Pteridium aquilinum*, *Calluna vulgaris*, *Glandora prostrata*, *Arenaria montana*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9330 // G2.113 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Rusco aculeati-Quercetum roboris* subas. *quercetosum suberis*.

Referencias: Bellot & Casaseca (1953), Bellot (1968), Castroviejo Bolívar (1972), Izco et al. (1993), Izco & Amigo (1997), Amigo et al. (1998), Pulgar Sañudo (1999), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.2.1.2.2.b. Alcornocales xerófilos berciano-valdeorreses y ourensano-lugueses

Ecología: mesobosques oligotrofos termotemplados y mesomediterráneos dominados por *Quercus suber*, desarrollados sobre suelos poco desarrollados pizarrosos o graníticos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus suber*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Erica arborea*, *Crataegus monogyna*, *Cytisus scoparius*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Osyris alba*, *Cistus salviifolius*, *Daphne gnidium*, *Ruscus aculeatus*, *Asplenium onopteris*, *Rubia peregrina*, *Arbutus unedo*, *Lonicera periclymenum*, *Origanum vulgare* subsp. *virens*, *Rubus ulmifolius*, *Tamus communis*, *Lavandula pedunculata* var. *stoechas*, *Lonicera etrusca*, *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia terebinthus*, *Genista falcata*, *Cistus ladanifer*, *Teucrium scorodonia*, *Hedera hibernica*, *Viola riviniana*.

Distribución biogeográfica: 2a, 2b, 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9330 // G2.113 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* subas. *quercetosum suberis*

Referencias: de la Fuente & Morla (1985), Giménez de Azcárate (1993), Izco et al. (1993), Ramil-Rego et al. (2009).

2.2.1.2.2.c. Alcornocales mesófilos berciano-valdeorreses

Ecología: mesobosques oligotrofos termotemplados y mesomediterráneos dominados por *Quercus suber* desarrollados sobre suelos relativamente profundos formados sobre pizarras o sedimentos terciarios.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus suber*, *Erica arborea*, *Ulex europaeus*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Arbutus unedo*, *Pteridium aquilinum*, *Ruscus aculeatus*, *Osyris alba*, *Lavandula pedunculata* var. *stoechas*, *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides*, *Avenula marginata* subsp. *sulcata*, *Calluna vulgaris*, *Cistus salviifolius*, *Digitalis purpurea*, *Erica cinerea*, *Halimium umbellatum*, *Hedera hibernica*, *Jasione montana*.

Distribución biogeográfica: 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9330 // G2.113 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Physospermo cornubiensis-Quercetum suberis*.

Referencias: Bellot (1968), Rivas-Martínez et al. (1984), Rivas-Martínez (1987), Izco et al. (1993), Romero Rodríguez & Romero Cuenca (1996), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.2.1.2.2.d. Alcornocales naviegos

Ecología: mesobosques oligotrofos termo-mesotemplados asentados sobre suelos esqueléticos de naturaleza pizarrosa.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus suber*, *Erica arborea*, *Castanea sativa*, *Prunus avium*, *Arbutus unedo*, *Ulex europaeus*, *Quercus pyrenaica*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Arenaria montana*, *Rubus* sp., *Teucrium scorodonia*, *Hedera hibernica*, *Daboecia cantabrica*, *Asplenium onopteris*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Pteridium aquilinum*, *Glandora prostrata*, *Agrostis capillaris*, *Asplenium adiantum-nigrum*, *Erica cinerea*.

Distribución biogeográfica: 3c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9330 // G2.113 // 9.1.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: Díaz González & Fernández Prieto (1994), Ramil-Rego et al. (2009b) y datos propios.

2.2.2. Bosques climatófilos xero-perennifolios meso-eutrofos (=neutro-basófilos; incluye formaciones calcícolas)

Bosques climatófilos que crecen sobre suelos ricos en nutrientes derivados de rocas metamórficas básicas (anfíbolitas, eclogitas) y ultrabásicas (serpentinitas) y rocas carbonatadas (calizas, dolomías). En general, el pH del horizonte superficial de los suelos sobre los que se desarrollan estos bosques presenta valores que oscilan entre 5,5 y 8,0.

En cuanto a la talla que pueden alcanzar, se distinguen microbosques, cuando están dominados por el laurel o el madroño, a los que habría que sumar el caso de las representaciones de carácter rupícola de los encinares dentro de los territorios templados, y mesobosques, cuando se trata del alcornoque o de bosques de encinas situados dentro del dominio bioclimático mediterráneo.

En conjunto, son bosques con una escasa representación territorial debido a la escasez de ambientes topoedáficos favorables para su presencia y, principalmente, a los efectos negativos que sobre ellos han tenido las actividades deforestadoras humanas.

2.2.2.1.1.a. Lauredales calcícolas cantábricos occidentales

Ecología: microbosques termo-mesotemplados inferiores dominados por *Laurus nobilis* asentados sobre suelos carbonatados esqueléticos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Laurus nobilis*, *Crataegus monogyna*, *Quercus robur*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Hedera hibernica*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Rubus ulmifolius*, *Tamus communis*, *Ruscus aculeatus*, *Arum italicum*, *Phyllitis scolopendrium*, *Lonicera periclymenum*, *Asplenium onopteris*, *Fraxinus excelsior*, *Rubia peregrina*, *Iris foetidissima*, *Ilex aquifolium*, *Polypodium cambricum*, *Sambucus nigra*, *Polystichum setiferum*.

Distribución biogeográfica: 1.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 5230* // G2.21 // 9.5.

Sintaxon vinculado: *Tamo communis*-*Lauretum nobilis*.

Referencias: Giménez de Azcárate (1993), Rodríguez Guitián et al. (2007) y Ramil-Rego et al. (2009).

2.2.2.1.2.a. Madroñales calcícolas berciano-valdeorreses

Ecología: microbosques mesomediterráneos dominados por *Arbutus unedo* asentados sobre suelos carbonatados esqueléticos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Arbutus unedo*, *Crataegus monogyna*, *Pistacia terebinthus*, *Prunus spinosa*, *Laurus nobilis*, *Phillyrea angustifolia*, *Prunus avium*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Brachypodium sylvaticum*, *Carlina corymbosa*, *Ruscus aculeatus*, *Daphne gnidium*, *Rubia peregrina*, *Hedera hibernica*, *Origanum vulgare* subsp. *virens*, *Rubus* sp., *Cistus salviifolius*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Osyris alba*, *Helleborus foetidus*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*.

Distribución biogeográfica: 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: no existe // F5.211 // 9.5.

Sintaxon vinculado: - - -.

Referencias: datos propios.

2.2.2.2.1.a. Encinares calcícolas orocantábricos y naviegos

Ecología: micro(-meso)bosques mesotemplados y supratemplados inferiores dominados por *Quercus ilex* subsp. *ballota* desarrollados sobre suelos carbonatados poco profundos, principalmente en laderas soleadas o espolones rocosos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Crataegus monogyna*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Glandora diffusa*, *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*, *Ruscus aculeatus*, *Teucrium scorodonia*, *Tamus communis*, *Asplenium onopteris*.

Distribución biogeográfica: 3c, 3e, 5c.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9340 // G2.1241 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Genisto falcatae*-*Quercetum rotundifoliae*.

Referencias: Bellot (1968), Silva-Pando (1990), Giménez de Azcárate (1993), Izco et al. (1993), Rodríguez Guitián &

Guitián Rivera (1993), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

2.2.2.2.1.b. Encinares calcícolas berciano-valdeorreses

Ecología: microbosques mesomediterráneos dominados por *Quercus ilex* subsp. *ballota* desarrollados sobre suelos carbonatados poco profundos.

Especies características: $E_1(>1,5 \text{ m})$: *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Arbutus unedo*, *Crataegus monogyna*, *Pistacia terebinthus*, *Cytisus scoparius*. $E_2(<1,5 \text{ m})$: *Rubia peregrina*, *Daphne gnidium*, *Tamus communis*, *Ruscus aculeatus*, *Asplenium onopteris*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Teucrium scorodonia*, *Hedera helix*.

Distribución biogeográfica: 4a, 4b.

Correspondencias Anexo I DC 92/43/CEE // EUNIS HabClass // FTC: 9340 // G2.1241 // 9.1.

Sintaxon vinculado: *Genisto hystricis*-*Quercetum rotundifoliae* subas. *helleboretosum foetidi*.

Referencias bibliográficas: Giménez de Azcárate (1993), Izco et al. (1993), Ramil-Rego et al. (2009) y datos propios.

Discusión

Teniendo en cuenta las deficiencias ya comentadas relativas a la desigual distribución geográfica de los inventarios aquí utilizados, cabe suponer que el incremento de información en las áreas escasamente muestreadas y el acopio de datos en aquellas otras de las que se carece totalmente de inventarios contribuya a incrementar aún más el número de tipos de bosques aquí descritos. En concreto, y por comentar solamente algunos ejemplos, se echan en falta datos procedentes de robledales y bosques riparios de todo el conjunto montañoso que conforma la Dorsal Gallega, al igual que de los bosques aluviales y pantanosos que todavía se conservan, aunque de forma bastante discontinua, en las vegas de los principales ríos que desembocan en las Rías Baixas (Tambre, Ulla, Umia, Lérez, Verdugo, Oitavén) y en el tramo inferior miñense (Tamuxe, Louro, Tea, Uma, Termes, Deva, Avia, Arnoia, etc.). En nuestra opinión, la provincia de Ourense debería centrar los esfuerzos investigadores en lo que a conocimiento de la realidad forestal del territorio se refiere, tanto por la extensión superficial que todavía en ella cubren los bosques como por la variedad de ambientes que allí se dan.

Otra cuestión relevante es el grado de correspondencia de las tipologías aquí definidas con las contempladas en clasificaciones que desde diversos estamentos europeos se vienen manejando en los ámbitos medioambiental y forestal desde finales del siglo XX (tabla 12), como son las contenidas en el Anexo I de la DC 92/43/CEE (tabla 4), la clasificación EUNIS (EEA 2012) (tabla 5) y los Tipos de Masas Arboladas (FTC) de la UE (EEA 2007) (tabla 6). Con respecto a la Directiva "Habitats", más de la cuarta parte de los tipos de bosques aquí reconocidos no tiene correspondencia directa con ninguno de los tipos de hábitat allí detallados, de lo que se deduce que una proporción significativa de tipos de bosques presentes en el extremo

NW ibérico no son merecedores de ningún tipo de protección en aplicación de la citada Directiva; con relación a la clasificación EUNIS, el grado de correspondencia resulta más elevado (88 de las 93 consideradas, equivalente al 96,7% del total); en último lugar, la clasificación FTC de la EEA incluye un 86,4% de los tipos de bosques identificados dentro del ámbito del presente trabajo, excluyendo la práctica totalidad de microbosques caducifolios, quizás debido a la orientación eminentemente forestal de esta clasificación y a que muchas de las especies leñosas que caracterizan a estos microbosques son consideradas, a menudo, como arbustos grandes no maderables. En todo caso, la existencia de desajustes entre las clasificaciones examinadas pone de manifiesto la necesidad de seguir trabajando en un modelo de tipologías que contemple criterios y niveles clasificatorios polifuncionales y lo suficientemente flexibles como para poder integrar la variabilidad de unidades descritas (y por describir) dentro del ámbito europeo. Desde este punto de vista, la clasificación EUNIS parece mostrarse, por el momento, como la alternativa (aunque incompleta) de referencia, cuando menos en lo tocante a la diversidad vegetacional reconocida en el territorio aquí analizado.

Con independencia de lo anterior, los resultados expuestos muestran un panorama de diversidad vegetal para el territorio gallego extraordinariamente rico en tipos de bosques. Para ilustrar hasta qué punto esta variedad forestal es relevante, se ha construido la tabla 13, en la que se muestra la distribución de los grandes tipos de bosques considerados a lo largo de diferentes territorios del NW Ibérico. Se observa que, al nivel de comparación realizado, Galicia presenta el valor más elevado de tipos de bosques de la Cornisa Cantábrica y el N de Portugal. Sin duda, este hecho se debe, principalmente, a la complejidad biogeográfica que encierra el territorio gallego, resultado a su vez, de la combinación de las condiciones ambientales actuales (clima, relieve, tipología edáfica, etc.) y su dinámica paleoambiental.

La relevancia comentada del territorio gallego en cuanto a su patrimonio forestal arbolado contrasta con las descripciones y visiones simplistas que, desde hace ya más de un siglo, se ha venido haciendo de su paisaje vegetal desde diversos ámbitos. Así, descripciones contenidas en obras como las de Merino (1905-1099), García Martínez (1979) o Fraga Vila & Reinoso Franco (1982), de amplia difusión en el entorno educativo, han contribuido a divulgar una visión monótona de las comunidades arbóreas autóctonas de Galicia (tabla 14), en la que “*fragas*” y “*soutos*” son consideradas como los elementos arquetípicos a partir de los que se estructura el paisaje rural en este territorio. También en el ámbito forestal se ha mantenido durante largo tiempo este planteamiento, en gran medida amparado en la consideración hegemónica que otorgan Ximénez de Embún & Ceballos (1939) a los bosques de *Quercus robur* dentro de su concepto de “vegetación primitiva” de Galicia, circunstancia que se mantiene en diversas obras posteriores de tipo geográfico descriptivo (Solé Sabarís et al. 1952, Iglesias Iglesias 1962). Esta visión homogeneizadora, claramente desviada de la realidad, se plasma todavía en la actualidad en la mayor parte de los

libros de texto utilizados en los niveles básicos de enseñanza (primaria y secundaria), contribuyendo a distorsionar la percepción que los estudiantes tienen del medio natural que les rodea. Además, contrasta con el progresivo avance que en el plano científico se ha operado desde mediados del pasado siglo en el ámbito de la botánica y ecología forestal, ya que a inicios de ese período Bellot establecía en 8 los tipos de bosques presentes en Galicia, pasando por las 16 categorías que a finales de los años 80 proponía Rivas-Martínez (1987) y alcanzando las 30 asociaciones vegetales de bosque hacia el cambio de siglo (Izco et al. 1999).

A pesar del progreso realizado, y como ocurre en otros muchos ámbitos científicos, se hace necesario invertir esfuerzos en la divulgación de este tipo de avances en el conocimiento y su incorporación al diseño de los itinerarios docentes en los niveles básicos del sistema educativo. Esto redundará, junto a otros tipos de iniciativas, en una mejor consideración del valor patrimonial de la riqueza forestal de nuestro territorio y la concienciación sobre la necesidad de un tratamiento más respetuoso del medio, en la línea de lo que viene observando en un buen número de países avanzados de nuestro entorno desde hace más de un siglo. El trabajo aquí presentado pretende contribuir a profundizar en esta línea, en el convencimiento de que no se valora adecuadamente aquello que no se conoce y de que, las probabilidades de éxito en la toma de decisiones en lo relativo a la gestión de medio natural son inversamente proporcionales a la cantidad y calidad de la información que sobre él se dispone.

Conclusiones

La clasificación presentada muestra que Galicia es un territorio extraordinariamente rico en tipos de bosques, tanto en términos absolutos como comparativamente con respecto a las áreas geográficas de su entorno con características ambientales e historia paleoambiental comparables. No obstante, existe una gran disparidad en cuanto al nivel de conocimiento acerca de las características botánicas, ecología y distribución geográfica de estas tipologías, pudiéndose considerar que un número relativamente elevado de ellas se encuentran insuficientemente conocidas. Para paliar estas deficiencias debería seguir profundizándose en el conocimiento científico de los bosques, ya que se trata de ecosistemas muy escasamente representados en las áreas atlánticas de Europa y, en especial, en Galicia.

En general, existe un escaso grado de concienciación social sobre esta riqueza patrimonial por parte de la población, hecho que constituye un obstáculo con relación al valor social que le dá a este componente del medio natural. Pero el desconocimiento de esta diversidad forestal alcanza también diversos estamentos de la administración, desde la local hasta la comunitaria, de manera que las clasificaciones que habitualmente se utilizan como referencia a efectos legales y de establecimiento de medidas de gestión no recogen la totalidad de la variabilidad aquí reconocida. La adopción de políticas específicas de preservación de la

diversidad de bosques existente en Galicia necesita de un adecuado conocimiento científico (a día de hoy todavía insuficiente) y la asunción (a nivel social y legal) de que ésta

es esencial para el mantenimiento de la biodiversidad, cuestiones sobre las que reclamamos una mayor atención a las autoridades competentes en estas materias.

Tipos/subtipos	Territorios						
	Galicia	Asturias	Cantabria	País Vasco	León	Zamora	Norte Portugal*
1-Bosques edafohigrófilos							
11111 -Avellanedas-saucedas riparias oligotrofas	●	●	-	-	-	-	-
11112 -Saucedas riparias oligotrofas	●	-	-	-	●	-	●
11121 -Fresnedas riparias oligotrofas	●	●	-	-	●	-	-
11122 -Abedulares riparios oligotrofos	●	●	-	-	●	●	●
11123 -Alisedas riparias oligotrofas	●	●	●	●	●	●	●
11211-Saucedas riparias meso-eutrofas	●	●	●	●	●	-	-
11212-Avellanedas riparias meso-eutrofas	●	-	-	-	-	-	-
11221-Alisedas riparias basófilas	●	-	-	-	-	-	-
12111-Espinales aluviales oligotrofos	●	-	-	-	●	●	-
12121-Fresnedas aluviales oligotrofas	●	-	-	-	-	-	-
12122-Abedulares aluviales oligotrofos	●	-	-	-	-	-	-
12123-Alisedas aluviales oligotrofas	●	●	-	-	-	-	-
12124-Robledales aluviales oligotrofos	●	-	-	-	-	-	-
12125-Bosques mixtos aluviales oligotrofos	●	●	-	-	-	-	-
1212A-Olmedas	-	-	●	●	●	●	●
13111-Espinales temporihigrófilos	●	-	●	●	●	●	●
13121-Robledales temporihigrófilos	●	-	-	-	-	-	-
14111-Alisedas pantanosas	●	●	●	●	●	●	●
14112-Abedulares higró-turfófilos	●	-	-	-	●	-	-
2-Bosques climatófilos							
21111-Espinales oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
21112-Avellanedas oligotrofas	●	●	●	●	●	●	●
21121-Robledales oligotrofos de Quercus robur	●	●	●	●	●	-	●
21122-Robledales oligotrofos de Quercus petraea	●	●	●	●	●	-	-
21123-Melojares oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
21124-Abedulares oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
21125-Hayedos oligotrofos	●	●	●	●	●	-	-
21126-Bosques de sauces cabrunos y serbales	●	●	-	-	●	●	-
21127-Bosques mixtos oligotrofos	●	●	●	●	●	●	-
21128-Acebaes oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
21129-Tejedales oligotrofas	●	●	●	●	●	●	●
2112A-Castañares oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
21211-Espinales meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
21212-Avellanedas meso-eutrofas	●	●	●	●	●	-	-
21221-Robledales meso-eutrofos de Quercus robur	●	●	●	●	-	-	-
21222-Robledales meso-eutrofos de Quercus petraea	●	●	●	●	-	-	-
21223-Melojares meso-eutrofos	●	●	-	●	-	-	-
21224-Hayedos meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
21225-Bosques mixtos meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
21226-Acebaes meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
21227-Tejedales meso-eutrofas	●	●	●	●	●	-	-
2122A-Castañares meso-eutrofos	●	●	●	-	●	-	-
2122B-Quejigares de Quercus faginea	-	●	●	●	●	●	●
22111-Lauredales oligotrofos	●	●	●	●	●	-	●
22112-Madroñales oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
22121-Encinares oligotrofos	●	●	●	●	●	●	●
22122-Alcornocales	●	●	●	●	●	-	●
22211-Lauredales meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
22212-Madroñales meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	-
22221-Encinares meso-eutrofos	●	●	●	●	●	-	●
TOTAL	47	38	33	33	37	18	19

Tabla 13. Distribución geográfica de los principales tipos de bosques reconocidos en diversos territorios administrativos del extremo NW Ibérico (*distritos de Viana do Castelo, Braga, Vila Real y Bragança)

Grandes grupos de tipos de bosque	Autor												
	Merino (1905-1909)	Ximénez de Embún & Ceballos (1939)	Solé Sabarís et al. (1952)	Iglesias Iglesias (1962)	Bellot (1968)	García Martínez (1979)	Fraga Vila & Reinoso Franco (1982)	Rivas-Martínez (1987)	Silva-Pando (1989)	Silva-Pando & Rigueiro Rodríguez (1992)	Izco et al. (1999)	Rigueiro Rodríguez (2002a, 2002b)	Rodríguez Guitián (2007)
Abedulares	-	●	-	-	-	-	-	●	●	●	●	●	●
Acebales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	●	●
Alcornocales	-	●	-	-	●	●	-	●	●	●	●	●	●
Avellanedas	-	-	-	●	-	-	-	-	-	●	●	●	●
Bosques aluviales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●
Bosques de ribera	-	●	-	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Bosques mixtos	-	-	-	-	●	-	-	-	-	-	●	●	●
Bosques pantanosos	-	-	-	-	●	-	-	-	-	●	●	-	●
Castañares	●	●	●	●	●	●	●	●	-	●	-	●	●
Encinares	●	●	-	-	●	-	-	●	●	●	●	●	●
Espinales	-	-	-	-	●	-	-	-	●	-	●	-	●
Hayedos	-	●	●	-	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Lauredales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	●	●	●
Madroñales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	●	●	●
Melojares	-	●	●	-	●	-	●	●	●	●	●	●	●
Robledales	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Tejedales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	●	-	●	●
TOTAL	3	7	4	4	10	5	5	7	8	14	13	14	16

Tabla 14. Progreso en el conocimiento de los grandes grupos de tipos de bosques existentes en Galicia desde principios del siglo XX hasta la actualidad (● grupo reconocido por el autor/es correspondiente)

Agradecimientos La base de datos que sustenta la clasificación de bosques aquí presentada no podría haber sido elaborada sin la amable cesión de la información inédita contenida en los trabajos Fin de Carrera elaborados por Ramiro Alvite Díaz, Miguel Ángel Balboa Murias, Montserrat Fernández Castro, Manuel Fontao Alvarado, Jorge Filgueiras Silva, José Manuel López Dacal, Miguel Ángel Negrál Fernández, Luís Penín Franco y Mercedes Rois Díaz, a quienes agradecemos su colaboración. Igualmente, agradecemos la desinteresada ayuda prestada por Alejandro Álvarez Hurtado, Javier Amigo Vázquez, José Manuel Blanco López, Adolfo Blanco de la Parte, Blanca Díaz Varela, Ramón Alberto Díaz Varela, Pilar González Hernández, Tamara Marta González Vecín, Gabriel Lijó Pose, Saúl de la Peña Lastra, Javier Pereira-Espinel Plata, Carlos Real Rodríguez, Manuel Rodríguez Romero, Rosa Romero Franco, María Inmaculada Romero Buján, Marco Rubinos Román y Claudio Policarpo Val Arias durante innumerables jornadas de trabajo de campo dirigidas a obtener información acerca de la composición florística y ecología de los bosques de Galicia y áreas limítrofes, mucha de ella todavía pendiente de publicación.

Bibliografía

- Álvarez Arbesú, R. (2008). La cubierta vegetal del litoral asturiano. Documentos 5. Jardín Botánico Atlántico Gijón.
- Amigo, J. (1984). Estudio de los matorrales y bosques de la Sierra del Caurel (Lugo). Tesis Doctoral inédita. Facultad de Farmacia. Universidad de Santiago de Compostela.
- Amigo, J. & Romero, M.I. (1994). Vegetación atlántica bajo clima mediterráneo: un caso del Noroeste Ibérico. *Phytocoenologia* 22 (4): 583-603.

Amigo, J. & Romero, M.I. (1998). Abedulares de origen antrópico en Galicia: caracterización fitosociológica. *Studia Botanica* 17: 37-51.

Amigo, J. (2004). Las saucedas riparias de *Salicion salviifoliae* en Galicia (Noroeste de España). *Lazaroa* 26: 67-81.

Amigo, J., Guitián, J. & Fernández Prieto, J.A. (1987). Datos sobre los bosques ribereños de aliso (*Alnus glutinosa*) cántabro-atlánticos ibéricos. V Jornadas de Fitosociología. Publ. Univ. La Laguna. Ser. Informes 22: 159-176.

Amigo, J., Giménez de Azcárate, J & Romero, M.I. (1994). *Omphalodo nitidae-Coryletum avellanae*, a new mesophytic woodland community of the northwest Iberian Peninsula. *Botanica Helvetica* 104: 103-122.

Amigo, J., Izco, J. & Romero, M.I. (2004). Swamp alder woodlands in Galicia (NW Spain): phytosociological interpretation. Ecological and floristic contrast to western European swamp woodlands and delimitation versus riparian alder woodlands in southern Europe and northern Africa. *Phytocoenologia* 34(4): 613-638.

Amigo, J., Izco, J., Guitián, J. & Romero, M.I. (1998). Reinterpretación del robledal termófilo galaico-portugués. *Rusco aculeati-Quercetum roboris*. *Lazaroa* 19: 85-98.

Amigo, J., Pulgar, Í. & Izco, J. (2009). Evidence of riverside ash tree forests in southern Galicia (northwestern Spain). *Lazaroa* 30: 181-189.

- Bagnouls, F. & Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leur classification. Ann. Geogr. Paris.
- Bara, S., Rigueiro, A., Gil, M., Mansilla, P. & Alonso, M. (1985). Efectos ecológicos del *Eucalyptus globulus* en Galicia. Estudio comparativo con *Pinus pinaster* y *Quercus robur*. M.A.P.A. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid. 380 pp.
- Bellot, F. (1951). Sinopsis de la Vegetación de Galicia. Anales del Jardín Botánico 10: 389-444.
- Bellot, F. & Casaseca, B. (1953). El *Quercetum suberis* en el límite Noroccidental de su área. Anales del Instituto Botánico Cavanilles 11(1): 479-501.
- Bellot, F. (1968). La Vegetación de Galicia. Universidad de Madrid. Anal. Anales del Instituto Botánico Cavanilles XXIV: 3-306.
- Braun-Blanquet, J. (1979). Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume. Barcelona.
- Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R. & Rozeira, A. (1956). Resultats de deux excursions geobotaniques á travers le Portugal Septentrional et Moyen, II. Agronomia Lusitana 18(3): 167-234.
- Brockmann-Jerosch., H. (1919). Baumgrenze und Klimacharakter. Pflanzengeographische Kommission der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft, Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme 6: 1-255.
- Brockmann-Jerosch., H. & Rübel, E. (1912). Die Einteilung der Pflanzengesellschaften. Leipzig.
- Casaseca Mena, B. (1959). La vegetación y flora del término municipal de Santiago de Compostela. Boletín de la Universidad Compostelana. Santiago de Compostela.
- Casaseca, B., Giraldez, X., Guillén, A. & Rico, E. (1990). Manifestaciones eurosiberianas en la Sierra Segundera, Zamora (prolongación del eje pirenaico-cantábrico). En: L. Villar (Ed.): Botánica Pirenaico-Cantábrica. Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología 5: 111-120. Jaca.
- Castroviejo Bolívar, M.P.A. (1988). Fitoecología de los Montes del Buio y Sierra del Xistral (Lugo). Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Castroviejo, S. (1972): Flora y cartografía de la vegetación de la Península del Morrazo (Pontevedra). Tesis doctoral inédita. Facultad de Ciencias. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- Castroviejo, S. (Coord.)(1986-2010). Flora Iberica, Vols. I-VIII, X, XIV, XV, XVII, XVIII e XXI. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.
- Ceballos y Fernández de Córdoba, L. (1966). Mapa forestal de España. Escala 1:400.000. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Costa, M., Higuera, J. & Morla, C. (1990). Abedulares de la Sierra de San Mamede (Ourense, España). Acta Botanica Malacitana 15: 253-265.
- Dalda González, J. (1972). Vegetación de la cuenca del Río Deo. Cuenca alta del Mandeo. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela 14. Santiago de Compostela.
- De la Fuente García, V. & Morla, C. (1985). Datos sobre los encinares de la comarca de Trives (Ourense, España). Lazaroa 8: 241-249.
- Díaz González, T.E. & Penas, A. (1987). Estudio de las saucedas mediterráneas en la Provincia de León. Publicaciones de la Universidad de La Laguna. Serie Informes 22: 87-120.
- Díaz González, T.E., Andrés, J., Llamas, F., Herrero, L. & Fernández, M.D. (1987). Datos sobre la vegetación de las olmedas y alisedas mediterráneas de la provincia de León (NW de España). Publicaciones de la Universidad de La Laguna. Serie Informes 22:177-198.
- Díaz Varela, R., Izco Sevillano, J., Martínez Sánchez, S., Pardo Gamundi, I., Ramil Rego, P. & Rodríguez Guitián, M.A. (2001). Análisis y valoración de la Sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la Directiva hábitat en Galicia. Centro de Información e Tecnoloxía Ambiental. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Diels, L. (1910). Genetische Elemente in der Flora der Alpen. Englers Botanische Jahrbücher 44:7-46.
- Drude, O. (1902). Der Hercynische Florenbezirk. Vegetationen der Erde, VI. Leipzig.
- EEA (2007): European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. EEA Technical report No 9/2006. 2nd edition. Office for Official Publications of the European Communities. Copenhagen.
- Ellenberg, H. & Mueller-Dombois, D. (1967). Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. Ber. Geobot. Forsch. Inst. Rübel 37: 21-55.
- Filgueiras Silva, J. (1999). Plan de ordenación do Medio Físico da cunca do Río Sor. Proyecto Fin de Carrera. Ingeniería de Montes. Escola Politécnica Superior de Lugo.
- Fraga Vila, M.I. & Reinosa Franco, J. (1982). A vexetación. En: A. Pérez Alberti (Dir.): Xeografía de Galicia. Tomo I: O Medio: 128-158. Ed. Sálvora. A Coruña.
- García Martínez, X.R. (1979). Pequena flora de Galicia. Ed. Follas Novas. Santiago de Compostela.
- Gaussen, H. (1954). Les possibilités forestières du monde en relation avec le climat. Actes du IV^e Congrès forestier mondial, vol. III, Dehra Dun.
- Giménez de Azcárate, J. (1993). Estudio fitosociológico de la vegetación de los afloramientos calizos de Galicia. Tesis Doctoral inédita. Facultade Ciencias Biolóxicas. Universidade de Santiago de Compostela.
- Giménez de Azcárate, J., Romero Buján, M.I. & Amigo Vázquez, J. (1996). Los espinales de la *Pruno-Rubion ulmifolii* en Galicia. Lazaroa 16: 89-104.

- Grisebach, H.R.A. (1838). Ueber den Einfluss des Klimas auf die Begrenzung der natürlichen Floren. *Linnaea*, XII.
- Gómez-Orellana, L., Ramil-Rego, P. & Muñoz Sobrino, C. (2007). The Würm in NW Iberia, a pollen record from Area Longa (Galicia). *Quaternary Research* 67: 438-452.
- Gutián, J., Gutián, P., Magrach, A., Docampo, C., Domínguez, P. & Gutián, L. (2012): Effect of management and spatial characteristics on plant species richness of *Castanea sativa* Mill. woodlots in the NW Iberian Peninsula, *Journal of Forest Research* 17: 98-104.
- Herrera Gallastegui, M., Fernández Prieto, J. A. & Loidi, J. (1990). Orlas arbustivas oligotrofas cantábricas: *Frangulo-Pyretum cordatae*. *Studia Botanica* IX: 17-24.
- Honrado, J., Alves, P., Aguiar, C., Nepomuceno Alves, H. & Caldas, F.B. (2002). Ten new syntaxa from the Miniensean biogeographic subsector (northwestern Portugal). *Silva Lusitana* 10(2): 247- 259.
- Honrado, J., Alves, P., Aguiar, C., Ortiz, S. & Caldas, F.B. (2003). Juresian riparian birch woodlands *Carici reuterianae-Betuletum celtibericae* ass. nova. *Silva Lusitana* 11(2): 237-241.
- Huguet del Villar, E. (1929). Geobotánica. Ed. Labor. Cerdanyola del Vallés. Barcelona.
- Humboldt, A. (1819). Personal narrative of travels to the equinoctial regions of the New Continent during the years 1799-1804. 7 vols. 1814-1829. London.
- Iglesias Iglesias (1962). Xeografía fito-zoológica. En: R. Otero Pedrayo (Dir.) Historia de Galiza, Vol. I: 247-254. Editorial Nós. Buenos Aires.
- Izco, J. & Amigo, J. (1997). Valoración nomenclatural del *Quercetum suberis* de F. Bellot y sus posibles implicaciones. *Lazaroa* 8: 239-242.
- Izco, J., Amigo, J. & Gutián, J. (1986). Identificación y descripción de los bosques montanos del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica. *Trabajos Compostelanos de Biología* 13: 183-202.
- Izco, J., Amigo, J. & Gutián, J. (1990). Los robledales galaico-septentrionales. *Acta Botanica Malacitana* 15: 267-276.
- Izco, J., Amigo, J. & Gutián, J. (1993). Composición, relaciones y sistematización de los bosques esclerófilos del Noroeste Ibérico. *Notiziario della Società di Fitosociología* 22: 83-114.
- Izco, J., Amigo, J., Ramil-Rego, P., Díaz, R. & Sánchez, J.M. (2006). Brezales: biodiversidad, usos y conservación. *Recursos Rurais* 2: 5-24.
- Izco, J., Rodríguez-Dacal, C. & Sánchez, J. M. (1994). Análisis geobotánico de las Caldas de Lugo. *Estudios sobre el Balneario de Lugo. Memoria de la Real Academia de Farmacia* 20: 75-103. Madrid.
- Izco, J., J. Amigo & D. García-San León (1999). Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa* 20: 29-47.
- Izco, J., J. Amigo & D. García-San León (2000). Análisis y clasificación de la vegetación de Galicia (España), II. La vegetación herbácea. *Lazaroa* 21: 33-47.
- Izco, J., Amigo, J. & Pulgar, I. (2006). Southwest cantabro-atlantic expression of coastal thorny woodland-fringe communities. *Acta Botanica Gallica* 153(3). 325-334.
- Lara, F., Garilleti, R. & Calleja, J.A. (2004). La vegetación de ribera de la mitad norte española. *Monografías CEDEX M-81*. Ministerio de Fomento-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- López Lillo, A. (2002). La cultura forestal española. En: F.D. Pineda, J.M de Miguel, M.A. Casado & J. Montalvo (Coords.): La diversidad biológica de España: 297-304. Pearson Educación, S.A. Madrid.
- Losa Quintana, J.M. (1973). Estudio de las comunidades arbóreas naturales de la cuenca media del Río Eume (La Coruña). *Trabajos Compostelanos de Biología* 3: 1-63.
- Losa Quintana, J.M. (1978). Las formaciones arbóreas de la comarca de El Cebreiro (Lugo). *Publicaciones del Departamento de Botánica* 1: 1-36. Universidade de Santiago de Compostela.
- Llamas García, F. (1984): Flora y Vegetación de la Maragatería (León). Diputación Provincial de León. León.
- MMA (2000). Mapa Forestal de España. MFE50. Serie Técnica-Formato Digital. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2002a): Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: A Coruña. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2002b): Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: Lugo. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2002c): Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: Ourense. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2002d): Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Provincia: Pontevedra. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2003a). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Principado de Asturias. 419 pp. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2003b). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Castilla y León. Zamora. 310 pp. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2004). Tercer Inventario Forestal Nacional. 1997-2006. Castilla y León. León. 377 pp. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974). Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley & Sons.

- Ortiz, S. (1986). Series de vegetación y su zonación altitudinal en el macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo. Tesis Doctoral inédita. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Ortiz, S., Amigo, J. & Izco, J. (1991). Las orlas fruticasas orensano-sanabrienses: dos nuevas asociaciones del Valle del Sil. *Lazaroa* 12: 303-315.
- Ortiz, S., Izco, J. & Rodríguez-Oubiña J. (1997). Complejos de vegetación del Macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo (NO de la Península Ibérica). *Phytocoenologia* 27(1): 25-52.
- Penas, A. & Díaz Gonzalez, T.E. (1985): Datos sobre la alianza *Corynephoru-plantaginion radicatae*, Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 nom. invers. Rivas Martínez 1975 en el sector Orensano-Sanabriense. *Acta Botanica Malacitana* 10: 155-166.
- Pulgar Sañudo, I. (1999). La vegetación de la Baixa Limia y sierras del entorno. Tesis Doctoral inédita. Universidade de Santiago de Compostela.
- Ramil-Rego, P., Iriarte, M.J., Muñoz Sobrino, C. & Gómez Orellana, L. (2005/2006). Cambio climático y dinámica temporal del paisaje y de los hábitats en las ecorregiones del NW de la Península Ibérica durante el Pleistoceno superior. *Munibe* 57(1): 537-551.
- Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A., Hinojo Sánchez, B.A., Rodríguez González, P.M., Ferreiro da Costa, J., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L., de Nóvoa Fernández, B., Díaz Varela, R.A., Martínez Sánchez, S. & Cillero Castro, C. (2008a). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Descripción e Valoración Territorial. Monografías do IBADER nº 2. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ramil Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A., Ferreiro da Costa, J., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L., de Nóvoa Fernández, B., Hinojo Sánchez, B.A., Martínez Sánchez, S., Cillero Castro, C., Díaz Varela, R.A., Rodríguez González, P.M. & Muñoz Sobrino, C. (2008b). Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descriptivas. Monografías do IBADER nº 3. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Rigueiro Rodríguez, A (Coord.)(1994). Estudio ecológico del bosque mixto de la Marronda (Cádavo-Lugo). Bases para su conservación y restauración. Informe técnico inédito. Escola Politécnica Superior. Lugo.
- Rigueiro Rodríguez, A. (2002a): Bosques a masas arborizadas de Galicia. En: F. Díaz-Fierros (Coord.): Proxecto Galicia-Natureza: Tomo XLIII (Botánica III): 431-471. Hércules de Ediciones, S.A. A Coruña.
- Rigueiro Rodríguez, A. (2002b). Bosques e paisaxe en Galicia. Discurso de ingreso na Real Academia Galega de Ciencias. Santiago de Compostela.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Serie Técnica 1: 3-217. I.C.O.N.A. Madrid.
- Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España, parte I). *Itinera Geobotanica* 17: 1-436.
- Rivas-Martínez, S. (2011): Mapa de series, geoseries y eopermaseries de vegetación de España (Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Parte II. *Itinera Geobotanica* 18-1.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J. & Penas, A. (1984). La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa. Ed. Leonesas. León.
- 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. Tesis Doctoral inédita. Escola Politécnica Superior de Lugo. Universidade de Santiago de Compostela.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2005). Avaliación da diversidade silvica do subsector galaico-asturiano septentrional: tipos de bosques, valor para a conservación e principais ameazas. Recursos Rurais. Serie cursos e monografías do IBADER 2: 23-44.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2006). Acerca de la identidad fitosociológica de los hayedos silicícolas sublitorales del centro de la Cornisa Cantábrica. *Lazaroa* 27: 59-78.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2007). Bosques monumentais de Galicia. Criterios para a elaboración dunha proposta de conservación. 1^{as} Xornadas de Arboricultura. As árbores e arboredos patrimoniais. As árbores vellas: 41-66. Centro de Formación e Experimentación Agroforestal de Guísamo. Consellería de Medio Rural. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Rodríguez Guitián (2010a). Temperate riverside forests without alder trees at the NW of the Iberian peninsula: ecology, phytosociological profile and interest for preservation policies. *Lazaroa* 30: 9-37.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2010b). Aportacións sobre a tipoloxía e composición florística dos bosques mesófilos de quercíneas do occidente da Cornixa Cantábrica (NW Ibérico). Recursos Rurais, 2(6): 35-73.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2011). Fitosocioloxía dos faiais e outras comunidades con *Fagus sylvatica*. En: M.A. Rodríguez Guitián & A. Rigueiro Rodríguez (Coords.): Os faiais de Galicia. Ecoloxía e valor ambiental: 241-346. IBADER-HORREUM. Lugo.
- Rodríguez Guitián, M. A. & Guitián Rivera, J. (1993a). El piso subalpino en la Serra dos Ancares: condicionantes geomorfológicos y climáticos de la distribución de las comunidades vegetales. En: A. Pérez Alberti, L. Guitián Rivera & P. Ramil Rego (Eds.): La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos: 165-181. Xunta de Galicia. Santiago.

- Rodríguez Guitián, M. A. & Guitián Rivera, J. (1993b). Las plantas mediterráneas en la Serra dos Ancares y su entorno: cartografía e interpretación. En: A. Pérez Alberti, L. Guitián Rivera & P. Ramil Rego (Eds.). La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los Caminos Jacobeos: 153-164. Xunta de Galicia. Santiago.
- Rodríguez Guitián, M.A. & Guitián Rivera, J. (1994). Manifestaciones de periglaciario actual en la Serra dos Ancares (Cordillera Cantábrica Occidental): Influencia sobre el desarrollo de la vegetación. Actas de la IIIª Reunión Nacional de Geomorfología, Tomo I: 227-239. Logroño.
- Rodríguez Guitián, M.A. & Ramil-Rego, P. (2008). Fitogeografía de Galicia (NW Ibérico): análisis histórico y nueva propuesta corológica. Recursos Rurais 1(4): 19-50.
- 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. SECF. Pamplona.
- Rodríguez Guitián, M.A., Amigo, J. & Romero, R. (2000). Aportaciones sobre la interpretación, ecología y distribución de los bosques supratemplados naviano-ancarenses. Lazaroa 21: 51-71.
- Rodríguez Guitián, M.A., Real, C., Amigo, J. & Romero, R. (2003). The Galician-Asturian beechwoods (*Saxifraga spathularidis-Fagetum sylvaticae*): description, ecology and differentiation from other Cantabrian woodland types. Acta Botanica Gallica 150(3): 285-320.
- Rodríguez Guitián, M.A., Real, C., Blanco, López, J.M., & Ferreiro da Costa, J. (2005a). Caracterización fitosociológica de la orla forestal de los hayedos silicícolas naviano-ancarenses (*Sorbo aucupariae-Salicetum capreae* ass. nova). Bulletin de la Société de Histoire Naturelle de Toulouse 141(2): 69-74.
- Rodríguez Guitián, M.A., Rigueiro Rodríguez, A., Real, C., Blanco López, J.M. & Ferreiro da Costa, J. (2005b). El hábitat "9260 Bosques de *Castanea sativa*" en el extremo noroccidental ibérico: primeros datos sobre la variabilidad florística de los "soutos". Bulletin de la Société de Histoire Naturelle de Toulouse 141(2): 75-82.
- Rodríguez Guitián, M.A., Ramil Rego, P. & Romero Franco, R. (2007). Caracterización ecológica y florística de las comunidades lauroides del occidente de la Cornisa Cantábrica. Lazaroa 28: 35-65.
- Rodríguez Guitián, M.A., Amigo Vázquez, J., Real, C. & Romero Franco, R. (2009). Revisión de la sintaxonomía de los hayedos del occidente de la Cordillera Cantábrica (NO Ibérico) mediante análisis multivariante. Lazaroa 30: 193-221.
- Rodríguez Guitián, M.A., Ramil-Rego, P. Díaz Varela, R., Pereira-Espinel, Javier & Real, C. (2010). Los bosques dominados por *Taxus baccata* L. del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica: caracterización, valor de conservación y amenazas. Botànica Pirenaico-Cantàbrica. Actes del IX Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaico-cantàbrica: 367-378. Ordino. Andorra.
- Romero Buján, M.I. (1993). La vegetación del valle del Río Cabe (Terra de Lemos, Lugo). Tesis Doctoral inédita. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Romero Rodríguez, C.M. (1993). Notas florísticas de la comarca de Sanabria (Zamora). Montes, 34: 41-47.
- Romero Rodríguez, C. & Romero Cuenca, G.M. (1996). IV-Vegetación. En J. Ruiz de la Torre (Dir.): Mapa Forestal de España Escala 1:200.000. Hoja 3-3. Ponferrada: 79-158. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Romero Rodríguez, C.M. & Romero Cuenca, G.M. (1997). Hayedos residuales en el noroeste de León. Boletín Informativo C.O.I.T.F. 33(3): 3-9.
- Romero Rodríguez, C. & Romero Cuenca, G.M. (2004). El paisaje forestal en los valles de Ancares y Fornela. Ponferrada. Instituto de Estudios Bercianos.
- Rübel, E. (1930). Pflanzengesellschaften der Erde. Verlag H. Huber. Bern-Berlin.
- Ruiz de la Torre, J. & Ruiz del Castillo, J. (1977). Metodología y codificación para el análisis de la vegetación española. Trabajos de la Cátedra de Botánica 3: 1-47. Servicio de Publicaciones. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Ruiz de la Torre, J. (1990). Mapa Forestal de España. E. 1:200.000. Memoria General. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Santamarta, J. (1999). La situación actual de los bosques en el mundo. En: J. Perlin: Historia de los bosques. GAIA Proyecto 2050. Madrid.
- Silva-Pando, F.J. (1989). Aproximación al esquema fitosociológico de Galicia. En: Sobre Flora y vegetación de Galicia. II Reunión del Grupo Botánico Gallego: 133-149. Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Silva-Pando, F.J. (1990). La Flora y vegetación de la Sierra de Ancares: base para la planificación y ordenación forestal. Tesis doctoral inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense. Madrid.
- Silva-Pando, F. J. (2009). Los abedulares y acebedas de la Sierra de Ancares (Lugo-León, España). Actas del V Congreso Forestal Español. SECF-Junta de Castilla y León. Ávila. Referencia 5CFE01-045.
- Silva-Pando, F.J. & Rigueiro Rodríguez, A. (1992). Guía das árbores e bosques de Galicia. Ed. Galaxia. Vigo.
- Sodhi, N.S. & Ehrlich, P.R. (2010). Conservation biology for all. Oxford University Press.

Solé Sabarís, L., Font Quer, P., Llopis Lladó, N. & Masach, V. (1952). La Vegetación. En: Terán, M. de (Dir.): Geografía de España y Portugal. España. Geografía Física. Tomo II: 142-271. Montaner y Simón, S.A. Barcelona.

Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (Eds.) (1964-1980). *Flora Europaea* 5 vols. Cambridge University Press. Cambridge.

Tüxen, R. & Oberdorfer, E. (1958). Die Pflanzenwelt Spaniens. II Teil. Eurosirische Phanerogamen-Gesellschaften Spaniens. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 32: 1-328.

Ximénez de Embún, J. & Ceballos, L. (1939). Plan para la repoblación forestal de España. En: Tres trabajos forestales. Homenaje a Luís Ceballos en su centenario. Organismo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 1996.

Agustín Merino

El bosque: sumidero de carbono y fuente de energía

Recibido: 9 Decembro 2008 / Aceptado: 20 Febreiro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumen De los cinco gases de tipo invernadero (dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, ozono, clorofluorcarbonos -CFC), tan sólo los CFC son de origen exclusivamente industrial. Buena parte de los aumentos que experimenta el CO₂, el CH₄ y el N₂O tienen su origen en procesos biológicos en los sistemas terrestres, a los que se atribuye la mitad del denominado efecto invernadero. La actividad humana sobre los ecosistemas terrestres que más ha contribuido a incrementar las concentraciones de gases invernadero ha sido la transformación de ecosistemas naturales a terrenos agrícolas. Esto ha derivado en emisiones de CO₂ de CH₄ y N₂O procedentes de la quema de biomasa y del propio suelo. A su vez, los ecosistemas terrestres están afectados por el cambio global. Los efectos más probables son el aumento de la tasa de crecimiento de los vegetales, la mayor incidencia de enfermedades e incendios y la pérdida de materia orgánica del suelo. La gestión de los sistemas terrestres puede amortiguar temporalmente las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Las estrategias generales son la conservación de los ecosistemas naturales (bosques, humedales y turberas), la recuperación de la superficie forestal y aplicación de diferentes técnicas selvícolas.

Palabras clave Carbono, bosques, gases con efecto invernadero, biomasa, suelos

Abstract Of the five types of greenhouse gases (carbon dioxide, methane, nitrous oxide, ozone and

chlorofluorcarbons [CFC]) recognised, only CFCs are of exclusively industrial origin. A large proportion of the increases in concentrations of CO₂, CH₄ and N₂O is derived from biological processes in terrestrial systems, to which approximately half of the so-called greenhouse effect is attributed. The human activity in terrestrial ecosystems that has contributed most to increasing the concentrations of greenhouse gases has been the transformation of natural ecosystems to agricultural land. This has led to emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from biomass burning and from the soil itself. Terrestrial ecosystems are in turn affected by climate change. The most likely effects are increased rates of plant growth, higher incidence of plant diseases and fires, and loss of soil organic matter. Appropriate management of terrestrial systems may temporarily buffer the concentrations of greenhouse gases in the atmosphere. The general strategies are conservation of natural ecosystems (forests, wetland and peatland), recovery of forest land and application of different silvicultural.

Key words Carbon, forest, greenhouse gases, biomass, soils

Incremento de GEI y su influencia en el calentamiento del planeta.

El dióxido de (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O), los clorofluorcarbonos (CFC) y el ozono (O₃) son gases denominados de efecto invernadero (GEI), los cuales permiten la entrada de radiación solar de onda corta pero atrapan mucha de la radiación de onda larga saliente procedente de la superficie terrestre. Este proceso condiciona la temperatura del planeta, así como los climas que podemos encontrar en él. Por este motivo, aumentos relativamente pequeños de las concentraciones de estos gases pueden tener una importante repercusión ambiental.

La concentración actual de CO₂ atmosférico (367 ppmv) es 31 % superior a la existía antes de la revolución industrial. Sin embargo, mucho más importante ha sido el incremento

Agustín Merino
Departamento de Edafología y Química Agrícola, Unidad de
Gestión Forestal Sostenible, Escuela Politécnica Superior,
Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo
e-mail: agustin.merino@usc.es

experimentado por el metano (CH_4), cuya concentración ha aumentado en un 151 % (la concentración atmosférica actual es 1745 ppbv). En el caso del N_2O , gas que también está implicado en el deterioro de la capa de ozono, el aumento ha sido del 17 % (la concentración actual es 314 ppbv). En la actualidad existen suficientes evidencias que muestran que los incrementos de estos gases en la atmósfera durante el último siglo está alterando la climatología del planeta.

De los cinco gases de tipo invernadero, tan sólo los CFC son de origen exclusivamente industrial (Tabla 1). Buena parte de los aumentos que experimentan el CO_2 , el CH_4 y el N_2O tienen su origen en los ecosistemas terrestres, y proceden de actividad de los vegetales, animales o están relacionados con procesos biológicos de los suelos. La mitad de las emisiones de CO_2 y la mayor parte de las de CH_4 y N_2O se deben a la intensa perturbación que ha realizado el hombre en los ecosistemas terrestres.

Pero a su vez, los ecosistemas forestales y agrícolas pueden verse afectados por las alteraciones climáticas y por las mayores concentraciones atmosféricas de estos gases. De este modo, en nuestro país es previsible una mayor incidencia de los incendios forestales y del proceso de desertificación, que afectarían de manera especial a las regiones mediterráneas más áridas. Al mismo tiempo se espera una mayor incidencia de las plagas y enfermedades,

así como alteraciones fisiológicas de los vegetales (Gracia et al. 2005).

En la actualidad se está realizando grandes esfuerzos por intentar estabilizar la concentración de CO_2 atmosférico en niveles entre 450 y 650 ppm. Para este propósito no sólo se han adoptado medidas conducentes a reducir las emisiones industriales y urbanas, sino que también se aprovecha la capacidad de almacenamiento de carbono de los ecosistemas acuáticos y terrestres. Buena parte de las estrategias consideran la gestión agroforestal como método para fijar el C atmosférico en la biomasa vegetales y en los suelos. Por este motivo, estos sumideros resultan una alternativa para la venta de bonos de carbono dentro de los mecanismos previstos por la Convención Marco sobre Cambio Climático y el Protocolo de Kyoto (artículo 3.4; www.unfccc.de). En esa misma línea, la Política Agraria Común (PAC) ha promovido diferentes prácticas para mejorar la conservación de los suelos y la retención de carbono. De igual modo, el Plan Forestal Español incorpora como uno de sus objetivos la fijación de carbono.

En este artículo se hace una breve exposición del papel que desempeñan los ecosistemas terrestres y la gestión agroforestal en la composición atmosférica y el cambio climático. También se comentan algunas estrategias generales para contribuir a mitigar el fenómeno del cambio climático a través de la gestión agrícola, prestando especial atención al entorno más próximo.

Características	Tipo de gas				
	Dióxido de carbono (CO_2)	Metano (CH_4)	Óxido nítrico (N_2O)	Clorofluorcarbonos (CFC)	Ozono (O_3)
Principales fuentes naturales	Liberación desde el suelo y los océanos	Zonas húmedas, fermentación entérica (estómago de rumiantes no domésticos)	Liberación desde el suelo y los océanos	Ninguna	Transporte desde la troposfera, producción fotoquímica en la troposfera
Principales fuentes artificiales	Combustión de fuel fósil, transformación de suelos forestales a cultivos, fabricación de cemento	Arrozales, fermentación entérica (animales domésticos), combustión de biomasa, fugas de gas natural	Suelos fertilizados, combustión de fuel fósil, quema de biomasa	Refrigerantes, propelentes	Reacciones con NO_2 , CH_4 e hidrocarburos
Concentración actual en atmósfera (partes por billón de volumen)	367.000	1720	310	CFC-11: 0.28 CFC-12: 0.48 Otros: 0.005-0.12	20-100
Concentración preindustrial en atmósfera (partes por billón de volumen)	280.000	790	280-290	0	10
Vida media en atmósfera	50-200 años	10 años	120-150 años	CFC-11: 65 años CFC-12: 120 años Otros: 0-400 años	Horas-días
Potencial de calentamiento en relación al CO_2	1	21	310	CFC-11: 3970 CFC-12: 5750 Otros: 3710-5440	Depende de la altitud
Contribución relativa del efecto invernadero	60 %	15 %	5 %	12 %	8 %

Tabla 1. Características de los cinco principales gases con efecto invernadero (IPCC 2007)

Flujo global de GEI y distribución del C en los ecosistemas terrestres

El C del planeta se almacena en cinco grandes compartimentos (Figura 1). La mayor reserva de C se encuentra en los océanos, los cuales acumulan 38000 Pg de C ($1\text{Pg C} = 10^{15} \text{ g C}$). Las reservas geológicas constituyen el segundo almacén, con 5000 Pg de C, de los cuales 4000 se acumulan en forma de carbón. El tercer compartimento es el suelo, con 2300 Pg, donde el C se encuentra en dos componentes, en la materia orgánica (67 %) y en compuestos inorgánicos, como los carbonatos (33 %). La siguiente reserva es la atmósfera, donde en la

actualidad se acumula 760 Pg de C. Por último, el conjunto de organismos vivos contiene 560 Pg de C.

Estos grandes compartimentos no se encuentran aislados, sino que se encuentran interconectados. Las actividades humanas tienen una repercusión directa sobre el flujo de C entre estos compartimentos, afectando a la distribución de C en cada uno de ellos. A las emisiones naturales por respiración de los organismos y la descomposición de residuos, que se regulan por medio de la fotosíntesis y el intercambio de gases en el océano, hay que sumar las emisiones por combustión de energía fósil y las derivadas del uso de la tierra.

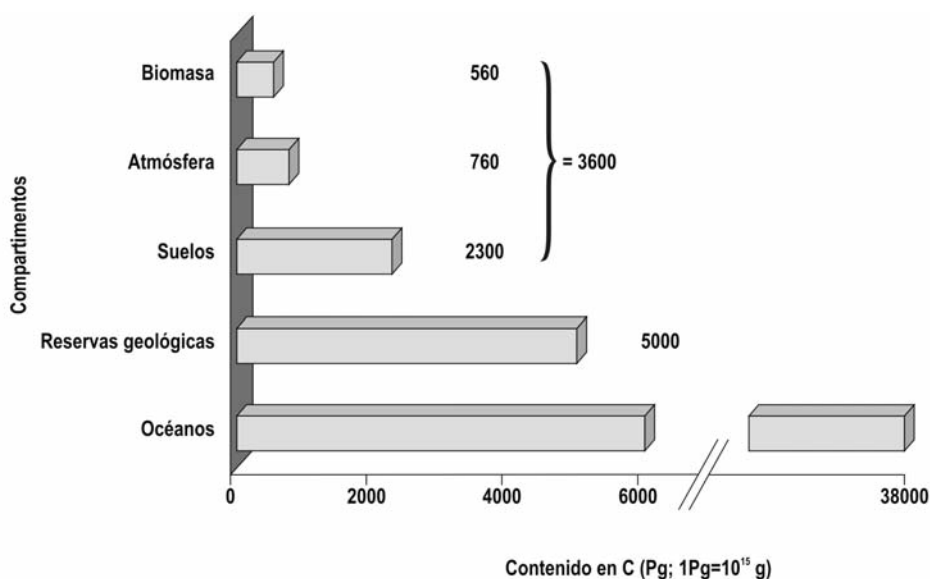


Figura 1. Distribución del C en los diferentes compartimentos planeta Tierra

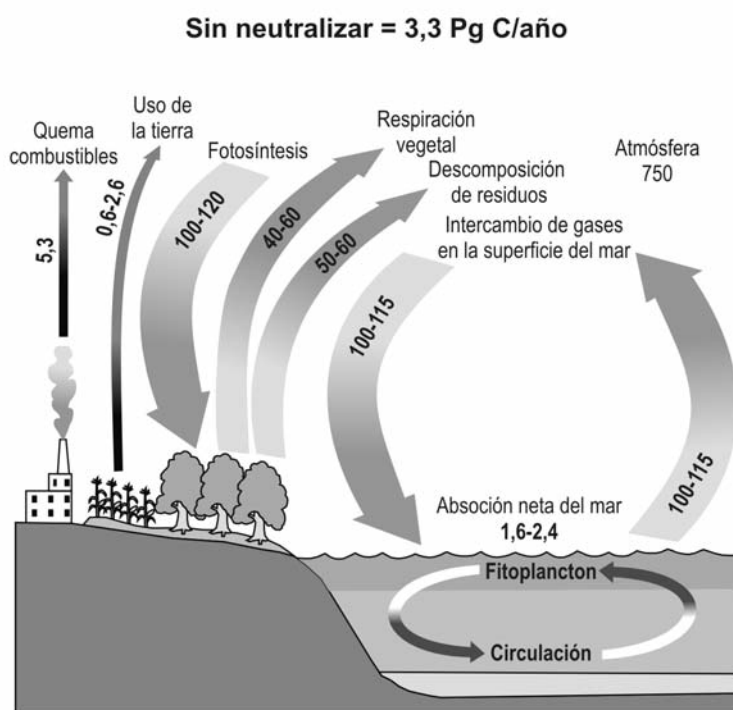


Figura 2. Flujos de carbono entre los compartimentos del planeta Tierra

Desde la revolución industrial, las emisiones de C como consecuencia de la combustión de energía fósil se cifran en 270 PgC, mientras que la transformación de terrenos forestales a agrícolas ha supuesto la emisión de 136 PgC (Lal 2004) a la atmósfera, procedente tanto de la biomasa vegetal (58 Pg C) como del suelo (78 Pg C). Figura 3. Estas emisiones no se consumen totalmente por los mecanismos naturales. Los cálculos sobre el balance muestran que de los 8 Pg C/año que son emitidos actualmente por las fuentes de origen antropogénico, sólo 4,7 Pg C/año son reabsorbidos por los océanos y los sistemas terrestres (IPCC 2007). Con todo ello, en la actualidad la cantidad de C acumulado en la atmósfera aumenta a un ritmo de 3,3 Pg C/año.

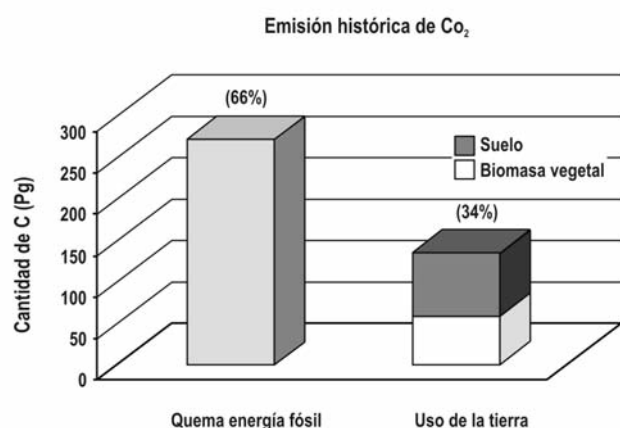


Figura 3. Emisiones antrópicas de CO_2 desde 1975

Distribución del C en los ecosistemas terrestres

El 40 % del total de C contenido en los ecosistemas terrestres se encuentra en los suelos y biomasa de los bosques. La vegetación arbórea incluye el 70 % de todo el C acumulado en la vegetación del planeta. Las praderas y los sistemas agrícolas acumulan el 34 y el 17 %, respectivamente (Figura 4).

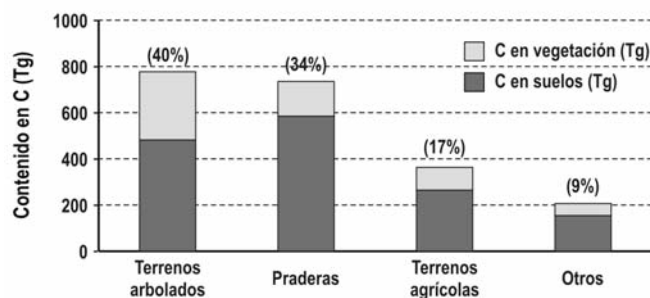


Figura 4. Distribución del C en los ecosistemas terrestres

Los sistemas que acumulan las mayores cantidades de C son los bosques tropicales y los boreales. Sin embargo, en estos sistemas la distribución interna del C es muy diferente. En los trópicos se acumula mucho más C en la vegetación que en los suelos. Por el contrario, los suelos de los bosques de zonas templadas y frías acumulan cantidades muy superiores a la vegetación. Las turberas, o histosoles, suelos característicos de zonas más frías acumulan el 30 % del C contenido en los suelos del planeta, por lo que estos medios son clave para la regulación de la composición atmosférica.

Aunque en general, los bosques de latitudes medias acumulan menores cantidades de C, dentro de esta zona existen zonas lluviosas donde la producción se incrementa considerablemente, almacenando cantidades muy elevadas de C, tanto en la vegetación como en los suelos. Este es el caso de los sistemas forestales de Galicia y, en general, de la Cornisa Cantábrica (figura 5). Las plantaciones de eucaliptos y pinos en las condiciones de Galicia acumulan C en biomasa entre 100 y 200 t C/ha y lo hacen a un ritmo muy alto, entre 5 y 7 t C/ha/año (Merino et al., 2005). Sin embargo, buena parte de la madera de estas especies se transforma en papel o en productos madereros de mediana duración, por lo que el C acumulado en estas especies vuelve a la atmósfera en un período de tiempo relativamente corto. En las carballeiras o los hayedos se llegan a acumular cantidades superiores a estas plantaciones, frecuentemente entre 200 y 300 t C/ha (Balboa 2005; Merino et al., 2007). Aunque, debido a su menor crecimiento la tasa anual de acumulación en los bosques sigue un ritmo mucho más lento, esta biomasa permanece estable durante muchísimo tiempo. Los suelos forestales de Galicia almacenan cantidades de C comparables a la biomasa. De este modo, en los suelos profundos es frecuente encontrar contenidos de C de 150 Mg C/ha.

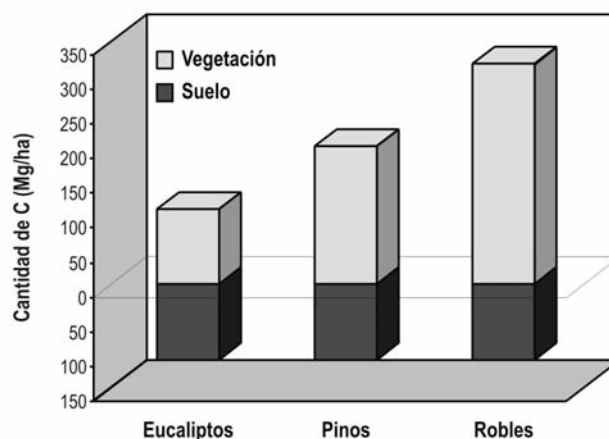
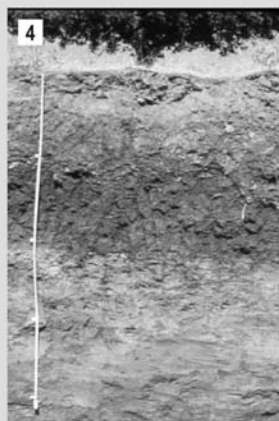


Figura 6. Acumulación de C en biomasa arbórea y suelos en plantaciones de eucaliptos y pinos (Merino et al., 2005) y bosques robledales (Balboa et al., 2005) en Galicia



1: Histosol del Sistema Central.
2: Umbrisol en el Sistema Central.
3: Cambisol en Galicia.
4: Luvisol en una terraza alta del Río Tormes.
5: Calcisol en Levante.

El contenido de C en los suelos del mundo es alrededor de tres veces superior al contenido en la vegetación. Por este motivo, el carbono orgánico del suelo desempeña un papel crítico en el balance global de C. Además, la materia orgánica del suelo (MOS) es un componente edáfico que influye en la porosidad y en la reserva de agua y nutrientes del suelo, por lo que es uno de los parámetros más importantes para evaluar su susceptibilidad a la erosión. La cantidad de materia orgánica está primeramente determinada por aspectos ambientales, como el clima, topografía, vegetación, etc., aunque la gestión silvícola también influye de manera determinante en ese contenido. Los mayores contenidos de materia orgánica (hasta 1 Gg C ha^{-1}) se dan en las turberas (Histosoles, Fotografía 1), donde las bajas temperaturas y el exceso hídrico retardan la descomposición orgánica. Los contenidos de C también son importantes (hasta 200 Mg C ha^{-1}) en los Umbrisoles (Fotografía 2) de las regiones templadas del Norte de España y de las zonas montañosas, donde alta precipitación y temperatura moderada coadyuvan a una gran producción de restos orgánicos. Los niveles se reducen considerablemente, entre $80\text{-}150 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los Cambisoles (Fotografía 3), muy extendidos en España. En las superficies antiguas de las mesetas dominan los Luvisoles (Fotografía 4), asociados generalmente a áreas semiáridas, con baja precipitación que limita la producción vegetal, a no ser que se riegue. En amplias zonas semiáridas españolas, sobre todo en Levante, abundan los Calcisoles, donde el C se encuentra como carbonatos (Fotografía 5).

Cuadro 1. Cuánto carbono acumulan los suelos?
Fotografías J.F. Gallardo y A. Merino

Implicación de la gestión de los sistemas agroforestales en el cambio climático

Emisión y consumo de GEI en los sistemas terrestres

La figura 6 muestra un esquema simplificado del flujo de gases entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera. La vegetación absorbe CO_2 atmosférico a través del proceso de fotosíntesis y lo libera a través de la respiración. Parte

del C acumulado vuelve a la atmósfera como consecuencia de la deforestación o la quema de biomasa. Los sistemas terrestres también están implicados en los flujos de otros GEI, como el CH_4 y N_2O . De este modo, los rumiantes producen grandes cantidades de metano (CH_4), mientras que los suelos forestales absorben este gas, contribuyendo a regular la concentración atmosférica de este gas. El N_2O es otro gas producido en suelos escasamente aireados, y que se ha potenciado en las últimas décadas por el empleo intensivo de fertilizantes nitrogenados (IPCC, 2007).

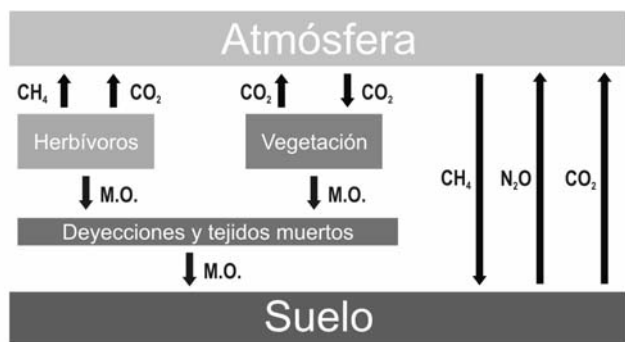


Figura 6. Flujos de materia orgánica y gases con efecto invernadero en los ecosistemas terrestres

Transformación de suelos agrícolas a forestales

La actividad humana sobre los ecosistemas que más ha contribuido a incrementar los GEI es la transformación de los ecosistemas naturales a terrenos agrícolas. Esta perturbación ha provocado una reducción substancial de la vegetación, así como pérdidas del 30-50 % del C contenido en los suelos. Diferentes análisis (Post & Kwon 2000) muestran que en la década de los 80 se perdían alrededor de 16 Pg C/año en forma de CO_2 como consecuencia de la transformación de terrenos forestales a agrícolas.

Emisiones muy importantes de CO_2 del suelo se registran cuando se aplican técnicas de manejo que potencian la tasa de mineralización de materia orgánica del suelo. Por ejemplo, cuando se realiza un laboreo intenso o cuando las zonas húmedas se drenan para su aprovechamiento. Emisiones importantes también se producen en las cortas

forestales, como consecuencia del aumento de temperatura del suelo (Pérez-Batallón et al., 2001; Balboa, 2005). Además, la erosión y degradación del terreno también potencia considerablemente la liberación de CO_2 (Martínez-Mena et al., 2002).

Una valoración del contenido de C en los suelos de diferentes usos en España puede encontrarse en la publicación de Rodríguez Murillo (2001). En Galicia los contenidos medios de C en los suelos sugieren pérdidas de C de alrededor de 40 % (Macías et al. 2001), si bien éstas están muy determinadas por el manejo posterior, principalmente por los aportes de abonos orgánicos, la fertilización aportada y la intensidad del laboreo (Sánchez & Dios, 1995; Verde et al., 2005; Díaz-Raviña et al., 2005), tal como muestra la figura 8.

La evolución de la superficie forestal en Europa nos puede ayudar a entender la dimensión del problema de la deforestación. Como se aprecia en la figura 9, más del 80 % de la superficie forestal se ha perdido en nuestro continente. Sin embargo, con la excepción de las zonas tropicales, que en la actualidad actúan como emisores netos de CO_2 , en las últimas décadas la transformación de terrenos forestales a agrícolas se ha ralentizado, e incluso invertido, debido a la mayor disponibilidad de electricidad, gasolina y carbón, que ha permitido reducir la presión sobre los terrenos (IPCC, 2007). De este modo, en la zona templada muchos de los terrenos marginales se han venido reforestando y, al mismo tiempo, se han puesto en práctica diferentes medidas de conservación de bosques naturales lo que no sólo contribuye a mitigar el cambio climático, sino también a preservar la biodiversidad o la calidad de las aguas y suelos.

Transformación de suelos forestales a agrícolas

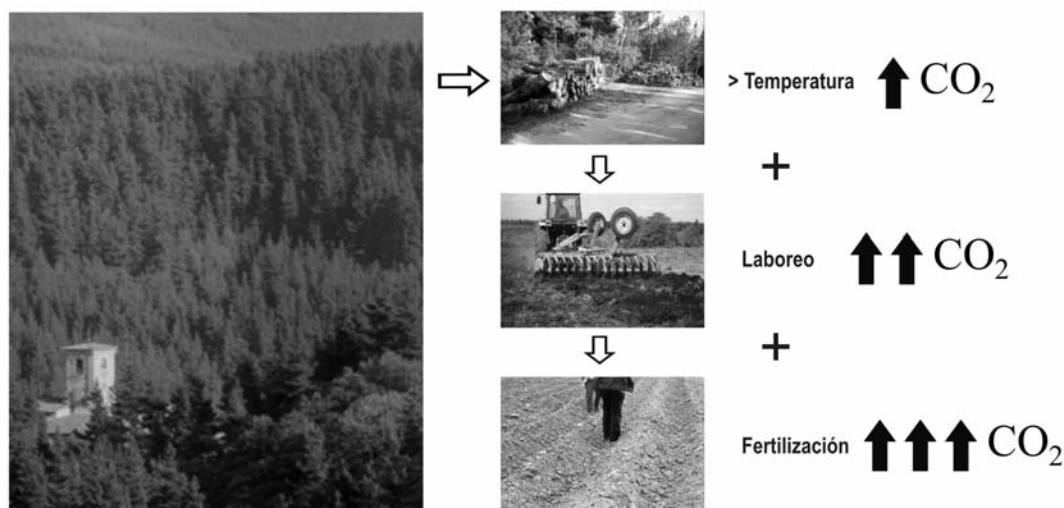


Figura 7. La actividad humana sobre los ecosistemas que mayor emisión de CO_2 provoca es la transformación de terrenos forestales a agrícolas

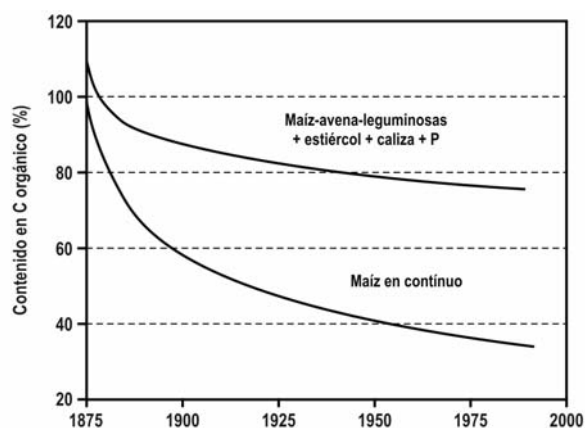


Figura 8. Evolución de la pérdida de materia orgánica en un suelo forestal tras su uso agrícola. La rotación que incluye gramíneas y leguminosas (cuyos residuos aportan materia orgánica), junto con el aporte de estiércol hacen que esta pérdida sea más paulatina. Modificado de Sánchez & Dios 1995

Gestión de masas forestales intensivas

Otra fuente importante de CO_2 procedente de la descomposición de la materia orgánica del suelo se produce en los suelos forestales de plantaciones intensivas. Después de la corta a hecho, los suelos reciben la incidencia directa del sol, por lo que aumenta su temperatura y, por consiguiente, la actividad microbiana, potenciando la descomposición de materia orgánica. Este proceso se acelera cuando la preparación del terreno es intensiva, incluyendo laboreo y retirada de los restos de corta. No obstante, se comprende que esta pérdida se compensa, pero sólo parcialmente, durante la rotación de la plantación, con el aporte de residuos por el desfronde (Merino et al., 2004).

Flujos de CH_4 y N_2O derivadas del uso de la tierra

La intensa actividad humana sobre los ecosistemas terrestres también ha alterado los flujos de CH_4 . Por un parte, el incremento de la superficie ocupada por arrozales, la proliferación de vertederos y la mayor cantidad de ganado rumiante han disparado en las últimas décadas las emisiones de CH_4 a la atmósfera (IPCC, 2007).

La regulación de la concentración de CH_4 atmosférico se efectúa a través de su consumo en los suelos forestales,

donde existen organismos que oxidan este gas (Bouwman 1990). Sin embargo, esta capacidad metanotrófica desaparece en los suelos agrícolas debido a alteraciones de las poblaciones de microorganismos y a la menor difusión de los gases por la compactación (Steudler et al. 1989). En la figura 10 se muestra la capacidad de oxidación de CH_4 en un suelo de una carballeira de Galicia. Como se muestra, el suelo agrícola colindante con él ha perdido esta capacidad; no sólo no consume CH_4 , sino que en condiciones de elevada humedad, se comporta como emisor de este gas (Merino et al., 2004).

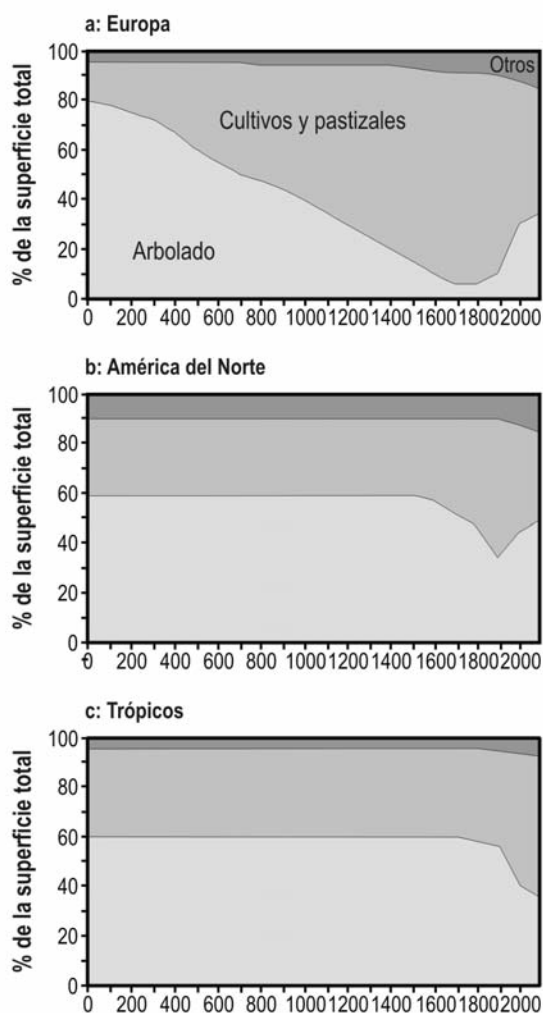


Figura 9. Evolución de las superficies forestales y de cultivo en (a) Europa, (b) Norteamérica y (c) los trópicos

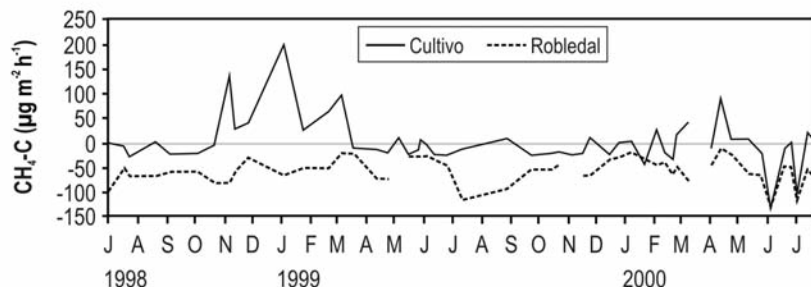


Figura 10. Evolución de los flujos de CH_4 en dos suelos de Galicia (Merino et al. 2004).

Impacto del cambio climático sobre la dinámica de GEI en los sistemas terrestres

La información anterior muestra en qué manera la intervención humana sobre los ecosistemas terrestres ha contribuido en el cambio climático. A su vez, el cambio climático tiene una importante repercusión sobre estos ecosistemas, alterando el desarrollo y distribución de los vegetales, así como el contenido de materia orgánica de los suelos.

Un aspecto crucial de esta cuestión es cómo responden las plantas al incremento de la concentración de CO_2 en la atmósfera. El aumento de la concentración atmosférica de CO_2 potencia la tasa de fotosíntesis y la eficacia hídrica, por lo que el crecimiento de muchos vegetales (especialmente los de tipo C3) aumentaría. Este efecto incrementaría la cantidad de biomasa, lo que también podría repercutir en un mayor contenido de materia orgánica en el suelo. Lógicamente, las disponibilidades de nutrientes y agua limitarían en parte este efecto. Sin embargo, a pesar de que la respuesta individual de las plantas es positiva frente a la mayor concentración de CO_2 , existen otros factores implicados, como la fenología, la composición química de las hojas y la descomposición de éstas (en especial la relación C/N) que pueden alterar esta tendencia. Al mismo tiempo, un aumento de la temperatura puede producir de manera indirecta otras perturbaciones en los ecosistemas, como es la mayor incidencia de daños por insectos o enfermedades, así como el mayor riesgo de incendios. Todos estos factores hacen que no sea difícil realizar estimas precisas del efecto del mayor nivel de CO_2 atmosférico a escala del ecosistema (Díaz-Fierros & Vallejo 2005; Gracia et al. 2005).

Para complicar aún más esta situación, el incremento de temperatura puede causar un importante incremento de la descomposición de materia orgánica del suelo (Bottner et al., 2000). En este sentido, a pesar de que existían evidencias de que la tasa de respiración del suelo era poco sensible a cambios moderados de temperatura ambiental, en la actualidad se sospecha que el aumento de temperatura puede estar provocando la pérdida de C en el suelo. En un reciente estudio realizado en Inglaterra y Gales (Bellamy et al. 2005) se muestra que los suelos de estas regiones están perdiendo C a un ritmo anual de 0,6 %. Puesto que esta pérdida se produce con independencia del tipo de uso, el efecto se atribuye al incremento de la temperatura.

Por último, cabe señalar que el deshielo de los suelos helados de las áreas circumpolares y de alta montaña podría derivar en emisiones muy importantes de CO_2 y CH_4 (Turetsky et al., 2002).

Gestionando los sistemas agroforestales para reducir las emisiones de GEI

La gestión de los ecosistemas terrestres puede contribuir a mitigar las concentraciones de GEI a través de tres estrategias: a) la conservación: el mantenimiento de las

cantidades de C existentes para evitar las emisiones a la atmósfera; b) el secuestro: aumentar la cantidad de C retenido en los ecosistemas a partir del CO_2 existente en la atmósfera; c) la sustitución: la sustitución de productos biológicos por productos que consuman energía fósil para reducir las emisiones de CO_2 , como, por ejemplo, el empleo de madera en edificios para reducir el empleo de cemento y aluminio cuya elaboración supone un importante consumo de energía y emisión de CO_2 . El presente texto se centra en las dos primeras aspectos (IPCC, 2007).

Conservación de los bosques naturales

Los bosques donde la tasa de aprovechamiento es similar a la de su crecimiento constituyen fuente de provisión de productos madereros al mismo tiempo que conservan el C capturado. Esta situación parece haberse producido en muchas de las carballeiras y hayedos del área montañosa oriental de Galicia, en donde algunos bosques albergan árboles de gran diámetro en los que se almacenan cantidades muy importantes de C (Merino et al. 2007).

En la actualidad, la despoblación de las zonas de montaña hace que la presión sobre estos bosques haya disminuido considerablemente. La figura 11 muestra las cantidades de C acumuladas en la biomasa en masas adultas de los bosques fragmentados de hayas en Galicia. Comparando las masas que se han tenido un aprovechamiento esporádico con las que han sufrido cortas durante décadas se puede deducir que la recuperación de estos sistemas (y su posible expansión) implicaría importantes acumulaciones de C. Cabe decir que la conservación de estos sistemas, fuertemente fragmentados, también contribuiría a preservar su biodiversidad, así como a conservar los suelos.

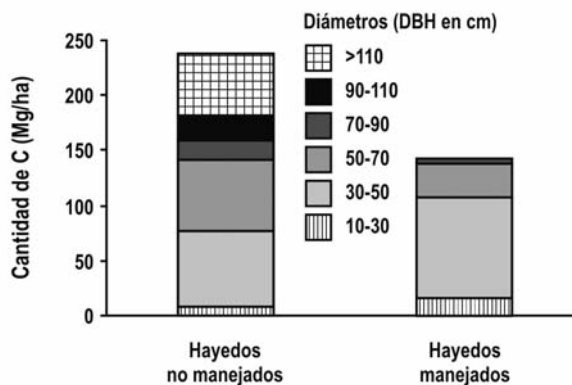


Figura 11. Contenido de C en la biomasa arbórea de hayedos de Galicia con diferente tipo de aprovechamiento (Merino et al. 2007)

Incremento de la superficie forestal

Puesto que los terrenos agrícolas funcionan, en general, como emisores de GEI y los forestales como acumuladores de carbono, el aumento de la superficie forestal contribuye a fijar parte del CO_2 atmosférico. Esta actuación haría aumentar la cantidad de biomasa, y también contribuiría a

aumentar el contenido de materia orgánica en los suelos. La transformación de terrenos agrícolas a praderas, cuyo laboreo es menos intensivo también supone una oportunidad para retener C, principalmente en el suelo (Soussana et al. 2004).

La recuperación de la superficie forestal en Europa a lo largo de las últimas décadas ha conseguido aumentar las reservas de C tanto en la biomasa arbórea, como en el suelo (figura 12; Liski et al., 2002). En la figura 12 se muestra la acumulación de C que se está produciendo en la biomasa arbórea y en los suelos forestales de Europa en los últimos años, el cual tiene lugar especialmente en los países del centro y norte. Los datos recientes muestran que los sistemas forestales de Europa están almacenando entre 9-12 % de las emisiones antropogénicas de CO₂, mientras que el almacenamiento de C en los suelos supone, de momento, el 3 % de estas emisiones (Liski et al. 2002).

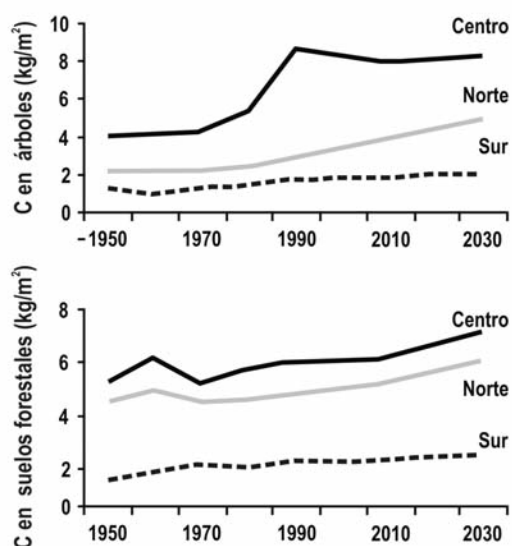


Figura 12. Ganancia de C retenido en biomasa arbórea y suelos en Europa a lo largo de las últimas décadas (Liski et al. 2002)

España es uno de los países que más han contribuido a incrementar la superficie forestal en Europa, lo que se debe en buena parte al abandono de viñedos y otras tierras agrarias que se encontraban en situación de marginalidad. En el marco del programa nacional de reforestación de tierras agrarias, desde 1994 se han reforestado 600.000 ha. Se estima que en Galicia, durante el período transcurrido entre el segundo y tercer inventarios forestales (1986-1997), el almacenamiento de C en la biomasa arbórea ha crecido un 50% (Xunta 2001). Esta acumulación se debe tanto al incremento de la superficie forestal (34 %), como a la mayor acumulación de C por ha (12 %).

La acumulación anual de C en Galicia oscilan entre 11,5 y 14,6 Mg C ha⁻¹ (Pérez-Cruzado et al. 2011) y son muy superiores a los observados en la reforestación de tierras en ambientes mediterráneos (Romanyà et al. 2000; Paul et al.

2002). Es preciso destacar que aunque la acumulación de C en suelos es más gradual que en la biomasa vegetal, éste se incorpora en compuestos orgánicos de elevada estabilidad y resistentes a la degradación (Carballas et al. 1980).

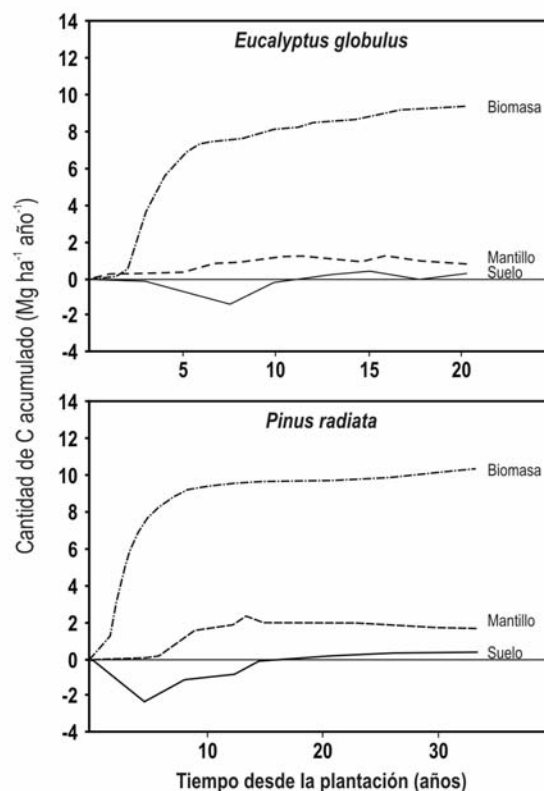


Figura 13. Tasa de acumulación de C en terrenos reforestados de Galicia. Los datos corresponden a cronosecuencias establecidas con 40 parcelas (Pérez-Cruzado et al. 2011)

Gestión selvícola

La acumulación de biomasa y carbono en masas forestales se puede incrementar a través de diferentes medidas (Gracia et al. 2005). Como ejemplos se pueden señalar la protección frente a los incendios, el control de enfermedades y plagas, el cambio de rotaciones, el control de la densidad, la mejora del estado nutricional, la selección de especies y genotipos, el empleo de biotecnología o la gestión de los restos de corta, entre otras muchas. La mayor parte de estas actividades pueden incrementar la tasa de acumulación de C entre 0.3 y 0.7 t/ha/año.

La mayoría de las plantaciones de Galicia presentan deficiencias nutricionales, por lo que una mejora de esta situación también contribuiría a aumentar la producción y, por consiguiente, las tasas de acumulación de C (Sánchez-Rodríguez et al., 2002; Merino et al. 2003). La mejoría del estado sanitario también contribuiría a este propósito. En otras regiones con limitaciones hídricas, la mejora del régimen de humedad de los suelos proporcionaría respuestas importantes (Madeira et al. 2002). La

acumulación de C en la biomasa arbórea es muy elevada en las plantaciones con fines energéticos, donde la densidad de plantación es muy elevada y no se producen claras (Macías et al. 2001; Balboa et al. 2005).

El tratamiento de los restos generados puede paliar parcialmente las pérdidas que se producen en las cortas forestales (Turner & Lambert, 2000). Los restos de corta acumulan el 20-35 % del C contenido en el árbol, por lo que su aplicación contribuye a mantener los niveles de materia orgánica en el suelo. Algunos autores (e.g. Lal, 2004) estiman que el 15 % del C de estos residuos pueden ser transferidos a la materia orgánica del suelo.

Los efectos del fuego sobre el C del suelo son muy dependientes de la intensidad de éste. Las quemaduras restringidas de los restos de corta, normalmente, sólo afectan al mantillo orgánico y no alteran el contenido de C en el suelo mineral. A diferencia de estos fuegos de baja intensidad, los incendios forestales normalmente derivan en pérdidas substanciales de C. En incendios de elevada intensidad se han registrado pérdidas en los 5 cm superiores del suelo de hasta casi 20 % de C (Fernández et al. 1997).

Plantaciones energéticas

Hasta los años 60, el uso de los bosques como fuente de energía fue muy importante y, en estos momentos se está recuperando con el propósito de reducir nuestra dependencia de los combustibles fósiles. La instalación de plantaciones energéticas supone un uso más racional de este tipo de aprovechamiento al evitar la degradación de los ecosistemas naturales. Entre las especies forestales de mayor interés, las salicáceas (generos *Populus* y *Salix*) se presentan como las que a priori pueden ser más interesantes. Su facilidad de multiplicación, su alta producción y su aptitud para el rebrote bajo, hacen que sean especies fácilmente adaptables a una silvicultura de rotaciones cortas destinadas a la producción de biomasa forestal. Estas especies se plantan en densidades elevadas (entre 10.000 y 20.000 pies por ha) con un turno de corta relativamente bajos (3-6 años), lo que hace que la captura de C en biomasa sea importante. Como estas plantaciones se suelen establecer en terrenos de cultivos marginales, también representan una oportunidad para conservar los suelos.

La utilización de cenizas y biochar

Las calderas de biomasa generan enormes cantidades de cenizas. Algunos tipos de calderas generan cenizas con elevadas cantidades de carbón vegetal o biochar. Diferentes estudios han mostrado que el empleo de estos productos no sólo mejora la fertilidad del suelo, mediante el aporte de nutrientes, sino que contribuye a capturar C en los suelos. El biochar contiene C en estructuras aromáticas muy resistentes a la degradación de los microorganismos por lo que su aporte a los suelos conlleva la acumulación de C a largo plazo (Krull et al., 2006). En Galicia se ha utilizado en

plantaciones forestales y agrícolas (Solla-Gullón et al., 2008; Ferreira et al., 2011; Omil et al., 2011; Santalla et al. 2011), comprobándose beneficios de captura de C tanto en biomasa como en suelos.

Protección y restauración de turberas y zonas húmedas

El 30 % del C acumulado en los suelos del planeta se encuentra en los suelos de humedales y, especialmente, en las turberas (histosoles). Para el conjunto de España, el contenido medio de C orgánico en los histosoles es de 888 t C/ha, (el valor medio de 76 t C / ha de los suelos de España (Rodríguez Murillo, 2001). A pesar de que estos sistemas ocupan tan sólo el 0,2 % de su superficie, en nuestro país acumulan el 2 % del C de los suelos (Rodríguez-Murillo, 2001). Las determinaciones de Pontevedra Pombal et al. (2001) en dos turberas de Galicia muestran tasas de acumulación entre 330 y 420 kg/ha/año en los últimos 4000 años. También es importante destacar que las dataciones realizadas por Martínez Cortizas et al. (2001) muestran edades de hasta 17000 años BP, lo que refleja la elevada vida del C retenido en estos suelos.

Dentro del territorio gallego, el Inventario de Humedales de Galicia (Xunta 2003) ha catalogado más de 1.100 humedales, lo que da una idea de la importancia regional que tienen estos medios para el secuestro de C. A estos habría que añadir un número indeterminado de ellos que han sufrido alteraciones o degradaciones en su funcionamiento debido a la modificación de sus condiciones hidrológicas, pero que serían recuperables a corto plazo con la simple restauración de sus regímenes de humedad.

Retención de C en suelos de minas y otras zonas muy degradadas

La recuperación de suelos de minas abandonadas y de otros espacios degradados constituye otra posibilidad para retener C, al mismo tiempo que se mejora las condiciones ambientales de esos entornos. Los suelos de minas tienen unos bajos contenidos en materia orgánica, por lo que su transformación a praderas o su reforestación implica ganancias de C que se han cifrado entre 0.2 y 1.85 t C/ha/año (Ussiri y Lal, 2005). Los datos obtenidos en diferentes minas de Galicia muestran acumulaciones muy importantes tanto en suelo como en vegetación (Leirós et al., 1993; Macías et al., 2001).

Todos estos datos muestran que la acumulación de C en los sistemas terrestres puede actuar como mecanismo temporal para amortiguar las concentraciones de GEI en la atmósfera. Pero es importante considerar que esta estrategia sólo puede ser considerada como una solución parcial porque la acumulación de C en los sistemas terrestres es finita. Además, estas ganancias pueden revertirse por efecto del propio cambio climático o si la

gestión en particular no tiene una continuación. Con todo ello hay que tener en cuenta que el conjunto de estrategias que se adopten en una región particular dependerá de la situación socioeconómica particular de cada región.

El protocolo de Kyoto y los sumideros de Carbono

Antes los posibles riesgos de un cambio en las condiciones del clima derivado de la actividad humana, se están realizando diferentes estrategias para tratar de mantener y, si es posible, disminuir, la concentración de gases con efecto invernadero. La principal medida es la de limitar las emisiones de estos gases a la atmósfera. Esta medida, sin duda, la más eficaz, sin embargo, entraña serias dificultades para su aplicación, como son las grandes modificaciones tecnológicas y socioeconómicas que deben realizarse en poco tiempo.

Una alternativa complementaria es las del secuestro de C en otros compartimentos terrestres distintos al atmosférico, a los que se denominan sumideros.

Después de un amplio debate, el protocolo de Kyoto admitió la contabilización de la captura de C derivadas de las actividades de reforestación (artículo 3.3) y las ganancias de C producidas en el suelo como consecuencia de la gestión agrícola (artículo 3.4). No obstante la cantidad de C secuestrado que se reconoce por esta vía es escasa. De este modo, para España la cantidad máxima admitida por esta vía es de sólo 0.67 millones de toneladas de C. Esta cantidad puede ser triplicada en Galicia.

Referencias bibliográficas

- Balboa, M. (2005). Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Quercus robur* en Galicia. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Balboa-Murias, M.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A.; Álvarez González, J. G. (2006): Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural regimes. *Forest Ecology and Management*, 237, 29-38.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. & Kirk, G.J.D. (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437: 245-248.
- Bottner, P. (2000): Decomposition of 13 C-labelled plant material in a European 65-40° latitudinal transect of coniferous forest soils: simulation of climate change by translocation of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 527-543.
- Bouwman, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. En: A.F. Bouwman, (Ed.): Soils and the greenhouse effect: 61-127. Wiley. Chichester.
- Carballas, M., Caraballas, T., Guitián, F. & Cabaneiro, A. (1980): Organic-metallic complexes in Atlantic humiferous soils. *Anales de Edafología y Agrobiología*: 39, 1033-1043.
- Díaz-Fierros, F. & Vallejo, R. (2005): Impactos sobre los recursos edáficos. En: J.M. Moreno Rodríguez (Ed.), Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático: 355-398. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S. J. & Carballas, T. (2005): Cultivation effects on biochemical properties, C storage and 15N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil Tillage Research*, 84: 216-221.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. & Carballas, T. (1997): Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 1-11.
- Ferreiro, A.; Merino, A.; Díaz, N.; Piñeiro, J. (2011): Improving the effectiveness of wood ash fertilization in mixed mountain pastures. *Grass and Forage Science*, 66, 337-350.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P. & Verhagen, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.
- Gracia, C., Gil, L. & Montero, G. (2005): Impactos sobre el sector forestal. En: J.M. Moreno Rodríguez (Ed.), Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático: 399-436. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Gracia, C.; Gil, L.; Montero, G. (2005). Impactos sobre el sector forestal. En: Moreno Rodríguez, J. M. ed., Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente, pp. 399-436.
- IPCC (2007): Fourth assessment report. Climate change 2007. Cambridge University Press, Cambridge. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg3/index.htm
- Krull, E.S., Swanston, C.W., Skjemstad, J.O. & McGowan, J.A. (2006): Importance of charcoal in determining the age and chemistry of organic carbon in surface soils. *Journal of Geophis. Res-Biogescic* 111 (G4): Art. No. G04001.
- Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Leirós, M. C., Gil-Sores, F., Ceccanti, B., Trasar-Cepeda, M. C. & González-Sangregorio, M. V. (1993): Humificación procesos in reclaimed open cast lignite mine soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25: 1391-1397.
- Liski, J., Perruchoud, D. & Karjalainen, T. (2002): Increasing carbon stocks in forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169: 159-175.

- Macías, F., Calvo, R., Arce, F., Bulnes, C. & López, R. (2001a): Los suelos como sumidero de carbono: materia orgánica de los suelos de Galicia. In XXII Reunión Nacional de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo.
- Macías, F., Gil Bueno, A. & Monterroso, M. (2001b): Fijación de carbono en biomasa y suelos de mina revegetados con cultivos energéticos. In III Congreso Forestal Español, mesas 1 y 2, 524-527.
- Madeira, M., Fabiao, A., Pereira, J. S., Araújo, M. C. & Ribeiro, C. (2002): Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management* 171, 75-85.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Novoa Muñoz, J. C. & García-Rodeja, E. (2001): Distribución geográfica y cronología de las turberas de Galicia. In XXII Reunión Nacional de la Sociedad Española de La Ciencia del Suelo.
- Martínez-Mena, M., Álvarez Rogel, J., Castillo, V. & Alvadalejo, J. (2002): Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry* 61: 309-321.
- Merino, A., Otero, V., Omil, B., Lastra, B., Piñeiro, V. & Gallego, P.P. (2006): Nutritional status and fruit production of kiwi vines following application of bark boiler ash. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169: 127-133.
- Merino, A.; Álvarez-González, J. G.; Real, C.; Rodríguez-Guitián, M. (2007): Forest structure and C stocks in natural forest fragments of *Fagus sylvatica* in southern Europe: the effects of past management. *Forest Ecology and Management*, 250, 206-214.
- Merino, A.; Balboa, M.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Álvarez González, J. G. (2005): Nutrient exports under different harvesting regimes in southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 207, 325-339.
- Merino, A.; Fernández-López, A.; Solla-Gullón, F.; Edeso, J. M. (2004): Soil changes and tree growth in intensively managed radiata pine plantations in Northern Spain. *Forest Ecology and Management*, 196, 393-404.
- Merino, A.; Pérez-Batallón, P.; Macías, F. (2004): Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to changes in soil management and land use in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 917-925.
- Merino, A.; Rodríguez López, A.; Brañas, J.; Rodríguez-Soalleiro, R. (2003): Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in Northwest Spain. *Annals of Forest Science*, 60, 509-517.
- Moreno Rodríguez, J.M. (2005). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente.
- Omil, B.; Sánchez-Rodríguez, F.; Merino, A. (2011): Capítulo 6: Effects of ash applications on soil status, nutrition and growth in *Pinus radiata* plantations. En: Insam, H. and Knapp, B. A. (Eds.) Recycling biomass ashes. Pp. 69-86. Springer.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. & Khanna, P.K. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: 241-257.
- Pérez-Batallón, P.; Ouro, G.; Macías, F.; Merino, A. (2001). Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following logging residue management techniques. *Annals of Forest Sciences*, 58, 807-818.
- Pérez-Cruzado, C., Mansilla-Saliner, P., Merino, A. & Rodríguez-Soalleiro, R. (2011): Influence of tree species on C sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. *Plant and Soil* (en prensa; DOI 10.1007/s11104-011-1035-0).
- Pontevedra Pombal, X., Novoa Muñoz, J. C., Martínez Cortizas, A. & García-Rodeja, E. (2001): Composición y propiedades de las turberas de Galicia. In: XXII Reunión Nacional de la Sociedad Española de La Ciencia del Suelo.
- Post, W.H. & Kwon, K.C. (2000): Soil C sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317-327
- Rodríguez Murillo, J.C. (1997): Temporal variations in the carbon budget of forest ecosystems in Spain. *Ecological Application* 7: 461-469.
- Rodríguez-Murillo, J.C. (2001): Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33: 53-61.
- Romanyà, J., Cortina, J., Fallon, P., Coleman, K. & Smith, P. (2000): Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51: 627-641.
- Sánchez, B., Dios, R. 1995. Estudio agrobiológico de la provincia de Ourense. Pontevedra, C. S. I. C.
- Sánchez-Rodríguez, F.; López, C.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Español, E.; Merino, A. (2002): Influence of edaphic factors on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in NW Spain. *Forest Ecology and Management*, 171, 181-189.
- Santalla, M., Omil, B., Rodríguez-Soalleiro, R. & Merino, A. (2011). Effectiveness of wood ash containing charcoal as a fertilizer for a forest plantation in a temperate region. *Plant and Soil*, 346: 63-78.
- Solla-Gullón, F.; Santalla, M.; Pérez-Cruzado, C.; Merino, A.; Rodríguez-Soalleiro, R. (2008): Response of *Pinus radiata* seedlings to application of mixed wood-bark ash at planting in a temperate region: Nutrition and growth. *Forest Ecology and Management*, 255, 3873-3884.
- Soussana, J-F, Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D. (2004): Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20: 219-230.

- Steudler, P.A., Bowden, R.D., Melillo, J.M. & Aber, J.D. (1989): Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341: 314-316.
- Turetsky, M.R., Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (2002): Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 907-912.
- Turner, J. & Lambert, M., (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia, *Forest Ecology and Management* 133: 231-247.
- Ussiri, D.A.N. & Lal, R. (2005): Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *Critical Reviews in Plant Science* 24: 151-165.
- Verde, J.R., Camps Arbestain, M. & Macías, M. (2005): Expression of andic properties in soils from Galicia (NW Spain) under forest and agricultural use. *European Journal of Soil Science* 56: 53-63.
- Xunta de Galicia (2001): O monte galego en cifras. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. 226 pp.
- Xunta de Galicia (2003). Inventario dos Humidais de Galicia. Memoria Técnica. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela. 467 pp.

Augusto de Castro Lorenzo

Xestión forestal para a conservación das aves: revisión dalgúns aspectos de interese

Recibido: 12 Decembro 2011 / Aceptado: 23 Xaneiro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumo A pesar da tendencia positiva das aves forestais comúns, en consonancia co aumento actual de superficie arborada, as especies estritamente vinculadas a estes hábitats continúan en declive. Adecuar a morfoloxía e tamaño mínimo das masas arboradas, conservar os bosques seminaturais e as carballeiras, manter e conseguir pés de árbores lonxevas e favorecer a existencia de madeira morta en condicións axeitadas para o sustento, nidificación e abeiro das aves, son varias das directrices máis frecuentemente propostas. No texto revísanse algunhas das principais características morfolóxicas, dasométricas e de idade, así como diversas tarefas de xestión, que, a xuízo dos autores consultados, débense ter en conta para favorecer ás poboacións de aves forestais, sexa nas áreas naturais protexidas ou perseguindo a inserción da conservación dentro da perspectiva do beneficio extractivo.

Palabras clave xestión forestal, conservación, aves, carballedos, madeira morta.

Summary Despite the positive population trends of common forest birds, consistent with the current increase in tree cover, species closely linked to this habitat continue to decline or do not show a clear recovery. Adjust the minimum size and morphology of the stands, preserving semi-primary forests and oak stands, maintain long-lived trees and favor the existence of dead wood in proper condition to provide food and shelter to the birds are several of the more frequently guidelines proposed to help populations

recovery. In this paper we review some of the morphological, dasometric and age characteristics, as well as some management strategies, which, in the opinion of the authors consulted, should be considered for favor forest bird populations, either in protected natural areas or posuing the insertion of conservation within the perspective of the harvesting benefits.

Key words forest management, birds conservation, oaks, dead wood.

Introdución

Deixando á parte as limitacións impostas pola necesidade de respectar a diversidade das condicións ecolóxicas que permiten o mantemento da variabilidade xenética das poboacións (Blondel 1985), a importancia de considerar a conservación da biodiversidade como unha función primordial dentro da xestión multifuncional e sostible do bosque e o aumento de superficie arborada que nos tempos actuais se está a producir, constitúen argumentos de peso para formulármolos facer unha revisión dalgúns dos principios directrices propostas para o caso particular da conservación das Aves en relación coa xestión forestal, xa que este grupo de vertebrados reúne unha serie de características que o fan un dos máis adecuados para valorar o estado de conservación dos hábitats terrestres, pois: 1) ten un papel clave neste senso por incluír algúns dos mellores, máis visibles e máis accesibles bioindicadores; 2) son o grupo mellor coñecido xa que, grazas á gran implantación da ornitología na sociedade, pódense facer programas de seguimento, incluso a escala continental, que dan unha idea moi boa tanto do estado das poboacións como das súas tendencias; 3) inclúe un número importante de especies moi sensibles ás alteracións do hábitat; 4) un 30% das especies europeas con estado de conservación desfavorable nos últimos anos están relacionadas cos bosques (European Environmental Agency 2006). Gil Tena (2009) considera a existencia en España de 22 especies forestais especialistas e 31 xeneralistas, todas, agás unha, presentes en Galicia.

Augusto de Castro Lorenzo
Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física. Facultade de Veterinaria. Campus de Lugo-USC (Lugo).
e-mail: a.decastro @usc.es
Telf. móbil: 655421312

Cando se trata de afrontar a conservación dos hábitats, débese procurar que estes cumpran a tripla condición de calidade, cantidade e localización espacial (Tellería 2001). Aquí tentamos facer unha revisión dalgunhas das condicións que as masas boscosas de Galicia deberan reunir para constituír un hábitat adecuado para as especies de aves forestais, sobre todo no que respecta ás especialistas e con mención especial dos factores que determinan a súa calidade xeral, sen entrar noutros aspectos que son tanto ou máis importantes. Dada a gran cantidade de estudos existentes sobre o tema, escollemos unha representación dos traballos que tratan cada apartado. Consideramos que, aínda que só sexa como orientación, estas notas poden ser útiles á hora de encarar unha xestión adecuada para os bosques do noroeste ibérico.

Tendencias actuais das aves forestais

O índice de cambio das poboacións en España entre 1997 e 2009 (SeoBirdlife 2010) é en xeral positivo para as especies forestais comúns, contrariamente ao que ocorre coas doutros medios, especialmente do agrícola. Das 39 especies analizadas por Carrascal & Palomino (2008), só catro manifestan tendencia decrecente (*Lullula arborea*, *Cettia cetti*, *Aegithalos caudatus* e *Serinus serinus*), presentando as restantes unha situación estable ou crecente, catorce especies neste último caso, incluíndo algunhas das máis típicas dos nosos bosques (*Erithacus rubecula*, *Turdus philomelos* ou *Sylvia atricapilla*). Como aspectos positivos, esta tendencia favorable maniféstase tamén para as rapaces que dalgunha maneira usan o bosque. Neste caso están dúas especies que presentan en Galicia unha boa proporción dos seus efectivos ibéricos: miñado abelleiro (*Pernis apivorus*) e falcón pequeno (*Falco subbuteo*) (Palomino & Valls 2011). Este fenómeno está en consonancia co que sucede coa superficie ocupada polos seus hábitats e, aínda que ten aspectos positivos, non ten valor para tirar consideracións optimistas no que atangue á conservación, xa que as especies con estado máis precario, as mesmas que viñan presentando tendencias negativas desde hai moitas décadas e tamén as máis sensibles ás alteracións do hábitat forestal (piciformes, pita do monte...), presentan unha situación que en xeral non cambia de tendencia. Se, como afirma Gil Tena (2009) “a riqueza de aves forestais especialistas está máis asociada ás características de composición e estrutura do bosque cá das aves xeneralistas”, unha xestión forestal axeitada debería afectarlles positivamente e axudar na recuperación das súas poboacións.

Importancia dos Pícidos

As especies deste grupo reveláronse como as máis interesantes pola súa condición de especies “paraugas”, por iso moitas das consideracións sobre xestión forestal para conservación de aves derivan do seu estudo. O grupo dos pícidos, que reúne ós paxaros carpinteiros ou petos, inclúe especies que esixen a presenza dunha serie de atributos propios dos bosques maduros e ben estruturados. A riqueza de carpinteiros está correlacionada coa doutras especies e,

en moitos casos, pode servir como indicador da riqueza de aves en conxunto (non sendo nos momentos de explosións de insectos) (Drever et al. 2008). Mikusinsk et al. (2001), entre outros, puxeron en evidencia este papel indicador dos pícidos demostrando unha relación positiva entre riqueza de especies de carpinteiros e número de especies de aves forestais, tanto especialistas como xeralistas, en bosques de Polonia.

En Galicia están presentes seis especies de pícidos, dúas con ampla distribución e menos exixencias, o peto verdeal (*Picus viridis*) e o peto real (*Dendrocopos major*); tres con distribución marxinal a escala territorial e con exixencias ecolóxicas estritas, o peto negro (*Dryocopus martius*), o peto mediano (*Dendrocopos medius*) e o peto pequeno (*Dendrocopos minor*); unha sexta especie, o peto formigueiro (*Jynx torquilla*), actualmente en declive, habita en bosques abertos ou formacións de arboredo disperso. O peto negro e o peto mediano aparecen restrinxidos á pequena área de influencia dos bosques montanos orocantábricos, con presenza actual case testemuñal nas zonas máis favorables ou menos marxinais, polo que o seu estado debe ser cualificado de manifestamente mellorable, tratando de favorecer a colonización de toda a superficie potencial. Ademais para o peto mediano formulouse a posibilidade dunha distribución histórica máis ampla (Salas et al. 2005). Un problema destas especies, engadido á falta de hábitat, é o illamento e distancia excesiva entre as poboacións actuais da Cordilleira Cantábrica, o que dificulta a recolonización e o intercambio de individuos (Purroy & Álvarez 1984, García Fernández et al. 2002). No caso do peto pequeno fáisenos máis difícil definir os condicionantes que determinan a súa presenza no sur de Galicia. Para o peto mediano e o peto pequeno, as principais variables predictoras da súa presenza son as relacionadas coa estrutura do hábitat (Delahaye et al. 2010). A importancia dos buratos construídos polo abundante peto real para os “usuarios secundarios de cavidades” foi posta de manifesto por diferentes autores (p. e. Kotaka & Matsuoka 2002).

Morfoloxía das masas

O tamaño das manchas de bosque, a conectividade, a distancia entre elas e a morfoloxía inflúen decisivamente na súa validez para a conservación. Hai especies que se ausentan de bosques pequenos e outras que cambian as súas densidades. As manchas forestais máis illadas teñen menos especies de interior de bosque, de maneira que para a existencia de poboacións consistentes de aves con estas preferencias son aconsellables áreas suficientemente arboradas, grandes e non fragmentadas (Bianconi et al. 2003). A área inflúe máis nos pequenos bosques e o illamento nos grandes. A forma óptima téñena as mouteiras con maior superficie e menor perímetro, que minimizan o efecto de borde e o risco de predación. Ademais, as poboacións habitantes de manchas fragmentadas teñen menor ratio reprodutora (Robinson et al. 1997, Robles et al. 2008), sofren máis parasitismo e predación e ven incrementada a mortalidade (Doherty & Grubb 2002). Por citar casos concretos, entre as especies que nos atanguen podemos falar do peto mediano que, segundo Kosinski

(2006), require bosques maiores de 15 ha dominados por carballos. Ademais, esta especie tende a unha presenza non agregada e o tamaño do parche inflúe no éxito do apareamento. No caso do peto menor, chegáronse a estimar dominios vitais de 100 ha. (Delahaye 2010).

A fragmentación ten tamén efectos negativos para a pita do monte (*Tetrao urogallus*), acentuada pola presenza de asentamentos humanos que dificultan a conectividade (Suárez-Seoane e García-Rovés 2004, Abajo 2007).

Moitos autores trataron os efectos da fragmentación, que non sempre son claros, xa que para algunhas especies as manchas de bosque de tamaño intermedio reveláronse como as máis favorables, por exemplo para a avelaiona (*Strix aluco*) en Inglaterra (Redpath 1995). A dicir de Wiens (1994), a comprensión de como as aves responden á fragmentación require estudos enfocados á selección de hábitat e do comportamento nos desprazamentos de cada especie, e non só ao número, separación e morfoloxía dos fragmentos. Estes aspectos precisan dun coñecemento profundo da bioecoloxía de cada especie e unha revisión máis detallada cá que nós realizamos aquí.

Tipos de bosques e idade das árbores

A riqueza e diversidade de especies de aves vese favorecida polos estadios forestais máis desenvolvidos e a diversidade existente de especies arbóreas. Isto non quere dicir que non poida decrecer nas etapas máis maduras da sucesión, pola dominancia das especies máis competitivas e polo cerrado do dosel arbóreo, o que xera menor densidade arbustiva. Non ocorre así se consideramos a diversidade referida a un espazo (diversidade beta) no que están representadas distintas etapas da sucesión, xeradas sobre todo polas perturbacións (incendios, fenómenos climatolóxicos drásticos, pastoreo, etc.) ("metaclimax" de Blondel (1985) ou "unidade silvática" de Oldeman (1991 en Camprodón 2001). Ademais ó comenzo da sucesión hai un primeiro máximo debido en boa medida á presenza das especies transaharianas que utilizan estas etapas. Posteriormente prodúcese unha reestructuración con tendencia ó sedentarismo ata chegar ós valores máis altos na madurez (Blondel 1985). En todo caso, a adecuación dos bosques para a conservación debe de ser interpretada considerando non só a riqueza e diversidade, máis tamén a endemidade e rareza da fauna asociada (Tellería 2001). É neste aspecto onde os bosques naturais (seminaturais) e maduros manifestan a súa importancia. Este tipo de bosques presentan unha serie de especies e comunidades, tanto de aves como de insectos saproxílicos e de fungos que funcionan como bos indicadores da calidade e do nivel conservación (Winter et al. 2005). Por outra banda hai que dicir que tamén os medios agro-forestais xestionados con estes obxectivos poden ser usados por especies forestais de alto valor.

Polo que atangue á idade das árbores, hai que dicir que a existencia de pés corpulentos é fundamental polas cavidades e pólas grosas que adoitan presentar, que aportan estruturas de refuxio e soporte para a nidificación (ver máis adiante), ademais dunha ampla oferta de

alimento, acentuada coa existencia de madeira morta e a abundancia de flora epífita (líquenes, brións, fíeitos, etc.). Estes pés producen en xeral máis cantidade de froitos durante un longo período de tempo e teñen máis fungos simbioses (Oria de Rueda 1990). A presenza destas árbores é importante tanto nas masas de caducifolios como nas de coníferas, onde teñen efectos semellantes sobre a diversidade. Algúns casos que ilustran estes fenómenos témolos no leste de Austria onde a abundancia de peto mediano presenta correlación coa idade das árbores, a proporción de carballos e freixos e a proximidade de ramas laterais (Riemer 2009). O peto menor no leste de Austria selecciona árbores de madeira branda (ameneiros, salgueiros, chopos) e freixos (Riemer 2009), e en Alemaña usa os bidueirais e gusta das copas altas (>16 m) e parches de árbores novos intercalados con abeleiras (Delahaye et al. 2010). O peto negro ten tamén gran dependencia do bosque maduro e diverso con características semellantes ás requiridas polos pequenos petos (Cárcamo 2006). En Alemaña, por exemplo, prefere os bosques ricos en carballos, pradairos, e chopos, sendo rexistrado frecuentemente preto das ramas laterais (Riemer 2009). Dentro do ámbito cantábrico, a pita do monte (*Tetrao urogallus*) selecciona a escala de paisaxe zonas con cobertura arbórea, pero, a escala local, escolle lugares con matogueira e uz asociadas a bidueiras e capudres (*Sorbus aucuparia*) (Suárez-Seoane & García-Rovés 2004, Abajo 2007).

No centro de España, Barrientos & Bolonio (2003) poñen de manifesto a tendencia do peto real a alimentarse nas árbores máis grosas dun piñeiral. Non obstante, nas explotacións forestais normalmente hai unha falta patente de árbores vellas, xa que os silvicultores as talan ao chegar á idade óptima de corta (Owen 1977, en Camprodón 2001). En casos onde as cortas se fan a idades avanzadas, por exemplo en piñeirais de *Pinus sylvestris* con quendas de 80-120 anos, as cavidades atópanse maiormente en exemplares a partir dos 150 anos e de clases diamétrais >30 (Sandström, 1992, en Camprodón 2001). Estes exemplares son realmente raros nas repoboacións existentes en Galicia.

Os vertebrados son menos específicos na súa preferencia polas árbores caos invertebrados. Frecuentemente non fan distinción entre especies de piñeiros ou especies de caducifolios (Carrascal & Tellería 1990, entre outros). A respecto das repoboacións existentes no noso territorio hai que dicir que a súa composición frecuentemente monoespecífica, con altas densidades de árbores, coberturas cerradas, xestión con extracción dos mellores pés e pequenos ciclos de corta, son factores que as volven estruturas desfavorables para a fauna, sobre todo para os máis especialistas. Nestas formacións algunhas especies de paxaros menos esixentes (*Regulus ignicapilla*, *Periparus ater*) chegan a dominar as comunidades en detrimento doutras que o son máis (*Sitta europaea*, *Cyanistes caeruleus*). Non é doado que unha repoboación consiga acoller unha comunidade semellante á asentada nun bosque maduro (Purroy et al. 1990), pero en piñeirais ben xestionados pódense chegar a acadar comunidades subóptimas, cun grao de desenvolvemento

aceptable, como no caso dos piñeirais de *P. sylvestris* do Sistema Ibérico (con quendas de 100 anos, entresacas, etc.). Polo que respecta aos eucaliptais, é sabido que as características morfolóxicas de troncos e follas, a escaseza de invertebrados folíípagos, xunto con outras limitacións tantas veces debatidas, constitúen elementos que xeran unha comunidade moi empobrecida (Bongiorno 1982, Otero et al. 2005). Aquí calquera aporte de diversidade natural no seu interior pode ser favorable.

Importancia dos carballos e as carballeiras

Hai unha serie de autores que aportaron datos sobre a importancia das carballeiras do noroeste da península Ibérica para a conservación das aves (Bongiorno 1982, Purroy et al. 1990, Santos et al. 2010). Recentemente Otero et al. (2005) encontran arredor do duplo de abundancia e riqueza de aves en carballeiras ca en eucaliptais. Proença et al. (2010) atopan un patrón de biodiversidade en plantas e aves nos bosques do noroeste de Portugal que revelan cifras máis altas para as carballeiras que para os piñeirais e eucaliptais, ocupando os segundos unha posición intermedia e mostrando "...a necesidade de conservar manchas grandes de carballeira dada a aparente vulnerabilidade das especies forestais á perda de área". Por outra banda as carballeiras cantábricas de zonas baixas son os medios que aloxan a maior riqueza invernal de especies (aínda que en época estival os bosques das zonas altas sexan os máis ricos). A maior cobertura de carballos, maior riqueza de especies no inverno (Santos et al. 2010). Non é preciso engadir que na Galicia oriental os soutos de castiñeiros posúen tamén unha importancia capital para a conservación ornítica.

Os pícidos están moi relacionados en xeral coa presenza de carballos (entendido o termo como equivalente de "roble", que inclúe un conxunto de especies caducifolias do xénero *Quercus*). O peto mediano atopa os seus mellores medios en carballeiras de máis de 100 anos e lugares con riqueza de carballos de abs media de 15,6 m³/ha. Selecciona áreas con carballos grosos e vellos (perímetros entre 100 e 200 cm) con densidade e alta diversidade de leñosas no sotobosque. O peto menor busca lugares con alta presenza de carballos con máis do 20% da codia con liques e con parches de exemplares novos. O Peto negro tamén prefere bosques ricos en carballos (acompañados doutras especies) (Delahaye et al. 2010). De maneira semellante tanto o peto real como o mediano prefiren en Polonia as masas dominadas por carballos, evitando ambas as etapas xuvenís, escollendo a segunda as máis vellas (Kosinski 2006). Pasinelli (2000) encontra no norte de Suíza que o tamaño do dominio vital do peto mediano está inversamente correlacionado coa densidade de grandes carballos (dbh > ou = 36 cm).

A madeira morta

A presenza de elementos de madeira morta (necromasa), sexa en forma de árbores en pé ("snags") ou como elementos caídos e deitados no chan, é necesaria para a

existencia de moitos vertebrados e, concretamente, as pólas e troncos mortos favorecen en boa medida a posibilidade de construción de niños polas especies que crían en ocos e cavidades. O peto real, antes de abril (foliación) responde á cantidade de pólas mortas sobre árbores vivas. Hebda (2009) atopa en Polonia que máis do 95 % dos niños de peto real, que logo quedan a disposición doutras especies, se furan en árbores mortas ou debilitadas. Para o peto mediano, o hábitat de calidade para a cría debe contar con caducifolios dereitos, vellos e mortos (Kosinski & Winiecki 2004). Á parte do uso que das cavidades fan as rapaces nocturnas, os pícidos, os páridos e os gabeadores, especies como a pomba zura (*Columba oenas*) e o rabirrubio real (*Phoenicurus phoenicurus*) son consideradas fortemente dependentes deste tipo de estruturas (Tucker & Heath 1994). A importancia dos buratos para a nidificación foi posta de manifesto por numerosos autores (Wesolowski et al. 2002, Kosinski & Ksit 2007, entre outros). Pasinelli (2000) considera a presenza de árbores vivas ou mortas con 52 cm de dbh, con grandes corpos de *Polyporus*, limbos furados, vellas cavidades ou algunha combinación destas características, como potencialmente axeitada para a escavación de cavidades polo peto mediano, e a súa abundancia está inversamente correlacionada co tamaño do dominio vital desta especie. O uso de caixas niño aumenta abundancia de aves tanto en época de cría como no inverno para acubillarse, pero non amaña os problemas de falta de alimento que hai nos bosques con pouca necromasa.

CWD (*coarse woody debris*) é un acrónimo utilizado para referirse á madeira morta que queda no chan do bosque en diferentes graos de descomposición (troncos deitados, grandes pólas, moreas de leña, tocos e outros) que teñen un alto valor para a fauna forestal por proporcionar unha ampla gama de recursos. É substrato de fungos, liques e brións; un mínimo de 400 especies de insectos (destacando os coleópteros) e moitas de invertebrados están asociados á madeira morta (Bottorf 2009); coa intervención dos fungos participan no paso da fibra da madeira a materia orgánica; proporciona refuxio e alimento a invertebrados, herpetos, aves e mamíferos; está correlacionada positivamente coa densidade de aves cavernícolas (coa presenza de cavidades); escasea en bosques xestionados e abunda en bosques maduros.

A importancia da madeira morta para os pícidos é salientada pola maioría dos autores que estudaron o tema. O peto pequeno foi caracterizado frecuentemente como especie de bosques ricos en madeira morta (Riemer 2009). Incluso o peto real ten preferencia por sitios con presenza de 9 m³/ha de CWD. Un traballo de cuantificación de CWD en faiais foi feito por Gómez Corral et al. (2009) en Aralar (Navarra).

Algunhas propostas de xestión

O efecto das cortas varía moito dependendo da época, tipo de tratamento e especie afectada. Moitas especies de aves e outros vertebrados (papuxas, picafollas, reiseñor) requiren manchas de bosque novo ou matogueiras alternados con monte alto, que aparecen despois das cortas. Pero as

cortas abusivas, moi mencionadas polos seus efectos nocivos para a conservación (p. e. Tucker & Heath 1994), afectan negativamente a un mínimo de 18 especies de aves forestais, incluíndo rapaces, pícidos e passeriformes especialistas. En todo caso, a presenza de claros é favorable para moitas especies con menores esixencias forestais, e aínda a existencia de “gap-fase” dinámica é un dos elementos que Kosinski & Winiecki (2004) considera clave para que exista hábitat de calidade para a cría dos pícidos, en especial do ameazado peto mediano. Para Lanier (1986, en Camprodón 2001) as *claras* (rareos) son favorables nas masas novas cando as abren un 50%, estimulando o crecemento por eliminación de competencia e producindo árbores vigorosas que benefician á fauna ornítica. Favorecen o desenvolvemento do sotobosque aumentando a diversidade florística e a complexidade estrutural da vexetación. Nas *claras* polo baixo débense respectar os estratos arbóreo e arbustivo acompañantes. Débense tamén evitar as molestias nos sitios vulnerables, pois, por exemplo, as aves rapaces detectan os cambios e abandonan os niños, e ademais moitas outras especies son sensibles á presenza humana (Camprodón 2001).

Os desvastamentos (“clareos”) sobre masas tupidas de árbores pequenas (8 a 12 m) con extracción de 1 de cada 3-4 pés, incrementan o crecemento un 50% e permiten a entrada de herbáceas e arbustos (Camprodón 2001). En Quinto Real (Cárcamo 2006), nun faial xestionado con presenza de peto negro e peto de dorso branco (*Dendrocopos leucotos*), realízanse desvastamentos (“clareos”) sucesivos uniformes, unha actividade en teoría compatible co mantemento da fauna en xeral e cos pícidos en particular, aínda que para iso debe cumprir varias condicións, como realizar as cortas de rexeneración en rodais de menos de 10 ha e manter trala corta final unha pequena masa residual de árbores vivas. Os bosques moi mestos e uniformes non son favorables para as aves, Lebreton (1995, en Camprodón 2001) encontra que a riqueza de aves aumenta co coeficiente de variación de espazamento dos troncos. Parécennos interesantes as propostas de xestión de Cárcamo (2006) para os faias pirenaicos con peto negro e peto de dorso branco que, a maiores do dito ata aquí, inclúen: evitar as cortas a feito, reducir o tamaño dos rodais nos que se intervéñen, ampliar as roldas de corta nos lugares de importancia faunística, planificar as cortas de xeito que se manteña continuidade entre a masa madura, evitar as cortas en época de cría, non cortar pés que foron ou son usados para a nidificación e realizar unha protección estrita dos rodais con presenza das especies a conservar.

A mestura de frondosas en bosques de coníferas aumenta a presenza de invertebrados en varias magnitudes. Cando nas repoboacións de coníferas se respectan os caducifolios acompañantes hai todo un elenco de especies de aves beneficiadas (rula común, peto pequeno, peto verdeal, papuxas, reiseñor común, picafollas de Bonelli, páridos, cardeal...). Enoksson et al. (1995) observaron que os passeriformes máis especialistas e menos erráticos saen beneficiados cando, dentro das masas de coníferas, existen parches de especies caducifolias suficientemente agregados entre sí.

No caso dos pícidos, cuxas preferencias polos carballos xa foron expostas, a falta de estas árbores poden usar outras especies de codia rugosa, e a presenza de árbores de madeira branda (*Populus* e *Betula*) favorece a nidificación, como se observou tanto en España como no norte de Europa (Camprodón, 2001). No entanto, estas últimas especies arbóreas non son apreciadas polos silvicultores por ter pouco valor e colonizar os claros. En moitos lugares pódese aproveitar a rexeneración espontánea de carballos e castiñeiros entre as repoboacións de especies de crecemento rápido, para inserir pés ou manchas de caducifolio.

Unha proposta interesante é a de Harris (1984, en Tellería 2001) que consiste en crear unidades de xestión forestal que teñan unha mancha nuclear onde habitan boas poboacións que funcionan como fonte e como vía de paso entre parcelas sometidas a diferentes roldas de manexo, que se sitúan arrodeando a nuclear. Por razóns económicas, pódense usar como áreas de reserva sen xestionar rodais maduros que se manteñen sen cortar situados en zonas de orografía accidentada, con fortes pendentes ou de difícil acceso (Camprodón 2001).

Polo que respecta á madeira en descomposición (partes mortas e CWD), os mellores exemplares son os toros grosos con presenza de cavidades, especialmente se levan fungos, flora e invertebrados asociados. En xeral, a maior tamaño e lonxitude maior número de especies de vertebrados soportan e máis tempo duran (Bottorf 2009). Desde o punto de vista selvícola, unha boa proporción dos pés delgados apodrecidos poden ser extraídos, xa que non proporcionan cavidades. O número e distribución dos elementos en descomposición depende da fauna existente, zona xeográfica, tipo de bosque, hábitats próximos, etc. Cárcamo (2006) propón deixar entre 5 e 10 elementos vivos por hectárea despois da última corta; esta masa queda en pé deica que pase a ser madeira morta. En Cascade Mountain (USA), para soste poboacións de aves nidificantes trogloditas, Bottorf (2009) propón *snags* >25cm en número de 10/ha, e >50 cm en número de 5/ha. En zonas non manexadas viu que 40 unidades por hectárea de todas as clases de tamaños esperados manteñen poboacións boas de todas as especies de aves que dependen dos troncos mortos. O mesmo autor propón para CWD deixar exemplares de 38 cm x 10 m en número de 225 unidades por ha. Os troncos podres e tocos (*snags*), con D<15 cm e L<1,8 m, son usados por poucas especies, mentres que os de D>50 cm poden acoller case todas as especies. Como CWD son válidos para o mesmo autor os exemplares que teñan un mínimo de 25 x 3,7, pero os de 76 x 6 son usados durante máis tempo. En todo caso hase de ter en conta o grao de descomposición, de maneira que exista representación de todos os estadios e presenza abondo de elementos pouco alterados que substitúan aos que se vaian desintegrando. Son mellores os elementos apodrecidos desde o cerne. As podremias que comezan polo cámbium descompoñen de fóra a dentro, non fan boas cavidades e duran menos tempo (Bottorf 2009). Cando sexa recomendable débese controlar que a cantidade existente (en volume) manteña un equilibrio entre beneficio para conservación e risco de

propagación de pragas. Para este propósito especulouse con que dentro dos bosques de coníferas é mellor deixar restos de frondosas (Avery & Leslie 1990, en Camprodón 2001) aspecto este que pode ter repercusións máis complexas.

Bottorf (2009) recomenda a retención de árbores esmoucadas e unidades de CWD onde xa existan, permitindo o seu proceso natural. Propón tamén este autor seleccionar árbores de baixa calidade para obter futuros *snags* e CWD, deixar troncos altos de menos valor económico e crear *snags* por cortas e derrubo (de todas as categorías e con boa distribución). Estas actividades pódense realizar a baixo custo se se fan coincidir con outras tarefas forestais.

A modo de conclusión

A xestión forestal dirixida á obtención de un ou poucos produtos conduce a un empobrecemento en riqueza e abundancia de especies. Ata hai pouco, alén dos aspectos madeirables, en Europa non primou moito máis que o mantemento dun equilibrio silvocinético. Formúlase unha xestión ecolóxica que defina os estados de conservación óptimos e as medidas de xestión que conduzan na dirección de acadalos. Estas medidas, variables segundo os casos de que se trate, hanse de trasladar e promocionar entre os propietarios e xestores, e as perdas ou baixadas nos beneficios poden ser sufragadas dentro das medidas agroambientais que contemplan os plans de desenvolvemento rural e outros programas financiados polas administracións ou por iniciativas privadas que favorezan obxectivos conservacionistas.

Á parte da recomendación, nunca repetida abondo, de protección de todas as carballeiras, soutos e outros bosques seminaturais de calquera rango altitudinal, á hora da xestión dunha masa forestal, sexa ou non de repoboación, é importante a consideración dunha serie de medidas que teñan en conta no seu programa a conservación das comunidades naturais asociadas, atendendo ó marco bioxeográfico ó que pertencen e mantendo a diversidade de tipos de bosques. Unha xestión forestal óptima é aquela que ten en conta, entre outros aspectos, a dispoñibilidade de hábitats e as características estruturais, procurando unha alta diversidade de especies arbóreas e evitando as coberturas excesivamente cerradas. Os mellores elementos de referencia son os bosques maduros e seminaturais, onde perviven as especies máis delicadas e as comunidades están ben estruturadas. Hai representación de carballeiras maduras en diversas zonas de Galicia: dentro das Fragas do Eume, na zona do Frai Bermuz ou nas abas de umbria próximas ao mosteiro de Caaveiro; nas Insuas do alto Miño; na montaña, nos bosques ancareses ou no do Figueiro dentro serra do Invernadeiro.

Agradecementos O autor agradece a Manuel Bermúdez a revisión lingüística e a Fina Lombardero e Sabela Lois o resumo en inglés.

Bibliografía

- Abajo Chic, A. C. (2007). Modelos espaciales de hábitat y análisis de la viabilidad de la población de urogallo en la Cordillera Cantábrica. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo.
- Barrientos, R. & Bolonio, L. (2003). Selección de microhábitat de alimentación por el pico picapinos *Dendrocopos major* en un pinar de España central. *Ardeola*. 50, 2: 269-274.
- Bianconi, R., Battisti, C. & Zapparoli, M. (2003). Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in Central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*. 4, 3-4: 31-44.
- Blondel, J. (1985) Biogeografía y Ecología. Academia S. L. León.
- Bongiorno, S. (1982) Land use and summer bird populations in Northwestern Galicia, Spain. *The Ibis* 124: 1-20.
- Bottorf, J. (2009). Snags, coarse woody debris and wildlife. Washington State Department of Natural Resources. DNR Stewardship Wildlife Biologist. 1-5.
- Camprodón, J. (2001). Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. En: Camprodón, J. & Plana, E. (eds.). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: 135-182. Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Cárcamo Bravo, S. (2006). Evolución de las poblaciones de Pito negro (*Dryocopus martius*) y Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) en los montes de quinto Real (Navarra). *Pirineos*. 161: 133-150.
- Carrascal, L. M. & Tellería, J.L. (1990). Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del norte de España. *Ardeola*. 37: 247-266.
- Carrascal, J. M. & Palomino, D. (2008). Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2010. *Seo/BirdLife*. Madrid.
- Delahaye, D., Monticelli, M., Lahaire, L., Rondeux, R. & Claencens, C. (2010). Fine-scale habitat selection by two specialist woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forests in southern Belgium. *Ardeola* 57(2): 339-362.
- Doherty Jr., F. & Grubb Jr., T. C. (2002). Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology* 83(3): 844-857.
- Drever, M. C., Aitken, K.E.H., Norris, A. P. & Martina, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141: 624-634.
- Enoksson, B., Angelstam, P. & Larsson, K. (1995). Deciduous forest and resident birds: the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. *Landscape Ecology* 10(5): 267-275.

- European Environment Agency (2006). Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. EEA Report. No 5. Luxembourg.
- García Fernández, J., Álvarez, E. & Falagán, J. (2002). El Pico mediano *Dendrocopos medius* en la provincia de León: cambios en la distribución y tamaño poblacional. *Ecología* 16: 535-542.
- Gil Tena, A. (2009). Factores determinantes de la riqueza distribución y dinámica de las aves forestales a escala de paisaje en Cataluña: implicaciones para la gestión forestal sostenible. Tesis doctoral. Universitat de Lleida.
- Gómez Corral, N., Herrero, C. & Bravo, F. (2009). Cuantificación de la madera muerta en los hayedos del monte Aralar (Navarra). 5º Congreso Forestal Español. Ávila 21-25 septiembre 2009.
- Hebda, G. (2009). Nesting sites of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* L. in Poland: análisis of nest cards. *Polish Journal of Ecology* 57(1): 149–158.
- Kosinski, Z. (2006). Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forest – a case study from Poland. *Ann. Zool. Fennici*. 43: 198-210.
- Kosinki, Z. & Winiecki, A. (2004). Nest-site selection and niche partitioning among the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fennica* 81: 145-156.
- Kosinski, Z. & Ksit, P. (2007). Nest holes of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpeckers *D. medius*: Do they really differ in size?. *Acta Ornithologica* 42(1): 45-52.
- Kotaka, N. & Matsuoka, S. (2002). Secondary users of Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) nest cavities in urban and suburban forests in Sapporo City, northern Japan. *Ornithological Science* 1: 117–122
- Mikusinsk, G., Gromadzki, M. & Chilarecki, G. (2001). Woodpeckers as indicator of forest bird diversity. *Conservation Biology* 15(1): 208-217.
- Otero, J., Collazo, X., Cordeiro, A. F., Álvarez, D., Rial, S., Pastoriza, A. Alonso, M., Bastos, S. Piñeiro, J., Desairas, A., Souza, J.A. de, Souza, A., Villares, E., Torre, F. de la, Rodríguez, F. J., Mucientes, G., Santos, A., Blanco, R., Outeiral, C., Leis, S., Conde, M., Salaverri, L., Valls, R., Maceira, J. & Guitián, J. (2005). Comunidades de aves de los eucaliptales: implicaciones para la conservación de la diversidad y la abundancia de aves en Galicia. VI Congreso Galego de Ornitoloxía e V Xornadas Ornitolóxicas Cantábricas. Viveiro. 29-31 outubro 2005.
- Oria de Rueda, J.A. (1990). Impacto de la silvicultura y los aprovechamientos forestales sobre la avifauna. *Vida Silvestre* 70: 2-9.
- Palomino, D. & Valls, J. (2011). Censo nacional de rapaces forestales. En: Escandell et al. Programas de seguimiento de SEO/Birdlife en 2009-2010. SEO/Birdlife. Madrid. 28-33.
- Pasinelli, G. (2000). Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* 93: 27-235.
- Proença, V.M., Pereira, H.M., Guilherme, J. & Vicente, L. (2010). Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* 36: 219-226.
- Purroy, F.J. (1972). El pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) del Pirineo. *Ardeola* 16: 145-158.
- Purroy, F.J., Álvarez, A. & Petterson, B. (1984). La población de pico mediano, *Dendrocopos medius* (L.), de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola* 31: 81-90.
- Purroy, F., Álvarez, A. & Clevenger, P. (1990). Bosque y fauna de Vertebrados en España. *Ecología*, fuera de serie nº 1: 349-363.
- Redpath, S.M. (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652-661.
- Riemer, S. (2009). Population densities and habitat use of woodpeckers in a Danube floodplain forest in Eastern Austria. Diplomarbeit (Mag. rer. Nat.) Universität Wien.
- Robinson, S. K., Thompson, F. R., Donovan, T. M. & Whitehead, J.F. (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267, 5206: 1987-1990.
- Robles, H., Ciudad, C., Vera, R., Olea, P. & Maticen, E. (2008). Demographic responses of Middle Spotted Woodpeckers (*Dendrocopos medius*) to hábitat fragmentación. *The Auk*. 0(0): 1-9.
- Salas, M. A., Ferrer, X. & Vicente, J. (2005). Distribución del pico mediano en la Península Ibérica. *Observatorio Medioambiental* 8: 175-195.
- Sánchez Corominas, T., González-Quirós, P. & Vázquez, V.M. (2006-2009). El pico mediano (*Dendrocopos medius*), el pico menor (*Dendrocopos minor*) y el picamaderos negro (*Dryocopus martius*), (*Picidae*, *Aves*), en el principado de Asturias (España). *Boletín de Ciencias Naturales del Real Instituto de Estudios Asturianos* 50: 281-302.
- Santos, T., Galarza, A., Ramírez, A., Pérez-Triz, J., Carbonell, R. & Tellería, J.L. (2010). Vegetational versus topographical effects on forest bird communities: a test in the Cantabrian Mixed Forest Ecoregion (Spain). *Ardeola* 57(2): 285-302.
- SeoBirLife (2010). Estado de conservación de las aves en España en 2010. Seo/BirdLife. Madrid.
- Suárez-Seoane, S. & García-Rovés, P. (2004). Do disturbances in surrounding habitats affect a core population in cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*?. The case of the natural reserve of Muniellos (Asturias, NW Spain). *Ardeola* 51(2): 395-409.
- Tellería, J.L. (1992). Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola* 39(2): 99-114.

- Tellería, J.L. (2001). Gestión forestal y conservación de la fauna de vertebrados. En: Camprodón, J. & Plana, E. (Eds.). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: 119-134. Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Tucker, G. M. & Heath, M.F. (1994). Birds in Europe. Their Conservation Status. BirdLife Conservation Series. No 3. BirdLife Internacional. Cambridge.
- Wesolowski, T., Czeszczewik, D., Rowitiski, P. & Walankiewicz, W. (2002). Nests oaking in natural holes- a serious cause of breeding failure?. *Ornis Fennica* 79: 132-138.
- Wiens, J. A. (1994). Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 197: 97-104.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E. & Möller, G. (2005). The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest and Snow Landscape Research* 79, 1/2: 127–144.

Rosa Romero Franco · Manuel A. Rodríguez Guitián

Etnobotánica forestal: revisión y experiencias de estudio en Galicia (NW España)

Recibido: 15 Decembro 2011 / Aceptado: 20 Febreiro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumen La pérdida de diversidad vegetal acelerada que afecta a los países desarrollados y emergentes conlleva, además, la desaparición del conocimiento ancestral de los usos de las plantas que constituyen los sistemas agrosilvopastorales. Numerosos organismos y foros de discusión han hecho hincapié en la necesidad de paliar esta pérdida mediante, entre otras medidas, la realización de estudios etnobotánicos. Tanto en el conjunto de Europa como en España, son escasos los estudios que abordan los aprovechamientos tradicionales de las plantas en función de los diferentes ambientes ecológicos, y en particular de los bosques. En este trabajo se realiza una revisión de las fuentes de información etnobotánicas disponibles para el territorio de Galicia (NW España) así como una discusión de los resultados aportados en dos estudios realizados sobre los usos tradicionales en hayedos de Galicia y el País Vasco. Aunque se observa la persistencia de un elevado nivel de conocimientos sobre las propiedades terapéuticas, energéticas, constructivas y forrajeras de un número elevado de taxones vegetales en la población rural de más de 60 años, se constata la interrupción de la cadena oral de transmisión de los mismos a consecuencia del éxodo poblacional experimentado a lo largo del último siglo desde el medio rural hacia las áreas urbanas.

Palabras clave especies vegetales, usos tradicionales, transmisión oral, NW Ibérico

Abstract The accelerated loss of plant diversity in which the developed and emerging countries are immersed also involves the disappearance of a huge cultural heritage

related to the ancient use of plants that constitute agroforestry systems. Many agencies and discussion forums have emphasized the need to mitigate this loss by, among other measures, the ethnobotanical studies. Both Spain and the rest of Europe there are few studies conducted on the uses of plants from a habitat/ecosystem perspective, in particular those focused on forests. Here, we present a review of ethnobotanical studies in Galice (NW Spain) and compare the information provided by two studies centred on traditional uses developed in beech forests in two areas located at the east and west extreme of the Cantabrian mountains. As many other studies conclude, the main tendencies detected in both papers are the persistence of a high level of knowledge among rural population of more than 60 years old about a great variety of plant uses (therapeutic, energetic, constructive, forage, etc.) and the interruption of oral chain transmission of traditional knowledge on the use of wild plants as a result of the large exodus of rural population to urban areas.

Key words plants, traditional uses, oral lore, NW Spain

Introducción

La etnobotánica es la ciencia que se encarga de estudiar las interacciones entre las culturas humanas y los vegetales (Alexiades 1996). Es una ciencia derivada en la que se integran conocimientos sobre etnografía, antropología, botánica sistemática y florística, sociología, nutrición, química, medicina, lingüística, historia y aspectos culturales de todo tipo, lo cual permite un amplio rango de enfoques y aplicaciones (Alexiades 1996, Martín 2001).

El conocimiento de las propiedades de las plantas y su utilización con diversos fines por parte del hombre es tan antigua como éste y está documentada en la obra escrita de numerosos filósofos y científicos, desde las culturas más primitivas hasta nuestros días. Sin embargo, los estudios etnobotánicos cobraron especial relevancia a nivel mundial en el último tercio del siglo pasado, centrados sobre todo en las comunidades indígenas de los considerados países

pobres o “subdesarrollados”, muy vinculados al conocimiento y uso de las plantas medicinales. La propia OMS ha promovido el estudio de las plantas como fuente de medicamentos dentro del programa “Salud para todos en el año 2000” y en la “Conferencia Internacional sobre Atención Primaria de Salud” de Alma-Ata (Kazajstán), celebrada en 1978, se acordó impulsar la documentación y evaluación científica de las plantas utilizadas por los poblados indígenas (Akerle 1993). El interés por estos vegetales está claramente justificado, pues la organización mundial de la salud ha estimado que más del 80% de la población mundial utiliza rutinariamente la medicina tradicional para satisfacer sus necesidades de atención primaria de salud y gran parte de los tratamientos tradicionales tienen como base las plantas medicinales y sus principios activos (Akelere 1993, Katewa et al. 2004). Pero además, y tomando como base estos estudios, las plantas medicinales utilizadas tradicionalmente por las distintas culturas se emplean como base para obtener medicamentos semisintéticos más complejos, como modelos para la elaboración de drogas sintéticas o directamente en la formulación de medicamentos (Akelere 1993, Chadwick & Marsh 1994, Mishra 2002). De hecho, los principios activos del 25% de los medicamentos comercializados por las industrias farmacéuticas se obtienen directamente de las especies vegetales, mientras que otro 25 % procede de derivados de plantas modificados en laboratorios farmacéuticos (Farnsworth & Soajerto 1991).

Las implicaciones económicas relacionadas con el conocimiento y estudio del uso tradicional de las plantas en terapéutica justifican en gran parte el interés que este recurso suscita a nivel mundial. Baste con mencionar que el mercado mundial de plantas medicinales utilizadas con fines farmacéuticos, en la década de los 90 movió una media anual de 350.000 toneladas valorados en 1 billón de dólares (Rao et al. 2004).

Una conclusión a la que llegan gran parte de los estudios etnobotánicos modernos es que se está produciendo una pérdida acelerada del conocimiento tradicional por parte de las sociedades nativas, relacionada, en gran medida, con la creciente degradación de los hábitats naturales que albergan estas culturas (Prance 1991, Cunningham 1996, Caniago & Sibert 1998) debida a los procesos de deforestación y la intensificación de usos de áreas boscosas que se están produciendo a escala mundial en las regiones menos antropizadas (Morse & Berneux 1994).

En los países considerados desarrollados la pérdida del conocimiento y uso de las tradiciones se ve agravada por el creciente despoblamiento rural, los cambios en los hábitos de vida y la transformación de los hábitats naturales, con la consiguiente reducción de plantas útiles, y el riesgo de pérdida de la cadena de transferencia del conocimiento de nuestros antepasados (Raja et al. 1997, Tabuti et al. 2003) que fundamentalmente ha sido mediante la transmisión oral de padres a hijos (Caniago & Sibert 1998; Benz et al. 2000, Katewa et al. 2004).

Desde distintos foros se aboga para que estos conocimientos tradicionales no se pierdan, pues resultan imprescindibles, además, para el mantenimiento de la

herencia cultural y la idiosincrasia de cada pueblo. Por otra parte, la información acumulada sobre especies útiles puede ser importante en el futuro para desarrollar nuevas tecnologías, medicamentos o nuevos cultivos (Etkin 2000, Redzi 2006).

En los últimos años, los estudios etnobotánicos se tienden a enfocar de una manera cada vez más global, de forma que además de biodiversidad vegetal y animal, se tiende a hablar de diversidad biocultural o biodiversidad cultural ya que el patrimonio cultural y el natural están interconectados (Maffi 2001).

En este trabajo se pretende poner de manifiesto la importancia de los estudios etnobotánicos centrados en los ambientes forestales poniendo el énfasis en una investigación propia en la que se ha recopilado información sobre las fórmulas de aprovechamiento de los recursos vegetales ligados a los hayedos del oriente gallego.

Etnobotánica forestal

Existen numerosos estudios que ponen de manifiesto la estrecha relación que las sociedades rurales preindustrial tenían con los bosques dentro de los diferentes sistemas agro-silvo-pastorales. Los bosques eran fuente de combustible, de material para la construcción, de medicinas, de alimentos y otros muchos productos (Pimentel et al. 1997).

Es a partir, fundamentalmente, de la revolución industrial que se va perdiendo esa multifuncionalidad del bosque, sobre todo en las sociedades más ricas, pasando a una visión parcial en lo que se valora es básicamente el rendimiento económico de la explotación de madera. Sin embargo, en las últimas décadas del siglo XX la creciente preocupación por la pérdida acelerada de la superficie arbolada y el nuevo enfoque forestal obtenido de los estudios realizados en las comunidades más pobres del planeta que siguen viviendo del bosque, marcan una tendencia hacia modelos de gestión forestal integrada que ponen en cuestión la visión monodimensional del bosque como un productor exclusivo de madera (Falconer 1990, Panayotou & Ashton 1992).

Surgen así muchas iniciativas y trabajos que ponen el acento en los productos forestales no maderables, que pese a su importancia en las economías rurales, prácticamente habían desaparecido, tanto de las políticas de gestión como de las estadísticas forestales.

Actualmente se tiende a trabajar con modelos en los que se tienen en cuenta no sólo los valores considerados de uso directo, como el aprovechamiento de la madera y los productos forestales no madereros, sino también los de uso indirecto, como la función ecológica, la biodiversidad e incluso los valores de no uso, es decir, el valor cultural y emocional de los bosques (Pearce & Turner 1990). En términos económicos es difícil cuantificar el valor de estos últimos beneficios, si bien los especialistas sostienen que superaría la rentabilidad comercial de los productos que tradicionalmente son objeto de comercialización (Nielsen & Rice 2004, FAO 2006, Wunder 2007). Recordemos que la

producción forestal a escala mundial supera los 96 millones de dólares y supone el 0,4 % del PIB mundial (Ruíz et al. 2007).

En el documento “Programa 21 y Desarrollo Sostenible” y en los “Principios Forestales” de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo de Río de Janeiro de 1992 se han identificado los productos forestales no maderables como un área socioeconómica importante que requiere la concentración de esfuerzos con el fin de asegurar su potencial para contribuir al desarrollo económico y a la generación de empleo de manera sostenible (Cherukat et al. 1996).

Los ecosistemas forestales son también los principales suministradores de plantas medicinales y aromáticas, incluyendo también alimentos, bebidas, forrajes, perfumes, cosméticos, fibras, gomas, resinas, taninos, plantas ornamentales y utensilios (FAO 2003). Dado el interés creciente a escala mundial de este tipo de productos, en especial de las plantas medicinales, los bosques son ecosistemas que han sufrido en los últimos años un importante proceso de sobreexplotación y de pérdida de diversidad. Durante los últimos 15 años se ha producido una pérdida substancial de los ecosistemas forestales, sobre todo tropicales, los cuales tienen una tasa media de desaparición anual del 1% (FAO 2003). Si bien hasta 1960 sólo unas pocas especies habían desaparecido por influencia humana, en la actualidad se considera que hay unos 20.000 taxones vegetales en peligro de desaparición (Tyler 1996). Además, en un estudio de inicios de este siglo realizado en el bosque atlántico brasileño sobre el empleo de las plantas medicinales por las comunidades indígenas se constata la pérdida de conocimientos tradicionales y un efecto de “globalización homogeneizadora”, consecuencia de la incorporación de plantas procedentes de otras culturas (Begossi et al. 2002).

Así pues, la conservación de los recursos que proporcionan los bosques pasa obligatoriamente por la conservación de los mismos bosques (Balick et al. 1996), pero también de sus habitantes. Esta estrecha dependencia entre la conservación de los sistemas de vida tradicionales, las poblaciones locales y los ecosistemas en los que habitan fue reconocida en la “Declaración de Belem”, con ocasión del primer Congreso Internacional de Etnobiología celebrado en 1988 e incorporado en el Convenio Internacional sobre Diversidad Biológica de 1992. En esta declaración se reconocía el gran retroceso de los bosques tropicales, la pérdida de diversidad, la desaparición de culturas primitivas y se recalca la necesidad de desarrollar proyectos de inventariado y protección del manejo de los recursos naturales tradicionales haciendo un llamamiento a la premura de recopilar todo este conocimiento a través de estudios etnobotánicos (Morales et al. 2011). A partir de este momento se produce un interés creciente en todo el mundo por este tipo de estudios y la propia sociedad se va concienciando de la importancia de salvaguardar los conocimientos tradicionales.

Gran parte de los trabajos publicados sobre etnobotánica son meramente descriptivos, limitándose a recopilar listas de plantas útiles ligadas a territorios más o menos extensos

de zonas económicamente deprimidas (Gómez-Veloz 2002). Los estudios integradores en los que se consideran el sistema bosque como un todo aunando aspectos relacionados con el conocimiento de los productos forestales no madereros, su recolección, procesado, uso e incluso intercambio como parte del capital natural y social de las comunidades son más bien escasos y ligados casi siempre a comunidades rurales de la Amazonia brasileña, de India, de África y de Asia (Vantomme et al. 2002).

En Europa, pese a que el 42% de su superficie está ocupada por masas forestales, son escasos los trabajos etnobotánicos que tienen por objeto el estudio de los aprovechamientos vegetales ligados a sus bosques. Tal vez tenga que ver con esto el hecho de que la mayoría de los bosques europeos se explotan para obtener madera. Sólo en algunas economías locales los productos forestales no madereros, sobre todo setas, pequeños frutos y plantas medicinales, siguen siendo muy importantes repercutiendo ingresos superiores a los que ofrece el aprovechamiento maderero (Pettenella et al. 2005, 2006; Pettenella & Kloen 2007). Puesto que, según los responsables comunitarios europeos, sólo el 5% de las masas forestales permanecen ajenas a las actividades humanas y que entre el 1 y el 4% de los árboles desaparecen anualmente debido a las prácticas de gestión forestal (Ruíz et al. 2007), se debería poner el acento en la necesidad de rescatar el conocimiento sobre los distintos tipos de aprovechamientos de los bosques en Europa.

Etnobotánica forestal en España

En España, el aprovechamiento multifuncional de los bosques y los conocimientos tradicionales sobre los usos de las especies vegetales que los integraban se mantuvo vigente hasta los años 1950-60. Con el despoblamiento rural y los cambios de hábitos de población no urbana, los conocimientos populares se abandonaron rápidamente. Aunque ya desde siglos anteriores algunos eruditos habían dedicado parte de su trabajo a la recopilación de usos y costumbres relacionados con el mundo vegetal, no ha sido hasta los años 80 del siglo pasado que la comunidad científica, sobretudo de biólogos y farmacéuticos, han iniciado estudios sistemáticos y de perspectiva amplia de este tipo de conocimientos (Villar 1997).

Es un hecho cierto que la sociedad está cada vez más sensibilizada a cerca del interés de este tipo de estudios, no sólo desde un aspecto puramente cultural y étnico, sino también por las repercusiones que esta información puede suponer desde el punto de vista económico. En este sentido, un reciente estudio realizado por Morales et al. (2011) indica que España es uno de los países mejor estudiados de Europa en el campo de la etnobotánica si bien, como se observa en la tabla 1, el grado de conocimiento es muy diferente entre unos territorios y otros.

La temática de la mayoría de estos estudios sigue la tónica mundial, ya que se centran en el análisis del empleo de las plantas desde la perspectiva medicinal, mientras que otros usos, como los tecnológicos, ornamentales o de manejo agro-silvo-pastoral, son mucho menos investigados (Morales et al. 2011).

Territorio	Número de trabajos
Andalucía	23
Extremadura	22
Cataluña	21
Castilla-La Mancha	20
Valencia	19
Castilla-León	18
Asturias	7
Madrid	7
Cantabria	6
Murcia	5
Aragón	4
Galicia	4
Islas Canarias	4
País Vasco	4
Navarra	3
Islas Baleares	3

Tabla 1. Estado de los conocimientos sobre etnobotánica (nº de trabajos publicados) en diferentes territorios geográficos españoles (adaptado de Morales et al. 2011)

En cuanto a la extensión territorial considerada, hay desde estudios que abarcan territorios muy amplios (provincias o comarcas) a otros que se llevan a cabo en zonas muy concretas (un municipio, un valle, una sierra) (Morales et al. 2011). Prácticamente no existen estudios etnobotánicos en los que la utilización tradicional de las plantas se enmarque dentro de un ecosistema determinado. Sólo hemos encontrado un trabajo previo en la Península Ibérica en el que se analizan los aprovechamientos tradicionales de los recursos forestales ligados a bosques. Se trata de un análisis de la información obtenida sobre el uso de las plantas silvestres como combustible, construcción, calzado, cestería, aperos y herramientas, cierres de fincas y alimentación y cama de ganado asociada a diferentes tipos de hayedos, encinares y robledales presentes en la zona costera del País Vasco (Zapata & Peña 2003).

Si tenemos en cuenta que España es el segundo país con mayor superficie forestal de la Unión Europea con 27,5 millones de ha, y el tercero en superficie forestal arbolada, 18,3 millones de ha (Ruíz et al. 2007) y que según el informe de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA 2006) más del 60% de los ecosistemas forestales identificados por la Directiva Hábitat están mal conservados y las plantas arbóreas exóticas de rápido crecimiento ganan cada vez más espacio a costa de la pérdida de las especies autóctonas, parece apremiante realizar estudios de tipo etnobotánico antes de que los informantes y buena parte de la diversidad vegetal asociada a los bosques autóctonos desaparezca.

Etnobotánica forestal en Galicia

La principal fuente de conocimiento sobre los usos antiguos de las especies vegetales en el contexto noroccidental ibérico se debe a los estudios de reconstrucción paleoambiental que resultan de la aplicación de técnicas y metodologías palinológicas, arqueológicas y paleocarpológicas. Con frecuencia, los resultados obtenidos en estos trabajos no son coincidentes con las referencias contenidas en los escritos de autores clásicos, como Estrabón (Geografía III) o Plinio (Historia Natural XVI), trabajos sobre los que se han basado de manera exclusiva o preferente numerosas publicaciones de historiadores y eruditos hasta bien entrada la segunda mitad del siglo XX.

En la actualidad, se sabe que los grupos humanos asentados en Galicia y áreas limítrofes con anterioridad a la llegada de los romanos conocían y utilizaban una amplia variedad de especies vegetales (Ramil Rego & Fernández Rodríguez 1999), si bien no está claro en un número elevado de casos cuál o cuáles eran los aprovechamientos o beneficios que de ellas se obtenían.

Los primeros estudios publicados en Galicia sobre los usos tradicionales de las plantas se remontan al siglo XVIII y se deben al Padre Sarmiento (1700-1772), partidario de conocer, recuperar y salvaguardar las tradiciones y la cultura popular. Este monje benedictino, escritor y erudito, mostró gran interés por disciplinas como la lingüística, la botánica y la medicina, llegando a adquirir conocimiento detallado de nombres de plantas y sus propiedades salutíferas, y publicando en 1759 la obra "Disertación sobre las eficaces virtudes y usos de la planta llamada carqueixa". Posteriormente, el Padre Baltasar Merino, reputado botánico, menciona el uso medicinal de algunas plantas en distintas zonas de Galicia en sus obras "Viajes de Herborización por Galicia (1901-1903)" y Flora Descriptiva e Ilustrada de Galicia (1905-1909). Para significar la importancia que el aprovechamiento de algunas plantas medicinales podría tener en determinadas áreas de la Galicia meridional, este autor llega e indicar que su recolección y posterior venta sería más rentable para los agricultores que el cultivo del maíz.

A lo largo del siglo pasado se han publicado distintos trabajos antropológicos y etnográficos en los que se comenta el uso tradicional de las plantas en distintos lugares de Galicia (Lis Quibén 1948, 1949, Lisón Tolosana 1947, 1987; Otero Pedrayo 1962, Bouhier 1979, González Pérez 1989, Antelo & Patiño 1993, González Reboredo & González Pérez 1996, Parada Jato 2007). En dichas obras, en las que se intenta reconstruir la forma de vida y cultura asociadas a nuestros antepasados en períodos históricos recientes, se incluyen descripciones sobre los materiales utilizados para confeccionar los aperos y utensilios que cotidianamente se utilizaban tanto en las labores agrícolas y forestales como en la actividad de los hogares. Las plantas utilizadas como alimento y como curativas aparecen citadas también en algunos de estos estudios, si bien con respecto a estas últimas, se suele poner énfasis en los rituales mágicos y de superstición a los que se asocian, dejando en un segundo plano las formas de preparación, dosificación y dolencias para las que se utilizaban. Sin

menoscabo del interés de estas referencias, creemos necesario señalar que, con frecuencia, suelen adolecer de falta de rigor a la hora de identificar las especies vegetales, aludiendo a ellas, en la mayor parte de los casos, por su nombre vernáculo y no por su denominación botánica, y evidenciándose, con cierta frecuencia, errores de tipo taxonómico. Además, se tienden a obviar los fenómenos de polisemia y sinonimia a los que están sujetas las denominaciones vulgares de las especies vegetales. Por todo ello, el valor de la información etnobotánica contenida en estas obras presenta un grado elevado de incertidumbre.

Más recientemente, han aparecido otros trabajos más rigurosos en los que se realizan estudios de campo siguiendo la metodología más extendida actualmente en este ámbito científico, las entrevistas semiestructuradas (Cotton 1996), basadas en el mantenimiento con los informantes de conversaciones flexibles pero guiadas por una lista de preguntas predeterminadas. En total son cuatro trabajos, en dos de los cuáles se recopila únicamente el uso medicinal de algunas plantas (González- Hernández et al. 2004, Latorre 2008) mientras que los otros dos hacen un estudio sobre diversos usos tradicionales de especies vegetales, uno de ellos en la Serra do Courel (Blanco 1996) y otro en la comarca de Terra Chá (Anllo 2011).

La etnobotánica desde una perspectiva ecosistémica: el caso de los hayedos gallegos

Recientemente, Romero & Rodríguez Guitián (2011), han realizado un estudio sobre el conocimiento de las diferentes fórmulas de aprovechamiento de los recursos vegetales presentes en los hayedos del oriente gallego y sus comunidades seriales dinámicamente relacionadas. La pretensión de esta investigación fue obtener información sobre la aportación que los recursos primarios de este conjunto de ambientes ecológicos han tenido sobre el modo de vida de los pobladores de esta parte del territorio galaico. La novedad de este estudio con respecto a trabajos previos realizados en este campo en Galicia radica en el intento de evaluar en qué medida un conjunto de comunidades vegetales era capaz de cubrir las necesidades de las comunidades humanas que vivían en su entorno. En particular, este trabajo tenía especial interés en tanto que los hayedos son un tipo de ecosistema muy escaso en Galicia, ocupan únicamente 184 hectáreas, y además están muy fragmentados, razones por las que constituyen un claro ejemplo de ambientes especialmente vulnerables, por su peligro de desaparición, en los que conviene centrar los esfuerzos para rescatar toda la información posible antes de que ésta se pierda para siempre (Mosquera et al. 2009).

En el momento de llevar a cabo las investigaciones seguidas en dicho estudio, solamente se tenía referencia de una experiencia similar llevada a cabo en el extremo opuesto de la Cornisa Cantábrica, derivada de un trabajo centrado en formaciones arboladas dominadas por el haya y la encina publicado por Zapata & Peña (2003), pero con el que no se establecieron comparaciones en dicho trabajo, aspecto sobre el que haremos algunas consideraciones en la parte final de esta contribución.

Si bien el trabajo original de Romero Franco & Rodríguez Guitián (2011) aborda el uso tradicional de plantas herbáceas, arbóreas y arbustivas (74 especies en total), aquí sólo manejaremos la información relacionada con las especies leñosas (33 especies), puesto que el trabajo con el que hacemos el análisis comparativo realizado en el País Vasco sólo aporta información sobre esos grupos de plantas. En ambos casos se ha entrevistado a personas residentes en las áreas de estudio siguiendo la metodología de la "entrevista semiestructurada" (Cotton 1996).

En la tabla 2 se presenta un resumen comparando los usos que se les dan a las plantas arbóreas y arbustivas documentadas en los dos trabajos realizados en la Península Ibérica sobre etnobotánica forestal relacionados con los hayedos. Se observa que la mayoría de las plantas arbóreas y arbustivas referenciadas en ambos trabajos tienen usos múltiples. El número de especies documentadas es un poco mayor en el caso de los hayedos galaicos, 28 especies frente a 26 en el País Vasco, lo que equivale a un 36 y 31% respectivamente de los árboles y arbustos autóctonos catalogados con algún uso tradicional en España (Morales et al. 2011).

Los árboles y arbustos son las especies más relevantes para conseguir combustible y materias primas para la construcción y artículos imprescindibles para las labores domésticas y agrícolas, hecho esperable y mencionado con anterioridad (San Miguel 2007, Pardo de Santayana 2008, Aceituno 2010). En general hay un índice de coincidencia elevado en las dos zonas contrastadas en cuanto a la especie vegetal y su uso como combustible, para la construcción de viviendas y anexos, utensilios variados (mangos, herramientas y aperos) y construcción de los carros, lo en buena medida se debe a la similitud florística existente entre los tipos de vegetación estudiados, pero también evidencia un cierto sustrato cultural común y el gran conocimiento que nuestros antepasados tenían sobre las características físicas y mecánicas de las distintas maderas. Así por ejemplo, tanto en una zona como en la otra, para los mangos de las herramientas y de aperos de labranza se utilizaban maderas suaves al tacto y que no hiciesen daño en las manos (maderas de "grano fino") y al mismo tiempo fuesen resistentes, como las proporcionadas por el avellano, fresno, haya o castaño, mientras que para las piezas estructurales de las construcciones se preferían maderas más sólidas y resistentes a los esfuerzos, como las del roble o castaño.

La utilización de leñas como combustible casero se sigue manteniendo en la actualidad, no así la técnica del carboneo que consistía en la transformación de maderas o leñas en carbón vegetal. Como se ve en la tabla 2, eran muchas las especies vegetales utilizada para tal fin, aunque el carbón más apreciado por su rendimiento calórico era el obtenido a partir del brezo, que fue el combustible de fragua mayoritariamente usado por herreros, latoneros y herradores en España (Coll & Sudriá 1987).

Frente al caso del País Vasco, en la zona estudiada de Galicia se utilizan en exclusividad algunas especies (*Cytisus multiflorus*, *C. scoparius*, *Corylus avellana*, *Erica* sp, *Fraxinus excelsior* o *Salix atrocinerea*) en trabajos de

construcción, principalmente el techado de las pallozas y hórreos de planta cuadrada, edificaciones típicas de la parte montañosa del occidente de la Cordillera Cantábrica, si bien la “escoba” o “xesta branca” no existe de manera espontánea en la parte del País Vasco estudiada. Una justificación de carácter fitogeográfico puede darse

igualmente para el hecho de que en el País Vasco se usen algunas especies como el aladierno (*Rhamnus alaternus*), chopo temblón (*Populus tremula*) o el madroño (*Arbutus unedo*), ausentes de la composición florística de los hayedos galaicos.

Nombre vulgar (especie)	Usos																			
	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G	PV	G
Abedul (<i>Betula pubescens</i>)	X	X					X		X				X		X		X			
Acebo (<i>Ilex aquifolium</i>)	X	X				X	X	X	X	X			X		X					
Aladierno (<i>Rhamnus alaternus</i>)	X						X													
Aliso (<i>Alnus glutinosa</i>)	X	X			X		X	X	X		X				X		X	X		
Arcaclán (<i>Frangula alnus</i>)							X												X	
Avellano (<i>Corylus avellana</i>)	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X		X				X	X
Brezos (<i>Erica</i> spp.)	X	X	X	X		X	X	X				X								
Carqueixa (<i>Pterispartum tridentatum</i>)		X																		
Castaño (<i>Castanea sativa</i>)	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X			X				X	X
Cerezo (<i>Prunus avium</i>)	X	X				X		X		X				X						X
Chopo temblón (<i>Populus tremula</i>)	X								X						X					
Encina (<i>Quercus ilex/Quercus ballota</i>)	X		X				X		X						X					
Endrino (<i>Prunus spinosa</i>)	X	X												X	X					
Espino (<i>Crataegus monogyna</i>)													X	X		X				
Falso plátano, arce (<i>Acer pseudoplatanus</i>)		X		X		X		X		X								X		
Fresno (<i>Fraxinus excelsior</i>)	X	X		X	X	X	X		X	X					X	X				
Genista de escobas (<i>Cytisus multiflorus</i>)		X				X		X				X								
Genista negra (<i>Cytisus scoparius</i>)		X				X		X		X		X								
Haya (<i>Fagus sylvatica</i>)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X		X		
Helecho común (<i>Pteridium aquilinum</i>)									X	X	X	X								
Hiedra (<i>Hedera helix/H. hibernica</i>)									X	X										
Laurel (<i>Laurus nobilis</i>)	X	X																		
Madroño (<i>Arbutus unedo</i>)	X		X						X											
Melojo (<i>Quercus pyrenaica</i>)	X	X		X		X	X	X	X	X		X		X	X					X
Olmo de montaña (<i>Ulmus glabra</i>)				X												X				
Piorno (<i>Genista florida</i>)		X																		
Roble (<i>Quercus robur</i>)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X					
Sahúco (<i>Sambucus nigra</i>)	X							X		X										
Sauce cabruno (<i>Salix caprea</i>)							X	X	X	X				X						X
Sauce común (<i>Salix atrocinerea</i>)	X	X				X	X	X	X	X			X	X				X	X	
Serbal (<i>Sorbus aucuparia</i>)							X		X							X				
Tejo (<i>Taxus baccata</i>)	X				X				X											
Tilo (<i>Tilia</i> sp.)	X																			
Tojo (<i>Ulex europaeus</i>)	X								X		X	X								
Total	22	19	5	8	6	14	12	18	13	17	3	9	3	11	8	8	1	4	3	7

Tabla 2. Comparación de los usos etnobotánicos documentados en especies leñosas presentes en los bosques del ámbito atlántico noribérico. (Usos: 1: combustible; 2: carbón vegetal; 3: construcción; 4: mangos, herramientas y aperos; 5: alimento ganado; 6: cama de ganado; 7: setos vivos; 8: carros; 9: calzado; 10: cestería. Territorios: PV: País Vasco, G: Galicia.)

Un gran número de plantas arbóreas y arbustivas presentes en los bosques comparados en este estudio se empleaban en las labores de mantenimiento de la cabaña ganadera, ya fuese como cama para el ganado (paso previo para obtener abono orgánico) o como alimento para los animales estabulados; también se utilizaban para marcar lindes de fincas y terrenos dedicados a cultivo mediante su manejo como setos verdes (sebes) o construyendo diversos tipos de cierres con piezas de madera y ramas.

Aunque en la actualidad en Europa no se suelen utilizar las plantas arbóreas y arbustivas para alimentar el ganado, esta fue una práctica muy extendida en todo el mundo en inviernos rigurosos y veranos muy secos en los que escaseaba el pasto y el heno y aún sigue teniendo importancia en zonas económicamente deprimidas de otras partes del Mundo (Roothaert & Franzel 2001). El empleo de setos vivos y árboles para delimitar tierras de cultivo y prados fue habitual en las regiones atlánticas de Europa dando origen a un paisaje típico compuesto de pequeñas

parcelas irregulares conocido como "bocage". En las últimas décadas se ha producido un retroceso de este tipo de paisaje debido a las políticas de concentración parcelaria. Sin embargo, en algunas regiones europeas se está promoviendo su conservación y recuperación debido a sus múltiples ventajas sobre el mantenimiento de la diversidad ecológica, ya que funcionan como corredores biológicos, su gran capacidad de resiliencia y por actuar como freno de plagas y de erosión edáfica e hídrica (Soltner 1995; Baudry & Jouin 2003; Antoine & Marguerie 2008).

En cuanto a la elaboración de útiles y herramientas, tanto en Galicia como en el País Vasco era habitual que los cestos se elaborasen con varas de sauce y con tiras de madera de otras especies arbóreas, como castaño, avellano, roble o cerezo. Por su parte, la elaboración de calzado con maderas procedentes de especies como el haya, el aliso, el abedul y el falso plátano era usual en Galicia, mientras que en las zonas estudiadas del País Vasco prácticamente no se realizaba este tipo de aprovechamiento.

En los dos estudios comparados, la media de edad de los informantes es elevada, cercana a los 70 años, y se constata la pérdida casi por completo del uso tradicional de las plantas documentadas, constituyendo la memoria de las personas mayores el último recurso documental (inmaterial) a través del que se constata la utilización de las especies tratadas.

A modo de conclusión, se comprueba que los bosques suponían una fuente importante de materias primas con las que los pobladores locales de las áreas referenciadas cubrían muchas de sus necesidades. Esta pequeña parte de la sabiduría popular que nosotros hemos recogido y que nuestros interlocutores a su vez han recibido de sus mayores, da fe de que los habitantes del medio rural eran personas verdaderamente expertas en cuanto al conocimiento de las propiedades y posibilidades de uso de muchos de los elementos vegetales de su entorno. Sin embargo, la cadena de transmisión de este vasto conocimiento se puede considerar prácticamente interrumpida en la mayor parte de las áreas rurales de los países industrializados debido, principalmente, al éxodo demográfico que se viene registrando desde mediados del pasado siglo, a lo que se podría sumar el efecto pernicioso, en su vertiente homogeneizadora y simplificadora así como devaluadora del conocimiento local, vinculado al fenómeno de la "globalización" en la que estamos sumidos.

Bibliografía

- Aceituno, L. (2002). Estudio etnobotánico y agroecológico de la Sierra Norte de Madrid. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias.
- AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente)(2006). European Forest Type: categories and types for sustainable forest management reporting and policy. EEA Technical Report nº 9. Copenhagen. Denmark.
- Akelere, O. (1993). Las plantas medicinales: un tesoro que no debemos desperdiciar. Foro Mundial de la Salud. 14: 390-395.
- Alexiades, M. (1996). Selected Guidelines for Ethnobotanical Research: A Field Manual. New York Botanical Garden. New York.
- Anllo, J. (2011). Estudio etnobotánico de la Comarca de Terra Chá. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Antelo, P. & Patiño, X. (1993). Plantas medicinales. Editorial Ir Indo. Vigo.
- Antoine, A. & Marguerie, D. (2008). Bocage & Sociétés. Press Universitaire de Rennes. Rennes.
- Balick, M.J., Elisabetsky, E. & Laird, S. (Eds.) 1996. Medicinal Resources of the Tropical Forest: Biodiversity and its Importance to Human Health. Columbia University Press. New York.
- Baudry, J. & Jouin, A. (2003). De la haie aux bocages. Organization, dynamique et gestion. INRA Editions. Paris.
- Begossi, A., Hanazaki, N. & Tamashiro J.Y. (2002). Medicinal plants in the Atlantic Forest (Brazil): knowledge, use, and conservation. Human Ecology. 30, 3: 281-299.
- Benz, B.F., Cevallos, J., Santana, F., Rosales, J. & Graff, M. (2000). Losing knowledge about plant use in the Sierra at the Manantlan Biosphere Reserve, Mexico. Economy Botanic. 54: 183-191.
- Blanco, E. 1996. El Caurel, las plantas y sus habitantes. Fundación Caixa Galicia. La Coruña.
- Bouhier, A. (1979): La Galice: essai géographique s'analyse e d'interpretation d'un vieux complexe agraire, 2 vols. La Roche-sur-Yon (Vendée), s.n. (Imp. Yonnaise),
- Caniago, I. & Siebert, S. (1998). Medicinal plant, ecology knowledge and conservation in Kalimantan, Indonesian. Economy Botanic. 52, 3: 229-250.
- Chadwick, D. & Marsh, J. (1994). Ethnobotany and the search for new drugs. John Wiley & Sons. Chichester.
- Cherukat, C., Frisk, T. & Campos, J. (1996). Desarrollo de los productos forestales no madereros en América Latina y el Caribe. FAO, Serie Forestal, 5. Roma.
- Coll, S. & Sudriá, C. (1987). El carbón en España 1770-1961. Una historia económica. Turner. Madrid.
- Cotton, C.M. (1996). Ethnobotany: principles and applications. John Wiley & Sons. Chichester.
- Cunningham, A.B. (1996). Professional ethics and ethnobotanical research. En: M. Alexiades (Ed.): Selected Guidelines for Ethnobotanical Research: A Field Manual. New York Botanical Garden. Nueva York.
- Cunningham, A.B. (1997). An Africa-wide overview of medicinal plant harvesting, conservation and healthcare. En: G. Bodeker, & P. Vantomme (Eds.): Medicinal plants for Forest Conservation and Healthcare. Non-wood forest products. Nº 11. FAO. Roma.

- Etkin, N. (1986). Multidisciplinary perspectives in the interpretation of plants uses in indigenous medicine and diet. En: N. Etkin (Ed.): *Plants in indigenous medicine and diet: biobehavioral approaches*, Redgrave. Nueva York.
- Falconer, J. (1990). The major significance of 'minor' forest products: the local use and value of forests in the West African humid forest zone. *Community Forestry. Note 6*. FAO, Rome.
- FAO. (2006). Evaluación de los recursos forestales mundiales. Hacia la ordenación forestal sostenible. Roma.
- Farnsworth, N.R. & Soajerto, D.D. (1991). Global importance of Medicinal Plants. En: O. Akelere, V. Heywood, & H. Synge (Eds.): *The conservation of medicinal plants: proceedings of an International Consultation*. Cambridge University Press. London.
- Gómez-Veloz, A. (2002). Plant use knowledge of the Winikina Warao. The case for questionnaires in ethnobotany. *Economic Botany*. 56: 231-242.
- González-Hernández, M.P., Romero, R., Rodríguez Guitián, M.A. & Rigueiro, A. (2004). Medicinal use of some plants in Galicia (NW Spain). *Acta Horticulturae (ISHS)*. 629: 63-75.
- Katewa, S., Chaudhary, B & Jain, A. (2004). Folk herbal medicines from tribal area of Rajasthan, India. *Journal of Ethnopharmacology*. 92: 41-46.
- Latorre Catalá, J.A. (2009). Estudio etnobotánico de la provincia de La Coruña. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. Facultad de Farmacia.
- Lis Quibén, V. (1949): *Medicina Popular en Galicia*. Reedición 1980. Ed. Akal. Madrid.
- Lisón Tolosana, C. (1974). *Antropología cultural de Galicia*. Ed. Siglo XXI. Madrid.
- Lisón Tolosana, C. (1987). *Brujería, estructura social y simbolismo en Galicia*. Ed. Akal. Madrid.
- Maffi, L. (2001). *On Biocultural Diversity: Linking language, knowledge and the environment*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- Martin, G.J. (1995). *Ethnobotany a methods manual*. Chapman and Hall. London.
- Merino, B. (1901-1903). *Viajes de herborización por Galicia*. Edición facsímil de artículos aparecidos en la revista *Razón y Fé* en los años 1900 y 1903. Seminario de Estudios Gallegos (1987). Ed. do Castro. Sada. A Coruña.
- Merino, B. (1905-1909). *Flora descriptiva e ilustrada de Galicia (1905-1909)*. 3 volúmenes. Tipografía Galaica. Santiago.
- Mishra, S.K. (2002). Ayurveda, Unani and Siddha systems: An overview and their present status. En: B.V. Subbarayappa (Ed.): *Medicine and Life Sciences*. New Delhi.
- Morales R, Tardío J, Aceituno L, Molina M. & Pardo-de-Santayana, M. (2011). "Biodiversidad y Etnobotánica en España". En: J.L. Viejo-Montesinos (Ed.): "Biodiversidad. Aproximación a la diversidad botánica y zoológica de España". Real Sociedad Española de Historia Natural. Madrid.
- Mosquera, M.R., McAdam, J.H., Romero, R., Santiago, J.J. & Rigueiro, A. (2009). Definitions and components of Agroforestry Practices in Europe. En: A. Rigueiro, J.H. McAdam, & M.R. Mosquera (Eds.): *Agroforestry in Europe*. Springer.
- Nielsen, E. & Rice, R. (2004). Sustainable forest management and conservation incentive agreements. *International Forestry Review* 6: 56-60.
- Panayotou, T. & Ashton, P.S. (1992). *Not by timber alone: economics and ecology for sustaining tropical forests*. Washington, D.C.-Covelo. California. Island Press.
- Pardo de Santayana, M. (2008). *Estudios etnobotánicos en Campoo (Cantabria)*. Conocimiento y uso tradicional de las plantas. Biblioteca de Ciencias 33. CSIC. Madrid.
- Pettenella, D. & Kloehn, S. (2007). *Mediterranean mushrooms: how to market them*. En: N. Berrahmouni, X. Scute, P. Regato & C. Stein (Eds.): *Beyond Cork a wealth of resources for people and nature*. WWF Mediterranean and IPADE.
- Pettenella, D., Ciccicarese, L., Dragoi, S., Hedeius, A., Hingston, A., Klön, J., Matilainen, X., Psavec, S. & Thorfinnsson, T. (2006). NWH&S marketing: lessons learned from case studies in Europe. En: A. Niskanen (Ed.): *Issues affecting enterprise development in the forest sector in Europe*. Research Notes 169. Faculty of Forestry. University of Joensuu.
- Pimentel, D., McNair, M., Back, L., Pimentel, M. & Kamil, J. (1997). The value of forests to world's food security. *Human ecology* 25: 92-120.
- Prance, G. (1991). What is the ethnobotany today? *Journal of Ethnopharmacology*. 32: 209-216.
- Raja D, Blanche, C. & Vallés J. (1997). Contribution to the knowledge of the pharmaceutical ethnobotany of the La Segarra region (Catalonia, Iberian Peninsula). *Journal of Ethnopharmacology* 57: 149-160.
- Ramil Rego, P. & Fernández Rodríguez, C. (1999): La explotación de los recursos alimenticios en el noroeste ibérico. En: M.V. García Quintela: *Mitología y mitos de la Hispania Prerromana*, III: 296-342. Ediciones Akal. Madrid.
- Rao, M.R., Palada, M.C. & Becker, B.N. (2004). Medicinal and aromatic plants in agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61: 107-122.
- Romero, R. & Rodríguez Guitián, M.A. 2011. Aproveitamentos tradicionais dos faias. En: A. Rigueiro Rodríguez & M.A. Rodríguez Guitián (Coords): *Os faias de Galicia*. Ecoloxía e valor ambiental: 420-447. IBADER-Horreum. Lugo.

- Roothaert, R.L. & Franzel, S. (2001). Farmer's preference and use of local fodder trees and shrubs in Kenya. *Agroforestry Systems*. 52, 3: 239-252.
- Ruiz, M., García, C. & Sayer, J.A. (2007). Los servicios ambientales de los bosques. *Ecosistemas* 16(3): 81-90.
- San Miguel, E. (2007). Etnobotánica del Concejo de Piloña. Red de Museos Etnográficos de Asturias y Gijón.
- Sarmiento, M. (1759). Disertación sobre las eficaces virtudes y uso de la planta llamada carqueixa. Imprenta de Hilario Santos. Madrid.
- Soltner, D. (1995). L'arbre et la haie. Collection Sciences et techniques agricoles. Angers.
- Tabuti, J.R., Lye, K.A. & Dhillon, S. (2003). Traditional herbal drugs of Bulamogi, Uganda. Plants, use and administration. *Journal of Ethnopharmacology*. 88: 19-44.
- Tyler, V. (1967). Natural products and Medicine. An overview. En: J. Cracraft, & E.F. Grifo (Eds.). *The living Planet. Biodiversity Science and Policy in Crisis*. Columbia University Press. New York.
- Vantomme, P., Markkula, A. & Leslie, R.N. (2002). Non-Wood Forest Products in 15 Countries of Tropical Asia. An Overview. FAO. Bangkok. <http://www.fao.org/docrep/005/ab598c00.htm>
- Villar, L. (1997). Panorámica de la etnobotánica en España (Pirineos y Noroeste Peninsular). *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba*. 5:165-167.
- Wunder, S. (2005). Paymenes for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper 42. Center for International Forestry Research. Jakarta. Indonesia.
- Zapata, L. & Peña, L. (2003). Uso y gestión del bosque en la Euskal Herria atlántica: aprovechamiento tradicional de los recursos forestales en Encartaciones y Gorbea. *Zainak*. 22: 155-169.

J. Gaspar Bernárdez Villegas · Antonio Rigueiro Rodríguez

Árbores e formacións senlleiras en Galicia (NW España)

Recibido: 19 Novembro 2011 / Aceptado: 1 Marzo 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumo Coa recente actualización do Catálogo Galego de Árbores e Formacións Senlleiras son 147 árbores e 31 formacións as que integran dito catálogo. Posiblemente sexan as mellores representacións de cada especie a nivel galego. Diversos estudos foron revisados durante o proceso de catalogación, ademais de levar a cabo un intenso traballo de campo, no marco dun convenio de colaboración entre a Universidade de Santiago de Compostela e a Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia, para localizar, estudar e medir os exemplares que foron propostos para a súa inclusión no catálogo oficial por distintas persoas e institucións, o que nos obrigou a recorrer gran parte do territorio galego en busca das nosas mellores representacións arbóreas. Son moitos os elementos estudados que quedaron fóra do catálogo para non facelo demasiado grande, seguramente algúns entrarán a formar parte do mesmo en futuras actualizacións, pois trátase dun catálogo aberto do que caerán exemplares, se morren ou se deterioran, e entrarán outros. Os estudos realizados neste tempo amosan que en Galicia existen centos de exemplares que serán merecedores de entrar no catálogo en próximas revisións.

Palabras clave árbores monumentais, formacións senlleiras, catálogo

Abstract With the recent update of the Galician Catalogue of Trees and singular formations are 147 trees and 31 formations which make up the catalog. They may be the best representations of each species at Galicia. Numerous studies were reviewed during the cataloging process, was also carried out an intensive field work by University of Santiago technicians in collaboration with the Directorate General of Nature Conservation to locate, study and measure the exemplars proposed by individuals and institutions. It was prospected most of the territory in search of our best performances of trees. There are a lot of big trees that have been left out of the catalog, surely some will become part of it in future updates, as this is an open catalog that will fall some copies and enter another. Studies at this time show that in Galicia there are hundreds of exemplars to be worthy of entry into the catalog in future revisions.

Key words monumental trees, singular formations, catalogue.

Limiar

O pasado día 13 de outubro de 2011, o Diario Oficial de Galicia (DOG 196) publicou a orde pola que se amplía o Catálogo Galego de Árbores e Formacións Senlleiras. Cos exemplares incorporados nesta ampliación son xa 147 árbores e 31 formacións as que conforman o catálogo. Hai que remontarse moito máis atrás no tempo na busca dos inicios da preocupación polo patrimonio vexetal singular de Galicia. Tal vez unha das primeiras persoas interesadas no coñecemento das árbores senlleiras de Galicia foi o Enxeñeiro de Montes D. Rafael Areses Vidal (Tui, 1878-1953) que dedicou gran parte da súa vida profesional ao estudo e introdución de arborado exótico en Galicia desde o seu Viveiro Forestal de Areas (Tui). Froito deste enorme labor investigador é o Parque Natural do Monte Aloia, declarado Sitio de Interese Natural en 1935 e Parque Natural en 1978, sendo o primeiro en Galicia (Decreto 3160/1978), espazo empregado durante anos por Areses como campo de probas para a posterior introdución de especies exóticas nos montes galegos. Pero máis aló do

seu labor de campo, Areses deixounos moitos manuscritos nos que fai referencia ao arborado singular na Galicia daquela época, mágoa que a idade non lle permitira rematar un dos seus soños, a obra “*Nuestros Parques y Jardines. Contribución al Conocimiento de las Plantas Exóticas Cultivadas en España. Galicia*”, xa que soamente chegou a publicarse o tomo relativo á Provincia de Pontevedra (Areses 1953), no que xa cita algunhas das árbores incluídas hoxe no catálogo, como os taxodios ou cipreses calvos dos Xardíns de Artime (Vilagarcía de Arousa, Pontevedra), sobre os que comenta: “*Hay más de un ejemplar en la región, pero en la provincia no los vi más que en el paseo de entrada a la finca que los señores Martínez tienen en Villagarcía frente a la Playa de Compostela y en el parque del Pazo el Castriño*” (Areses 1953), o exemplar máis salientable aparece nunha fotografía, o pé indica que xa entón o fuste medía 6 metros de perímetro, hoxe, case 60 anos máis tarde, posúe un perímetro basal de 7,45 metros, pero o máis destacable é que se trata da única localización en Galicia na que atopamos taxodios monumentais, xa que outro taxodio catalogado (Xunta de Galicia 1985), nos xardíns do edificio de Segundina Calvo, en Vedra (A Coruña), morreu fai tempo.

Antecedentes

Repasaremos a historia máis recente da catalogación arbórea galega. Corría o ano 1984 cando a Dirección Xeral do Forestal e do Medio Ambiente Natural da Consellería de Agricultura, Pesca e Alimentación da Xunta de Galicia encargou a realización dun “Inventario de árbores sobresalientes de Galicia” á consultora madrileña Projari S.A.; o inventario foi realizado por un biólogo e un enxeñeiro de montes (Rodríguez & Izco 2003) e o resultado foi a catalogación de 260 monumentos vexetais, 102 na provincia de A Coruña, 49 na de Lugo, 39 na de Ourense e 70 na de Pontevedra. Varios dos exemplares incluídos nese inventario forman parte do actual e moitos xa desapareceron. Os autores do traballo deixaron constancia dos atrancos cos que se atoparon para conseguir información e do escepticismo, temores e cautelas de moitos propietarios (Rigueiro et al. 2008).

En 1999 o Servizo de Publicacións da Deputación Provincial de Pontevedra publica o libro “*A Finca do Castelo de Soutomaior. Guía Botánica*” (Rigueiro & Fernández, 2001), no que inclúen 149 especies entre árbores e arbustos, ademais de describir minuciosamente as variedades de roseiras, froiteiras e cultivares de camelias presentes nos xardíns da residencia. Todas as árbores da finca do Castelo de Soutomaior incluídas no actual catálogo oficial (araucaria araucana, camecáparis de Lawson, criptomeria e secuioia vermella) estaban xa citadas naquel traballo e outras tantas poden formar parte do catálogo no futuro, pois a colección botánica que alí se agocha é espectacular.

No ano 2000 a Xunta de Galicia declara Monumento Natural o Souto da Retorta ou Eucaliptal de Chavín (Decreto 77/2000, de 25 de febreiro), plantación de eucaliptos realizada entre os anos 1880 e 1912 (Rodríguez & Izco, 2003) nun enclave ideal para o seu rápido desenvolvemento, xa que o souto, de 1 ha de extensión aproximadamente, atópase preto do litoral entre o río Landro e unha canle derivada deste curso fluvial, polo que moitos dos exemplares superan os 60 metros de altura e posúen perímetros normais que na maior parte dos casos superan os 6 metros. Entre todos eles destaca “O Avó” coa base formada por grosos contrafortes cun perímetro de 11 m, reducíndose ata os 7,90 m á altura do peito. Está redución do diámetro do tronco en tan pouca altura axúdanos a comprender a forma da base do fuste, que semella unha pata de elefante, engrosándose rapidamente ao achegarnos ao solo. Medra en espesura, o que favorece a poda natural, non aparecendo a primeira rama ata 17,70 m de altura, acadando a árbore unha altura total de 71,40 m, dimensión que o converte nun dos eucaliptos de maior talla de Europa, de feito fai moi pouco tempo que se descubriu quen lle arrebatou esta honra, trátase dun “carri” (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) situado na Mata Nacional de Vale de Canas en Coimbra (Portugal), que acada os 72 m de altura. Desgraciadamente o avó está doente e, aínda que se está tratando de salvalo, o seu aspecto decadente nos últimos tempos fainos presaxiar o peor.

Outro Monumento Natural declarado na mesma data é a Fraga de Catasós (Decreto 76/2000, de 25 de febreiro), formación mixta de carballos e castiñeiros de orixe antrópica, plantados a finais do S. XIX polos antigos

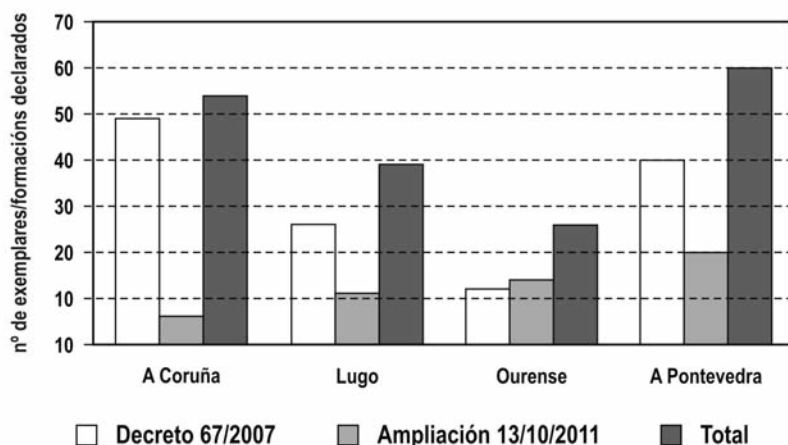


Figura 1. Distribución de exemplares/formacións por provincias

proprietarios do Pazo de Quintela. O máis destacado do grupo de castiñeiros son os seus portes íntegros, non modificados polas podas e demoucas, o que lles valeu a declaración de exemplares únicos pola FAO en 1954 por posuír os fustes máis altos e o mellor porte forestal de Europa. A súa presenza no medio dunha carballeira é determinante para entender a súa configuración, con corpulentos troncos que ascenden con dereitura e verticalidade, sostendo arquitecturas copais alongadas e de volumes minguados pola notable competencia espacial e lumínica á que están sometidos, adoptando portes maxestosos e señoriais, a expresión máis fermosa do castiñeiro como árbore forestal, según D. Ernesto Viéitez (1992).

O último Monumento Natural declarado no ano 2000 foi o Souto de Rozabales (Decreto 78/2000, de 25 de febreiro). Trátase dun conxunto de castiñeiros con troncos de grandes dimensións que permanecen sen ramificar ata 2-3 m de altura, onde se forma a cruz e comeza a formarse a copa, que se renova cada poucos anos para aproveitar a leña e a madeira e, sobre todo, para favorecer unha boa produción de castañas de bo calibre (figura 2). Foron plantados en ringleiras que aínda se aprecian e, en xeral, gozan dun estado de saúde bastante bo, entre outras razóns porque a altitude e o clima limitan a incidencia dos fungos causantes da doenza da tinta (*Phytophthora* spp.) e do chancro, *Cryphonectria parasitica* (Murrill) M. E Barr. Entre todos os castiñeiros presentes no souto destaca un, o Castiñeiro de Pumbariños, con algo máis de 12 m de perímetro basal e unha idade próxima os 1000 anos (Domínguez Lerena 2007), convertíndose así nun dos exemplares mais vellos de Galicia e posiblemente de todo o estado español.



Figura 2. Souto de Rozabales (Manzaneda, Ourense)

En 2001 o Concello de Vigo publica a obra “Catálogo de árbores singulares do Concello de Vigo” (Fernández & Rigueiro 2001), obra na que se citan 4259 exemplares de 226 especies e 12 híbridos diferentes. Algúns destes exemplares forman parte do actual catálogo oficial, entre

eles podemos destacar a Oliveira do Paseo de Alfonso XII, os Tulipeiros de Virxinia do Pazo de Castrelos ou as Casuarinas da Alameda da Praza de Compostela.



Figura 3. Castiñeiro de Pumbariños (Manzaneda, Ourense)

En 2001 apróbase tamén a Lei 9/2001 de Conservación da Natureza, que no Artigo 52 xa fala do “Catálogo Galego de Árbores Senlleiras”, no que se inclúen “aqueles exemplares ou rodaís cuxa conservación sexa necesario asegurar polos seus valores ou intereses naturais, culturais, científicos, educativos, estéticos ou paisaxísticos”. No ano 2002 a Asociación Xuvenil de tempo libre *Croio* edita o libro “Narón en Verde” no que recollen os principais elementos arbóreos do Concello de Narón. Nesta publicación cítase a magnolia de Santa Rita, situada no antigo cuartel da Garda Civil e que pode ser a máis vella de Galicia, pois supónse que foi plantada en 1795 por un matrimonio de orixe francés (Rodríguez & Izco 2003). Na actualidade esta magnolia posúe un perímetro normal de 6,15 m e unha altura de 21 m (Rigueiro et al. 2008) (figura 5). Carlos Rodríguez Dacal e Jesús Izco Sevillano publican en 2003 o libro “Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia” no que fan referencia a 345 exemplares arbóreos, 124 na provincia de A Coruña, 63 na de Lugo, 34 na de Ourense e 124 na de Pontevedra. A maior parte dos monumentos arbóreos identificados atópanse en Pazos, Mosteiros, Castelos e outros lugares de interese cultural de Galicia, aínda que tamén inclúen algúns exemplares situados en espazos naturais.

En 2006 publícase o libro “Árboles Singulares de España”, no que se recollen as mellores representacións arbóreas do territorio español. Un capítulo é dedicado a Galicia (Rigueiro 2006) e nel descríbense exemplares de tanta importancia como o ciprés de Samos (Samos), a sobreira de Santiorxo (A Pobra do Brollón), o castiñeiro de Baamonde (Begonte), o eucalipto de Reimunde (Foz) ou a aciñeira de Cobas (Rubiá), entre outras.



Figura 4. Magnolia grandiflora de Santa Rita (Narón, A Coruña)



Figura 5. Carballa da Rocha (Rairiz de Veiga, Ourense)

O Concello de Pontevedra publicou no ano 2006 un libro dedicado ao carballo da Capela de Santa Margarida (Rodríguez Dacal, 2006), no que se recolle a historia deste monumental carballo, único supervivente da época da Carballeira dos Gafos. Xa en 2007 a Xunta de Galicia declara Monumento Natural a carballa da Rocha, en Rairiz

de Veiga, Ourense, árbore vigorosa que se atopa en bo estado de conservación e goza de boa saúde, aínda que presenta sinais de podrencias e desprendemento de pólas, ademais dalgunhas ramiñas secas. Recuperouse ben da última demouca, hai uns 50 anos, e das queimaduras producidas por un raio. É un carballo moi coñecido e apreciado na zona pola súa idade, dimensións e fermoso porte, e foi incluído recentemente no escudo oficial do concello de Rairiz de Veiga. Crece nunha finca convivindo con outros carballos centenarios, dando sombra o conxunto aos romeiros que acoden cada 24 de setembro á popular romería de Nosa Señora da Saínza (Rigueiro et al. 2008).

O 22 de marzo de 2007 o Diario Oficial de Galicia publica o decreto da Xunta de Galicia (Decreto 67/2007) polo que se crea o “Catálogo Galego de Árbores e Formacións Senlleiras”, incluíndo nun anexo 106 árbores e 21 formacións senlleiras. 49 na provincia de A Coruña, 26 na de Lugo, 12 na de Ourense e 40 na de Pontevedra. Os criterios tidos en conta para seleccionar os exemplares que se incluíron no catálogo oficial foron os seguintes:.

Morfoloxía, biometría e produtividade.

- Morfoloxía e beleza: porte, textura ou arquitectura da parte leñosa, estrutura e colorido da follaxe.
- Dendrometría: dimensións destacadas (altura total, altura ata a ramificación, circunferencia normal e basal do tronco, diámetro da copa).
- Produción de madeira, cortiza, froitos, etc.
- Idade: valor relativo, en función da lonxevidade da especie.

Singularidade taxonómica, biolóxica, corolóxica, ecolóxica ou paisaxística.

- Rareza taxonómica.
- Área reducida, distribución puntual ou área marxinal.
- Condición de endemismo, subendemismo, reliquia ou relicto.
- Especie ameazada.
- Exotismo da especie.
- Hábitat pouco habitual.
- Integración en paisaxe sobresaínte.

Valor histórico, cultural, relixioso, popular, simbólico ou didáctico.

- Relación con eventos históricos.
- Vinculación co folclore e con eventos populares (feiras, festas, peregrinacións, etc.)
- Carácter simbólico.
- Presenza en obras artísticas.
- Citas literarias.
- Relación con bens de interese cultural.
- Integración en espazos naturais protexidos.

Valor científico.

- Dendrocronoloxía.
- Árbores *plus* fonte de recursos fitoxenéticos.
- Importancia botánica.
- Lonxevidade e estratexias de supervivencia.
- Resistencia a pragas e enfermidades.
- Contribución á conservación da diversidade biolóxica animal.

No ano 2008 a Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Xunta de Galicia edita o libro “*Árbores e Formacións Senlleiras de Galicia*” (Rigueiro et al. 2008), no que se describen e fotografan as árbores e formacións de dito catálogo. A Deputación de Pontevedra publicou no ano 2010 un libro monográfico sobre o carballo do Viño ou carballo do Pelete (Rodríguez Dacal, 2010), dedicado á vida e historia dese monumental carballo que medra nas terras de A Lama, Pontevedra.

A ampliación do catálogo

O 13 de outubro de 2011 (DOGA 196, 2011) a Consellería do Medio Rural da Xunta de Galicia publica a orde pola que se actualiza o Catálogo galego de árbores senlleiras; nesta ampliación recóllense 41 novas árbores e 10 novas formacións, 6 na provincia de A Coruña, 11 na de Lugo, 14 na de Ourense e 20 na de Pontevedra. Para a actualización do catálogo levouse a cabo un dilatado traballo de campo no que se revisaron cerca dun milleiro de exemplares nas catro provincias galegas. Para a localización de monumentos até ese momento descoñecidos abriuse un proceso de participación pública ao que acudiron distintas institucións, asociacións ecoloxistas, grupos de montañismo, axentes forestais, universidades e particulares que fixeron propostas de inclusión de exemplares no catálogo. As solicitudes foron avaliadas polo Comité das Árbores Senlleiras da Dirección Xeral de Conservación da Natureza, órgano consultivo e de asesoramento creado no Decreto de 2007 cuxa composición é a seguinte:

- O Presidente será o Director Xeral de Conservación da Natureza.
- Un representante da Dirección Xeral de Conservación da Natureza que actuará como secretario.
- Un representante da Dirección Xeral de Patrimonio Cultural.
- Un representante da Dirección Xeral de Montes e Industrias Forestais ou órgano que assuma as súas competencias.
- Un representante de cada unha das tres Universidades Galegas que elas mesmas designen.
- Un representante do Centro de Investigacións Forestais de Lourizán.

- Un representante das asociacións que teñan como finalidade a protección, conservación ou divulgación das árbores senlleiras.

- O experto ou expertos que a Dirección Xeral de Conservación da Natureza considere necesarios.

Varios exemplares incluídos na ampliación do catálogo xa estaban citados en algún dos traballos antes comentados, é o caso, entre outros, do carballo de Portacal (Sobrado dos Monxes, A Coruña), carballo de Luxís (Castro de Rei, Lugo) ou as tileiras prateadas da igrexa de San Domingos (Ribadavia, Ourense). Outros, sen embargo, son auténticos descubrimentos, a colaboración das distintas institucións e particulares foi fundamental para localizar exemplares tan impresionantes como o teixo de Cereixido (Quiroga, Lugo), situado a carón do portal de entrada á igrexa parroquial, cun perímetro basal de 7,80 m e unha forma moi característica, bifurcado case desde a base, onde amosa un enorme burato, os brazos, con perímetros de máis de 3 e 5 m, ramifícanse profusamente formando unha copa globosa e de grandes dimensións (Rigueiro et al. 2008). No Coto de Xares, que inclúe arredor de 20.000 ha nos montes ourensáns do concello de A Veiga atopamos o mellor conxunto de bidueiros de Galicia. Trátase duns 20 exemplares situados nunha zona alta (1.318 m.), con grandes contrafortes e engrosamentos basais, pasando de perímetros basais superiores a 5 m a 2 m á altura do peito; as copas son bastante irregulares pola proximidade entre os pés, pero sen dúbida son espectaculares.

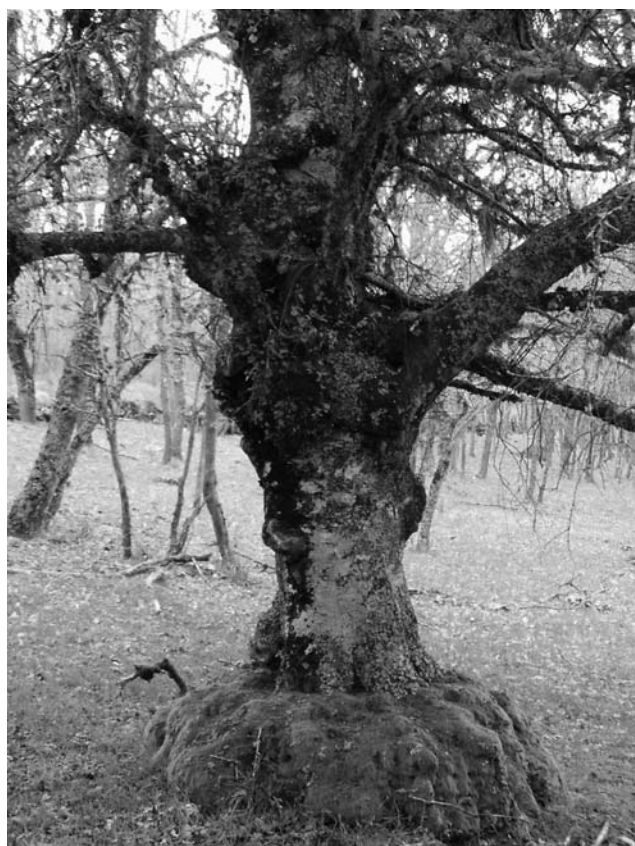


Figura 6. Bidueiro no Coto de Xares (A Veiga, Ourense)

De castiñeiros revisamos case 200 exemplares senlleiros, espallados por toda a xeografía galega, case todos terían sido catalogados en calquera outra Comunidade Autónoma, pero a nómina de castiñeiros monumentais galegos é elevada e precisamente por iso os requisitos esixidos a esta especie para entrar no catálogo son altos. Tódolos exemplares incluídos na ampliación teñen un perímetro normal arredor dos 10 m e soen ser bos produtores de froito. Destaca o castiñeiro de Pexeiros (Os Blancos, Ourense), sen dúbida a mellor representación galega da especie, mérito que comparte co castiñeiro de Pumbariños, no concello tamén ourensán de Manzaneda. De porte esvelto e de grandes dimensións (perímetro basal: 14,8 m) non ten ningún problema en aparencia, nin fisuras, nin ocos nin podremias; a súa copa é aberta e equilibrada e tal vez o único inconveniente sexa a súa localización, xa que medra nun valado, pero non parece correr perigo.



Figura 7. Castiñeiro de Pexeiros (Os Blancos, Ourense)



Figura 8. Nogueira de Licín (O Saviñao, Lugo)

Outro exemplar excepcional é a nogueira de Licín (O Saviñao, Lugo), de grandes dimensións (perímetro basal 8,55 m e perímetro normal 7,60 m), con fuste completamente fendido e con moi pouca madeira. A copa amosa un par de ramas que son as que o manteñen con vida. O seu estado sanitario non parece bo, pero é un dos mellores representantes da especie en Galicia, polo que é moi importante a súa conservación.

Tamén extraordinaria é a dicksonia do Pazo de Santa Cruz de Ribadulla (Vedra, A Coruña), pteridófito de porte arbóreo e excepcionais dimensións (5,2 m de altura e 2,45 m de perímetro basal), atópase sobre un cúmulo de terra e co fuste algo inclinado e suxeito por 3 estacas de madeira, coa base cuberta polos restos das frondes que foron caendo co paso dos anos.

Grandes ausentes

No catálogo botamos en falta algúns exemplares notables que agardamos poidan pasar a formar parte do mesmo en futuras ampliacións. É o caso das secuioas de Massó (Bueu, Pontevedra), grupo de 9 secuioas próximas aos 80 anos e de grandes dimensións, acadando o exemplar máis grande 46,6 m de altura e 7 m de perímetro basal. Tras consultar varios catálogos de outras Comunidades Autónomas seguramente nos atopemos ante a secuioa de maior altura de España, e sen dúbida ante o mellor grupo, xa que hai outros exemplares de 44 m de altura no mesmo conxunto. Tamén merece, ao noso entender, estar no catálogo o rebolo ou cerquiño de Queguas (Entrimo, Ourense), de tronco robusto e de grandes dimensións, cun perímetro basal de 5,30 m, que soamente se reduce ata 4,65 m na circunferencia normal. Comezan as primeiras ramificacións a 2,80 m de altura sobre do chan, que se volven ramificar para configurar unha copa ampla, sana, regular e de gran vigor. É estraño o caso deste exemplar, xa que está recollido na publicación que a Consellería do Medio Rural editou sobre o catálogo (Rigueiro et al. 2008) e sen embargo non aparece na ampliación, seguramente por problemas á hora de identificar ao seu propietario.

O salgueiro da illa de Cortegada (Ría de Arousa, Pontevedra) é o de maiores dimensións entre os salgueiros negros coñecidos en Galicia (máis de 5 m de perímetro basal); a pesares diso non está incluído no catálogo polo seu deficiente estado sanitario (Bernárdez et al. 2011).

O amieiro da Fervenza é un exemplar de ameneiro de grandes dimensións que medra no concello lucense de O Corgo, na beira do río Miño, nunha paisaxe privilexiada e a carón do complexo de turismo rural e etnográfico da Fervenza. Ten un perímetro normal de 4 m e unha altura de 15,50 m, cunha idade próxima aos 150 anos. Destaca polo seu único fuste, de gran envergadura (Domínguez, 2008).

Bótanse en falta tamén algunhas das formacións arbóreas máis características de Galicia, como os faiais situados na cabeceira do val de Fonteformosa (Pedrafita do Cebreiro, Lugo), con exemplares de faia de ata 24 m de altura e

considerada por algúns autores as representacións máis puras de faiais de Galicia (Izco et al. 1985); o aciñeiral de Cruzul (Becerreá, Lugo), localización setentrional e eurosiberiana desa comunidade (Rigueiro et al. 2005); ou a Laureda da Illa de Cortegada (Ría de Arousa,

Pontevedra), cuxa orixe parece derivar do espallamento dos loureiros que facían de sebes entre os terreos de cultivos abandonados durante a expropiación da illa para a posterior doazón ao Rei Alfonso XIII en 1907 (Bernárdez et al. 2011).



Figura 9. Cerquiño de Queguas (Entrimo, Ourense)



Figura 11. Carballo híbrido da Praza do Campo de Quindous (Cervantes, Lugo)



Figura 10. Faial do Tarín, Fonteformosa (Pedrafita do Cebreiro, Lugo)

Lugar	Concello	Provincia	Nº de árbores
Pazo de Santa Cruz	Vedra	A Coruña	10
Pazo de Lourizán	Pontevedra	Pontevedra	6
Pazo de Mariñán	Bergondo	A Coruña	5
Xardín Artístico de Padrón	Padrón	A Coruña	5
Pazo de Oca	A Estrada	Pontevedra	4
Castelo de Soutomaior	Soutomaior	Pontevedra	4
Pazo de Rubiáns	Vilagarcía de Arousa	Pontevedra	4
Pazo de Castrelos	Vigo	Pontevedra	4

Tabla 1. Lugares de Galicia con maior representación de arborado monumental

Algún erro no catálogo

Detectouse algún erro de identificación nalgún dos exemplares do catálogo publicado en 2007, por exemplo o citado como carballo albar, *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., da Praza do Campo de Quindous (Cervantes, Lugo) corresponde en realidade ao híbrido *Q. x rosacea* Bechst., cruce natural entre o carballo albar e o carballo (*Q. robur* L.).

Os que xa non están

Entre os exemplares publicados no catálogo (Decreto 67,2007) temos que lamentar a morte dunha das faias de Castrelos (Vigo, Pontevedra) e do piñeiro manso dos Candeiras (Ponteareas, Pontevedra). Máis recentemente desapareceu o chopo branco do Balneario de Cuntis (Pontevedra), derrubado por un temporal a finais de outubro de 2011; catalogado na ampliación realizada no mesmo mes de outubro (Orde do 3 de outubro de 2011), non permaneceu en pé nin un mes tras ser catalogado. Aínda que son estas malas novas, hai que recordar que se trata dun catálogo que reúne, na maior parte dos casos, exemplares de moita idade, febles e doentes, nos tramos finais das súas vidas. Ademais, trátase dun catálogo aberto, do que caerán exemplares e entrarán outros. Polos estudos que temos feito dedúcese que en Galicia existen centos de exemplares que serán merecedores de entrar no catálogo en próximas revisións.



Figura 12. Piñeiro manso de Os Candeiras (Ponteareas, Pontevedra)

Agradecementos Queremos agradecer en primeiro lugar aos propietarios dos terreos nos que medran as árbores e formacións senlleiras, por facer posible que chegaran aos nosos días, polo esmero co que coidan estes monumentos vexetais e por

permitirnos visitalos. Tamén queremos mostrar a nosa gratitude a tódalas persoas e institucións que propuxeron exemplares para ser incluídos no catálogo e á Dirección Xeral de Conservación da Natureza da Xunta de Galicia, que no marco dun convenio coa Universidade de Santiago de Compostela facilitou que puidéramos estudar con detalle o importante patrimonio natural que representan as nosas árbores e formacións senlleiras.

Bibliografía

Areses Vidal, R. (1953). Nuestros parques y jardines. Contribución al conocimiento de las plantas exóticas cultivadas en España. Galicia. Tomo I. Pontevedra. Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Madrid.

Asociación Xuvenil de Tempo Libre “CROIO” (2002). Narón Verde. Concellería de Medio Ambiente. Concello de Narón.

Bernárdez Villegas, J.G.; Blanco-Dios, J.; Mouriño Lourido, J. & Rigueiro Rodríguez, A. (2011). Flora y Vegetación del Archipiélago de Cortegada. Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Serie Técnica Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

BOE (Boletín Oficial del Estado)(1979). Decreto 3160/1978, del 4 de diciembre de 1978, por el que se declara el Parque Natural del Monte Aloia. nº 16, 18/01/1979. Madrid. España.

Diario Oficial de Galicia (2000a). Decreto 77/2000, do 25 de Febrero polo que se declara Monumento Natural o Souto da Retorta. nº 72: 403-405. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Diario Oficial de Galicia (2000b). Decreto 76/2000, do 25 de Febrero, polo que se declara Monumento Natural A Fraga de Catasós. nº 72: 400-402. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Diario Oficial de Galicia (2000c). Decreto 78/2000, do 25 de Febrero, polo que se declara Monumento Natural o Souto de Rozabales. nº 72: 406-408. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Diario Oficial de Galicia (2007a). Decreto 45/2007, do 1 de Marzo, polo que se declara Monumento Natural A Carballa da Rocha, no Concello de Rairiz da Veiga. nº 59: 4.690-4.692. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Diario Oficial de Galicia (2007b). Decreto 67/2007, do 22 de Marzo, polo que se regula o Catálogo Galego de Árbores e Formacións Senlleiras. nº 74: 6.136-6.141. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Diario Oficial de Galicia (2011). Orde de 3 de Outubro de 2011 pola que se actualiza o Catálogo Galego de Árbores Senlleiras. nº 196: 30.078-30.080. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.

Domínguez Lerena, S. (2007). Guía del Viajero. Árboles, Leyendas Vivas. Obra Social Caja Madrid.

Domínguez Lerena, S. (2008). Árboles, Leyendas Vivas II. Obra Social Caja Madrid.

- Fernández Alonso, J. & Rigueiro Rodríguez, A. (2001). Catálogo das Árbores Singulares do Concello de Vigo. Ed. Concello de Vigo.
- Izco, J., Amigo, J. & Guitián, J. (1985). Botánica. En: F. Guitián Ojea (Dir.): Estudio del Medio Natural de las montañas gallegas. I. O Caurel: 73-139. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela 102. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Santiago de Compostela.
- Leiro Lois, A., Daporta Padín, M., Caamaño Rivas, V.M., Núñez Pérez, M., Pontanilla Pérez, I., & Colazo Pazó, X. (2006). Árbores de Galiza. Promocións Culturais Galegas, S.A. A Nosa Terra.
- Rigueiro Rodríguez, A. (2004). Árboles Singulares de España (Galicia). Ed. Grupo Mundi-Prensa. Valencia.
- Rigueiro Rodríguez, A. & Fernández Alonso, J. (1999). A Finca do Castelo de Soutomaior. Guía Botánica. Servicio de Publicacións. Deputación Provincial de Pontevedra.
- Rigueiro Rodríguez, A., Blanco López, J.M., Ferreiro da Costa, J., Arlés, M., Espinosa, I., Gimero, R., Gómez, M.S., Parreño, M. & Garcés, S. (2005). Bosques Monumentales de España. Ed. Grupo Mundi-Prensa. Valencia.
- Rigueiro Rodríguez, A.; Bernárdez Villegas, J.G., Rodríguez Dacal, C. & Montero Vaz, M. A. (2008). Árbores e Formacións Senlleiras de Galicia. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.
- Rodríguez Dacal, C. (2006). O Carballo de Santa Margarida. Concello de Pontevedra.
- Rodríguez Dacal, C. (2010). El Carballo Monumental de O Pelete. Deputación de Pontevedra.
- Rodríguez Dacal, C. & Izco, J. (2003). Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia. 2 Tomos. Consellería de Cultura, Comunicación Social e Turismo. Xunta de Galicia.
- Viéitez Cortizo, E. (1992). *Pasado, Presente y Futuro del Castaño*. En: Especies Frondosas en la Repoblación en Galicia: 9-44. Servicio de Publicaciones. Diputación Provincial de Lugo.
- Xunta de Galicia (1985). Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia (Inéd.). 3 Tomos. Dirección Xeral do Forestal e do Medio Ambiente Natural. Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación. Santiago de Compostela.

Carlos Rodríguez Dacal

Carballos emblemáticos de Galicia. Mourente e O Pelete, escenarios patrimoniais modélicos

Recibido: 13 Decembro 2011 / Aceptado: 1 Febreiro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumo Pola nómina das árbores integrantes dos catálogos dendrolóxicos salientables, compre destacar, por número e calidade, o contido de carballos, máis abondoso nas listas monumentais que senlleiras, dando cabida ós exemplares e conxuntos máis reputados de Galicia. En ambos inventarios, como aspecto chamativo, é noticable a significativa contribución prestada pola provincia de Lugo, que concentra na súa xeografía territorial unha parte considerable dos representantes de maior cualificación do país. Pero do patrimonio de carballos prestixiosos, dada a súa entidade, son dignos de mención dous deles, o Carballo da Capela de Santa Margarida/Pontevedra e o Carballo Monumental de O Pelete/A Lama, destinatarios primordiais desta ponencia. A súa historia, a súa cultura, a súa botánica e a súa vida, estudadas e investigadas polo miúdo en sendos proxectos de traballo, contan con libros monográficos que descubren, describen e poñen en valor ós *quercus* no seus mundos.

Palabras chave Dendroloxía, carballos emblemáticos, árbores monumentais, etnocultura, Galicia.

Abstract Within the list of trees which make up the outstanding dendrological catalogues, it is necessary to point up, concerning its number and quality, the amount of oak trees, which are more abundant in the monumental lists than in the exceptional ones and, which constitute the examples and groups which are well-known in Galicia. In both inventories, something that draws attention and it is worth noticing, is the significant contribution given by the

province of Lugo, which concentrates in its territorial geography a considerable part of its most qualified representations all over the country. But within the patrimony of prestigious oak trees, considering their entity, two of them are due to be mentioned: the oak tree of Saint Margarida chapel/Pontevedra and the monumental oak tree from O Pelete/A Lama, main subjects of this lecture. Their history, their culture, their botany and their life, studied and investigated in detail, each one having its own project of work, have monograph books which discover, describe and value the *quercus* in their worlds.

Key words Dendrology, emblematic oaks, monumental trees, etnoculture, Galicia.

Carballos emblemáticos

O catálogo das árbores monumentais (Rodríguez Dacal & Izco, 2003), que recolle 345 representantes, entre exemplares aillados e formacións, e o catálogo das árbores senlleiras (Diario Oficial de Galicia, 2007), que tomou como modelo o das árbores monumentais, cuxo criterio selectivo restrinxiu significativamente o contido de rexistros, dan cabida a un interesante mostrario de carballos, por razóns de número e calidade, que nos serve de material de consulta de cara á toma en consideración das árbores máis emblemáticas desta especie xenuina dos lares galegos. Ambos catálogos dendrolóxicos, por riba de calquer outra opinión, son inventarios arbóreos dinámicos e abertos, é dicir, están en continua evolución e actualización, pola incorporación de novos candidatos, en sucesivas ampliacións, e desaparición dalgun dos incluídos, por morte biolóxica ou circunstancias que supoñan a perda da categoría outorgada.

Cando falamos de carballos emblemáticos galegos, evidentemente, nos estamos a referir a individuos que figuran nestos listados dendrolóxicos (árbores monumentais e senlleiras), aínda que dito colectivo tamén poden ser admitidos outros efectivos que non necesariamente teñan esta condición. Polo tanto, podemos incluír *quercus* que ó

longo do seu ciclo existencial, con independencia do seu porte e idade, distínguense claramente dos demais por estar ligados a unha serie de feitos e acontecementos variopintos que os convirten en árbores historiadas.

Os catálogos provinciais dos carballos monumentais (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e dos carballos senlleiros (Rigueiro Rodríguez et al., 2009) constitúen as dúas

referencias bibliográficas máis expresivas, de ahí que se convirten nas principais ferramentas de manexo e de consulta. O catálogo monumental consta de 44 rexistros, coa seguinte distribución provincial: 9 coruñeses, 20 lucenses, 11 ourensanos e 4 pontevedreses. O catálogo senlleiro ten 16 rexistros: 3 coruñeses, 8 lucenses, 3 ourensanos e 2 pontevedreses (táboa 1).

Provincia	Denominación	Tipo	Concello	Lugar
A Coruña	Carballo de San Antonio de Painza	m	Arzúa	Painza
	Carballo de Cores	m	A Baña	A Baña
	Carballo do Pazo de Vilar de Francos	m/s	Carballo	Vilar de Francos
	Carballo da Nosa Señora dos Remedios	m	Curtis	Teixeiro
	Carballo Fastixiado do Xardín Botánico-Artístico	m/s	Padrón	Padrón
	Carballo da Capela de Armada	m	Sobrado dos Monxes	Armada
	Carballo de Portocal	m	Sobrado dos Monxes	Portocal
	Carballo do Pazo de Santa Cruz	m	Vedra	Ortigueira
Lugo	Carballo Fastixiado do Pazo de Santa Cruz	m/s	Vedra	Ortigueira
	Carballo de Cortella	m	Becerreá	Cortella
	Carballo da Casa de Altide	m	Begonte	Altide
	Carballo da Casa do Herdeiro	m/s	Carballedo	Carballedo
	Carballo da Casa Grande	m/s	Carballedo	Casa Grande
	Carballo do Pazo de Cartelos	m/s	Carballedo	Cartelos
	Carballo Grande de Bustelo de Abaixo	m/s	Carballedo	Bustelo de Abaixo
	Carballo Grande do Mestre	m/s	Carballedo	Barrio
	Carballo de Luxís	m	Castro de Rei	Luxís
	Carballo de Graciano	m	Chantada	Melide
	Carballo de Trobo	m	A Fonsagrada	Trobo
	Carballo Grande de Cerracín	m	Friol	Cerracín
	Carballo dos Contos	m	Guntín de Pallarés	Vilameá
	Carballo de Piteiro	m	O Incio	Vilameá
	Carballo do Campo de Santa Marta	m	Lugo	Santa Marta
	Carballos do Campo de Golf	m/s	Lugo	Portoganoi
	Carballo da Casa de Bravos	m	Outeiro de Rei	Bravos
	Carballo da Casa das Carballeiras	m	Outeiro de Rei	Carballeiras
	Carballo de Ramos	m/s	Taboada	Taboada
	Carballo do Campo de Cruceiro	m	Taboada	Cruceiro
	Carballo de Mede	m/s	Xermade	Mede
Ourense	Carballo da Igrexa de Santa Mariña	m	Allariz	Sta. Mariña de Augas Santas
	Carballos da Praza de San Roque	m/s	Bande	Bande
	Carballo do Parque de Melón	m	Melón	Melón
	Caracocha da Praza Pública	m	Montederramo	Montederramo
	Carballo do Monte da Clamadoira	m	Muíños	Barrio de Muíños
	Carballa da Rocha	m/s	Rairiz da Veiga	A Sainza de Abaixo
	Carballo de Eiras	m	San Amaro	Eiras
	Carballo de Santa María de Cexo	m	Verea	Santa María de Cexo
	Carballo do Castelo de Vilamarín	m	Vilamarín	Vilamarín
	Carballo de Carrera	m	Xinzo de Limia	Peninvello
	Carballo Grande de Reboreda	m/s	A Porqueira	Reboreda
Pontevedra	Carballo do Pelete	m/s	A Lama	O Pelete
	Carballo da Capela de Santa Margarida	m/s	Pontevedra	Mourente
	Carballo da Pega	m	Rodeiro	San Martiño
	Carballo de San Benito	m	Salceda de Caselas	O Pegullal

Táboa 1. Carballos monumentais (m) (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e senlleiros (s) (Rigueiro Rodríguez et al., 2009) das catro provincias galegas

Salta á vista, polos datos numéricos, que hai un desigual reparto xeográfico, de tal maneira que, en ambos casos, a maior concentración prodúcese na Provincia de Lugo, onde chama a atención a aportación da Terra Cha, a través dalgúns municipios depositarios, e do Concello de Carballedo, xustificando con creces a toponimia municipal. Pola súa banda, a Provincia de Pontevedra é a que conta con menor representación.

A ponencia fai un percorrido por escenarios sinalados das catro provincias, elixindo carballos emblemáticos nos que concorren valores intrínsecos, primordialmente biométricos, e valores extrínsecos (históricos, culturais, artísticos, literarios, naturais, sociais, folclóricos, lendarios). Pola conxunción destes méritos e atributos, faise mención descriptiva dos seguintes: Carballo do Pazo de Vilar de Francos/Carballo, Carballo da Casa de Altide/Begonte,

Carballo da Casa do Herdeiro/Carballedo, Carballo do Pazo de Cartelos/Carballedo, Carballo Grande de Bustelo de Abaixo/Carballedo, Carballo de Luxís/Castro de Rei, Carballo Grande de Cerracín/Friol, Carballo do Campo de Golf/Lugo, Carballo da Casa de Bravos/Outeiro de Rei, Carballo de Ramos/Taboada, Carballo de Mede/Xermade, Carballo da Igrexa de Santa Mariña/Allariz, Carballa da Rocha/Rairiz da Veiga, Carballo do Pelete/A Lama e Carballo da Capela de Santa Margarida/Pontevedra.

Como queda expresado no título da conferencia do curso de verán, dentro do colectivo de carballos emblemáticos, dous exemplares van a centrar o noso interese polo seu protagonismo: Carballo da Capela de Santa Margarida/Pontevedra e Carballo Monumental do Pelete/A

Lama. Está claro que estamos ante dous dos rexistros máis prezados do patrimonio dendrolóxico do país, ambos asentados na provincia pontevedresa, dos que a táboa 2 e a táboa 3 recollen a súa caracterización taxonómica, xeográfica, biométrica e técnica. Desde os albores do século XXI e terceiro milenio, teñen como común denominador un distingo fundamental: primeiro o de Santa Margarida e despois o do Pelete, cronolóxicamente, foron obxecto de sendos proxectos de estudo e investigación, de carácter interdisciplinar (histórico, cultural, natural e vital), que remataron publicados -polo Concello de Pontevedra e a Deputación de Pontevedra, respectivamente- como libros luxosamente editados (figura 1), en consonancia coa categoría que lle corresponde ós *quercus*.

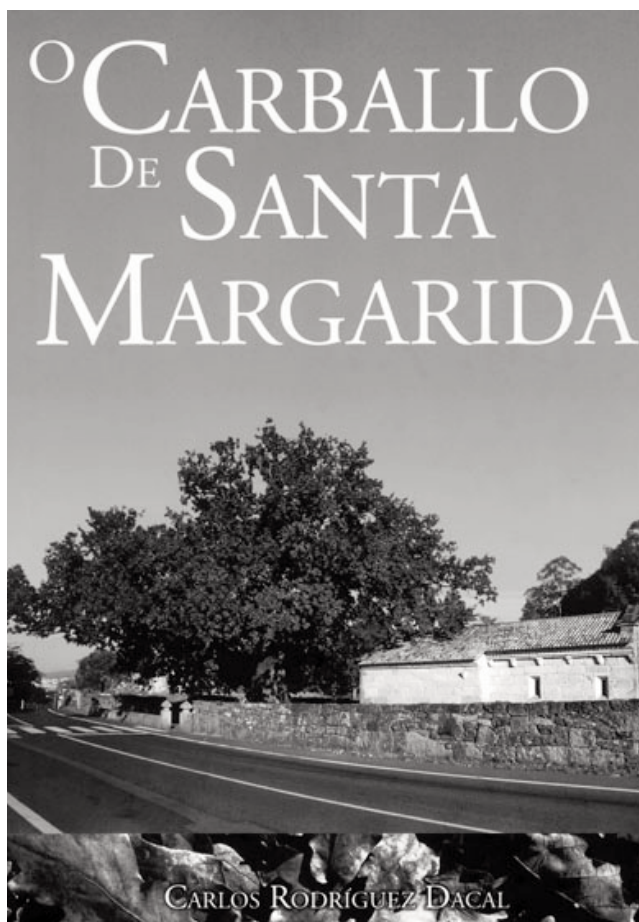


Figura 1. Portadas das monografías publicadas sobre os carballos monumentais de Santa Margarida (esquerda) e do Pelete (dereita)

Botando unha ollada ó índice do libro sobre o Carballo de Santa Margarida -a través dos seus capítulos: *Pontevedra e o seu Mundo Botánico*; *Galicia. Terra de Carballos*; *O Carballo de Santa Margarida*; *Pontevedra e o Carballo de Mourente*; *Sarmiento, o Carballo e as Plantas*; *Un Carballo Galego Memorabel*-, pronto nos decatamos do seu enfoque e plantexamento, que non é outro que amosar a realidade deste carballo eclesiástico dentro do marco verde provincial e do ámbito dos carballos galegos, para logo entrar de cheo

na enumeración e narración dos seus valores, que emanan da súa fisonomía corporal e biometría, na compañía dun rico repertorio de atributos extrínsecos, co Padre Martín Sarmiento como valedor por antonomasia.

O exame da estrutura do libro sobre o Carballo Monumental do Pelete -polo contido dos seus capítulos: *Carballos Memorables de Galicia*; *O Pelete, en el Municipio de A Lama*; *La Cultura del Vino*; *El Carballo de la Santa*;

Publicaciones sobre el Carballo-, coloca ó exemplar lámés no grupo dos carballos galegos máis prestixiosos, describe a súa xeografía residencial e, como no caso do Carballo de Santa Margarida, fai unha caracterización dos seus méritos propios e atributos alleos, con especial fincapé para a súa relación co viño do Ribeiro, o seu feito diferencial por excelencia.

Carballo da Capela de Santa Margarida

Entorno xeográfico

O escenario residencial é un parámetro trascendental para o ser e existir do carballo, polos beneficios proporcionados de por vida, convertíndose á postre nun factor determinante

de cara a súa posta en valor. Desde unha óptica ambiental, o *quercus* está enclavado na franxa litoral pontevedresa, a carón do mar, nunhas condicións climatolóxicas óptimas para os procesos de crecemento e desenvolvemento, tendo tan só en contra os efectos provocados pola actuación de ventos ocasionais que soplan con distinta intensidade. As condicións edáficas tamén son favorables, por encontrarse nunha zona de cultivos agrícolas e hortenses.

A situación poboacional e moi ventaxosa, non en van a árbore atópase na bisbarra da Boa Vila, na parroquia de Mourente, no barrio de Santa Margarida e no adro da Capela da Santa. O enclave eclesiástico é unha garantía permanente de futuro e outórgalle simbolismo sagrado. A proximidade ó casco histórico redunda nun mellor coñecemento e máis contacto e familiaridade coa xente.

CARACTERIZACIÓN TAXONÓMICA			
Nome Propio	CARBALLO DA CAPELA DE SANTA MARGARIDA		
Nome Científico	Quercus robur L.		
Nome Castelán	Roble Común/Carballo		
Nome Galego	Carballo		
Familia	Fagáceas		
Área de Distribución	Europa e Asia Menor		
CARACTERIZACIÓN XEOGRÁFICA			
Provincia	Pontevedra	Localización	Capela de Santa Margarida
Concello	Pontevedra	Asentamento	Urbano
Parroquia	Santa María de Mourente	Altitude	40 m
Lugar	Santa Margarida	Orientación	Oeste (Capela)
CARACTERIZACIÓN BIOMÉTRICA			
Porte (altura)	14,50 m	Tronco (perímetro basal)	Inmedible
Copa (tamaño)	30 m x 23 m	Tronco (elevación)	3 m
Tronco (perímetro/1,30 m)	7,78 m	Idade (estimada)	>400 a. e <500 a.
CARACTERIZACIÓN TÉCNICA			
FISONOMÍA CORPORAL	A observación do sensacional tronco suscita sentimentos encontrados, onde a grandeza corporal convive estreitamente coas miserias que padece, derivadas dun alarmante grao de rasgamento, podremia, oquedade e descortezamento que pon en perigo a súa integridade e saúde. Tan pouco sustento, mecánico e alimenticio, serve para constatar ata que punto chegan os mínimos existenciais compatíbles coa vida. A copa, aovado-aplanada, sae dunha cruz de brazos descarnados, reveladores da arquitectura perdida e mantedores da que queda, de considerable volumetría.		
HISTORIA E CULTURA	É un dos carballos máis veteranos do Finisterrae, cuxa antigüidade cífrase en torno ó medio milenio, moito menor da condición milenaria que aparece nalgunhas fontes informativas. Está ligado á Capela de Santa Margarida, cuxa fundación remóntase ata o século XIV, e ten o Padre Sarmiento como principal valedor. O seu corpo cheo de arrugas e cicatrices, a súa estancia eclesiástica, a súa vinculación á ancestral Carballeira dos Gafos, da que se di que é o derradeiro representante, e o seu copioso bagaxe documental, bibliográfico, artístico, cultural e literario, son os seus principais avales. Nos últimos tempos, foi sometido a procesos de recuperación fitosanitaria, practicados pola Estación Fitopatolóxica do Areeiro/Deputación de Pontevedra, para millorar a súa calidade vital e prolongar o seu ciclo existencial.		
ENTORNO XEOGRÁFICO	Vive no adro da Capela de Santa Margarida, unha das construcións eclesiásticas máis antigas do municipio pontevedrés, no barrio de Santa Margarida da parroquia de Mourente, nun ámbito que compensa a súa pequenez territorial coa grandeza histórico-cultural emanada da asociación indisoluble entre Arte e Natureza.		
PROTECCIÓN	Figura no Catálogo das Árbores Monumentais (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e no Catálogo das Árbores Senlleiras (Diario Oficial de Galicia, 2007). Non hai vinculación co catálogo de Bens de Interese Cultural da Xunta de Galicia.		
PROPIETARIO	Diócese de Santiago de Compostela.		
VALORACIÓN MONUMENTAL	O acusado estado de deterioro corporal levou ó carballo ó límite das súas posibilidades vitais e convérteo en testemuña de supervivencia, contribuíndo á honrosa distinción de ser o rexistro da súa especie máis glorioso de Galicia. Condición que debe a súa acreditada antigüidade, a súa fenomenal dendrometría, o seu sinalado emprazamento eclesiástico, o seu amplo campo visual, o seu seguemento etnocultural secular e o seu copioso dossier fotográfico, pictórico e literario.		
ANOTACIÓNS	Como asinatura pendente, sería aconsellable a adquisición dos terreos limítrofes para a recuperación da Carballeira dos Gafos e a creación dun centro de interpretación do carballo, e unha actuación no adro que contemple a eliminación do pavimento formigonado e a reconstrucción e dignificación da fonte de Santa Margarida.		

Táboa 2.
Caracterización monumental do Carballo da Capela de Santa Margarida (Rodríguez Dacal, 2007a)

Fisonomía corporal

A primeira vista, tomando en consideración o formato individual, o carballo encaixa no modelo das “caracochas”, denominación que reciben aquelas árbores, xeralmente veteranas, cuxas copas están demoucadas por cortas, desgaxamentos e tronzamentos de brazos e ponlas, mentras que os troncos encóntranse afectados por podremias e oquedades.

Tendo a favor as condicións ambientais e edáficas, sorprende bastante a constatación da preocupante fisonomía corporal. Históricamente, sabemos das pegadas deixadas por fortes vendavais, algúns conatos de incendios e actuacións lesivas humanas, con afectación negativa na

integridade arquitectónica, por inclinación da árbore, destrución da ramaxe e queima da madeira do fuste. Tamén superou con éxito as pretensións de leñadores que, outrora, en diferentes ocasións, puxeron os ollos nel para aproveitar a súa leña e madeira.

Durante os últimos tempos, temeuse pola vida do *quercus*, por mor destas incidencias, acompañadas dun considerable grao de descortezamento e pola invasión incontrolada de insectos xilófagos, que están comendo nel deixando o fuste convertido nun colador. Por sorte, despois das actuacións fitosanitarias practicadas por parte de técnicos da Estación Fitopatolóxica do Areeiro/Deputación de Pontevedra, a árbore recuperou forza e vigor, mellorando a súa imaxe individual.

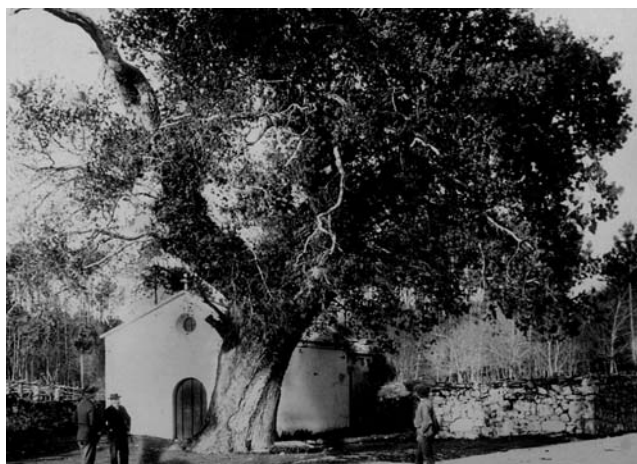


Figura 2. O Carballo de Santa Margarida na actualidade (esquerda) e a finais do século XIX/foto Zagala (dereita)

Mundo do saber

A bagaxe científica é unha das principais distincións, contando con moitas referencias desde o século XX. Neste campo, en primeiro lugar, hai que mencionar a obra monográfica *O Carballo de Santa Margarida* (Rodríguez Dacal, 2007a) e outras publicacións que o inclúen no seu contido (Palacios Palomar & Redondo Regidor, 2005). Destacan, así mesmo, as citas en diferentes catálogos dendrolóxicos: árbores monumentais españolas (ICONA, 1975), árbores sobresaíntes galegas (Xunta de Galicia, 1985), árbores monumentais galegas (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e árbores senlleiras galegas (Rigueiro Rodríguez et al., 2009). Completan a relación un par de estudos fitosanitarios da Estación Fitopatolóxica do Areeiro (1988 e 2004).

A produción literaria consta de numerosas manifestacións, prosísticas (Fernández Soler, 1892; El Criterio Gallego, 1895; Gutiérrez del Soto, 1955; Filgueira Valverde, 1979; Rey Lapido, 1995a, 1995b e 1995c; Blanco Freixeiro, 1997; Vázquez Pintor, 2002) e poéticas (Juan del Lérez, 1864; Barros Pintos, 1924; Lores Torres, 1981). Mención aparte, dentro das expresións literarias, dos traballos publicados no libro *O Carballo de Santa Margarida* (García Alén, 2007;

Fortes Bouzán, 2007; Fernández Freixanes, 2007; Valle Pérez, 2007; Rodríguez García-Garabal, 2007; Casalterrey Fraga, 2007; Caamaño Vázquez, 2007; Pérez Poza, 2007).

As artes están representadas por un copioso álbum fotográfico, do que a colección de Francisco Zagala, entre finais do século XIX e principios do XX, constitúe un expoñente inmellorable. Ademais, por unha prezada colección pictórica, desde mediados do XIX, cunha nutrida carteira de autores: Jenaro Pérez Villaamil, Urrabieta Vierge, Ramos Artal, Prudencio Canitrot, Alfredo Souto Cuero, Enrique Campo Sobrino (figura 3), Castelao, Luis Pintos Fonseca, Benito M. Vázquez, Manuel Torres, Roberto, Agustín Portela, Rafael Fondevila Mosquera, Santiago Rosales Ardá, Rafael Núñez, Xosé Manuel Castro Méndez, Carlos García Mourón, Aurelio Sánchez Alba, Manuel R. Moldes, Ramón Lastra, Alejandro Paisa Gil, J. I. Redondo Regidor, Manuel Boullosa Bóveda, Xulio Enrique Currás González. A figura 2 amosa escenas (de época e actual) que permiten a visualización do carballo en distintos momentos temporais.

Outro aspecto salientable do Carballo de Santa Margarida é o seu acervo etnocultural, que recolle varias connotacións, como árbore dos namorados e árbore do galeguismo. Tendo ben presente a súa vinculación con Martín Sarmiento, que

pasou os primeiros anos vitais ó seu carón, antes de que a súa profesión como frade bieito o apartase del. Así e todo, sempre tivo á arbore no seu corazón e no seu pensamento, sendo o seu principal embaixador, con continuas alusións nos seus escritos, visitandoo durante as súas viaxes ata Galicia. Non podemos olvidar que o carballo, integrante da

Carballeira dos Gafos, é un dos elementos destacados deste santuario, xunto coa capela e a fonte de augas milagrosas, sendo considerado como un ente con facultades sobrenaturais. A figura 3 recolle fitos etnoculturais noticiais no haber deste formidable exemplar.

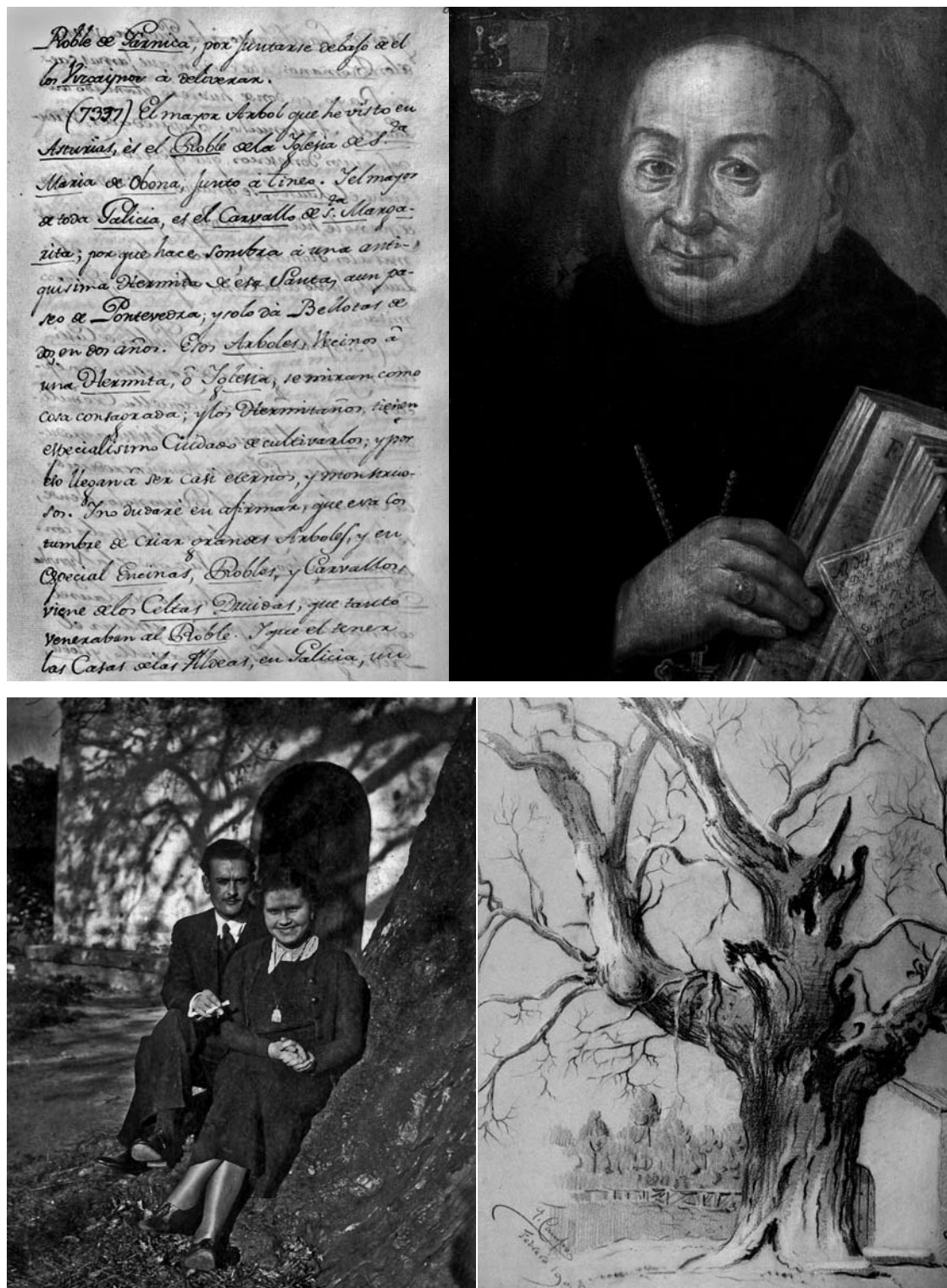


Figura 3. Manifestacións etnoculturais do Carballo de Santa Margarida. Arriba esquerda: cita documental do Padre Sarmiento; arriba dereita: retrato (óleo) de Frei Martín Sarmiento; abaixo esquerda: foto ó pé do Carballo dos Namorados (ano 1940); abaixo dereita: debuxo de Enrique Campo Sobrino (ano 1908)

Carballo Monumental do Pelete

Ámbito xeográfico

A Serra do Cando e a Serra do Suído constitúen o marco físico do carballo, sito no rural do municipio lamés, coa xeografía montañosa como distingo, sen acadar cotas altitudinais de moita elevación. O Pelete é o escenario residencial, aldea de poucas casas e habitantes. Historicamente, é un santuario mariano, gobernado pola Cofradía da Virxe dos Remedios, que ten na Capela da Virxe, na Casa da Santa e na Casa da Fundación as construcións máis significadas (figura 4). A realidade ambiental está presidida polo val do Río Verdugo,

conservándose boa parte das extensas carballeiras que poboan naturalmente ambas ladeiras fluviais, das que o *quercus* monumental é o expoñente máis prezado.

A toponimia do pobo é moi reveladora, xustificando tal vez a súa vinculación cunha das rutas do vasto mundo do Ribeiro, que conduce o viño ata Pontevedra desde tempo inmemorial. O transporte polos arrieiros, en peles, por recuas de mulas, practicado de maneira ininterrompida desde a Idade Media ata a segunda metade do século XX, é un feito certo que xugará un papel trascendental na vida do carballo, ata o extremo de que formará parte substancial das súas sinais de identidade.

CARACTERIZACIÓN TAXONÓMICA			
Nome Propio		CARBALLO DA CAPELA DE SANTA MARGARIDA	
Nome Científico		Quercus robur L.	
Nome Castelán		Roble Común/Carballo	
Nome Galego		Carballo	
Familia		Fagáceas	
Área de Distribución		Europa e Asia Menor	
CARACTERIZACIÓN XEOGRÁFICA			
Provincia	Pontevedra	Localización	Capela de Santa Margarida
Concello	Pontevedra	Asentamento	Urbano
Parroquia	Santa María de Mourente	Altitude	40 m
Lugar	Santa Margarida	Orientación	Oeste (Capela)
CARACTERIZACIÓN BIOMÉTRICA			
Porte (altura)	14,50 m	Tronco (perímetro basal)	Inmedible
Copa (tamaño)	30 m x 23 m	Tronco (elevación)	3 m
Tronco (perímetro/1,30 m)	7,78 m	Idade (estimada)	>400 a. e <500 a.
CARACTERIZACIÓN TÉCNICA			
FISONOMÍA CORPORAL	A observación do sensacional tronco suscita sentimentos encontrados, onde a grandeza corporal convive estreitamente coas miserias que padece, derivadas dun alarmante grao de rasgamento, podremia, oquidade e descortezamento que pon en perigo a súa integridade e saúde. Tan pouco sustento, mecánico e alimenticio, serve para constatar ata que punto chegan os mínimos existenciais compatibles coa vida. A copa, aovado-aplanada, sae dunha cruz de brazos descarnados, reveladores da arquitectura perdida e mantedores da que queda, de considerable volumetría.		
HISTORIA E CULTURA	É un dos carballos máis veteranos do Finisterrae, cuxa antigüidade cifrase en torno ó medio milenio, moito menor da condición milenaria que aparece nalgunhas fontes informativas. Está ligado á Capela de Santa Margarida, cuxa fundación remóntase ata o século XIV, e ten o Padre Sarmiento como principal valedor. O seu corpo cheo de arrugas e cicatrices, a súa estancia eclesiástica, a súa vinculación á ancestral Carballeira dos Gafos, da que se di que é o derradeiro representante, e o seu copioso bagaxe documental, bibliográfico, artístico, cultural e literario, son os seus principais avales. Nos últimos tempos, foi sometido a procesos de recuperación fitosanitaria, practicados pola Estación Fitopatolóxica do Areeiro/Deputación de Pontevedra, para millorar a súa calidade vital e prolongar o seu ciclo existencial.		
ENTORNO XEOGRÁFICO	Vive no adro da Capela de Santa Margarida, unha das construcións eclesiásticas máis antigas do municipio pontevedrés, no barrio de Santa Margarida da parroquia de Mourente, nun ámbito que compensa a súa pequenez territorial coa grandeza histórico-cultural emanada da asociación indisoluble entre Arte e Natureza.		
PROTECCIÓN	Figura no Catálogo das Árbores Monumentais (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e no Catálogo das Árbores Senlleiras (Diario Oficial de Galicia, 2007). Non hai vinculación co catálogo de Bens de Interese Cultural da Xunta de Galicia.		
PROPIETARIO	Diocese de Santiago de Compostela.		
VALORACIÓN MONUMENTAL	O acusado estado de deterioro corporal levou ó carballo ó límite das súas posibilidades vitais e convérteo en testemuña de supervivencia, contribuíndo á honrosa distinción de ser o rexistro da súa especie máis glorioso de Galicia. Condición que debe a súa acreditada antigüidade, a súa fenomenal dendrometría, o seu sinalado emprazamento eclesiástico, o seu amplo campo visual, o seu seguemento etnocultural secular e o seu copioso dossier fotográfico, pictórico e literario.		
ANOTACIÓNS	Como asinatura pendente, sería aconsellable a adquisición dos terreos limítrofes para a recuperación da Carballeira dos Gafos e a creación dun centro de interpretación do carballo, e unha actuación no adro que contemple a eliminación do pavimento formigonado e a reconstrución e dignificación da fonte de Santa Margarida.		

Táboa 3.
Caracterización monumental do Carballo do Pelete (Rodríguez Dacal, 2010)

Fisonomía corporal

Tratándose dunha árbore vedraña, cuxa antigüidade ronda o medio milenio, sorprende agradablemente o estado fitosanitario que presenta, caracterizado, a grandes rasgos, polo bo aspecto externo que luce a arquitectura corporal e a ausencia de afectacións saudables importantes. Anatómicamente, a parte máis senlleira é o imponente tronco, rodeado por unha capa de nórregas, que recubre casi por completo a súa superficie e engrosa considerablemente o valor perimétrico.



O análise biomecánico (Estación Fitopatolóxica do Areeiro, 2010) amosa o seu estado físico individual, presidido por un corpo que, desde fóra, destaca pola súa envergadura e dignidade, aínda que nos seus adentros “*la madera se encuentra absolutamente degradada, carente por lo tanto de propiedades mecánicas admisibles pero como se puede comprobar compatible con la vida del pie*”. Polo tanto, é unha árbore chea de forza e de vigor, que superou con éxito os embates ambientais (ventos, neve) e non se deixa atacar por axentes patóxenos. Os veciños, inxeniosamente explican o porqué, a través dunha frase popular: “é que lle senta ben o viño”.



Figura 4. Imaxes fotográficas do Carballo do Pelete. Esquerda: estampa actual da árbore no seu entorno xeográfico, a carón da Casa da Santa e da Casa do Pobo. Dereita: lanzamento da primeira cunca de viño ó tronco verrugoso polo cura párroco, na Festa da Virxe dos Remedios (ano 2006)

Mundo do saber

A publicación do libro *El Carballo Monumental de O Pelete* (Rodríguez Dacal, 2010), editado pola Deputación Provincial de Pontevedra co lustre debido, marca un antes e un despois no mundo do saber desta carismática árbore galega que, ata entón, vexetou circunscrita ó seu propio entorno, significándose polo grao de aillamento e o anonimato, en detrimento da súa fama e notoriedade, restrinxidas por tal motivo practicamente ó ámbito municipal lamés.

Como elemento de traballo científico, figura nos catálogos galegos: das árbores sobresaíntes (Xunta de Galicia, 1985), das árbores monumentais (Rodríguez Dacal & Izco, 2003) e das árbores senlleiras (Rigueiro Rodríguez et al., 2009). A publicación de Rodríguez Dacal (2010) é a obra por excelencia, con importantes colaboracións: *O Culto ás Árbores. O Carballo Monumental de O Pelete* (González Pérez, 2010); *El Carballo de O Pelete en su Ambiente* (Rodríguez García-Garabal, 2010); e *Análisis Biomecánico del Carballo de O Pelete* (Estación Fitopatolóxica do Areeiro, 2010). Ademais, forma parte da *Guía das Árbores*

Singulares de España (Palacios Palomar & Redondo Regidor, 2005) e de *Árbores, Leyendas Vivas* (Domínguez Lerena, 2007); contando con valiosos artigos (Rodríguez Dacal, 2007b e 2008; Rodríguez Dacal & Rodríguez García-Garabal, 2010 e 2011) e sendo obxecto tamén de visitas en cursos monográficos sobre a materia/figura 5.

Os traballos literarios, na súa gran maioría, son recentes e están ligados ó libro *El Carballo Monumental de O Pelete* (Rodríguez Dacal, 2010), repartíndose entre creacións prosísticas -como artigos periodísticos (Máximo Sar, 1981 e 2005; González Pérez, 2006) ou colaboracións en libro (Gil Mayoral, 2010; Casalderrey Fraga, 2010)- e composicións poéticas (Agrupación Folclórica Musical Os Amigos, 1999/figura 5; Pérez Poza, 2010; Caamaño Vázquez, 2010; CEIP de A Lama, 2010; IES Antonio Fraguas Fraguas, 2010; Rodríguez Dacal, 2010).

As manifestacións artísticas están representadas por fotos e pinturas. Dispón dun copioso álbum fotográfico, con imaxes desde a segunda metade do século XX: as antigas, ou de época, pertencentes ás familias veciñais lamesas, e outras escenas recentes de diversa procedencia. A nómina de grabados e de cadros pictóricos (óleos, acuarelas,

plumiñas, ilustracións) tamén vinculada ó libro sobre o carballo monumental lamés, ten autoría diversa: Luis Ríos Carballal, Agrupación Musical Folclórica Os Amigos, Ramón Lastra, José Ignacio Redondo Regidor, Ángel Bravo Cuevas, Manuel Vidal, Andrés Santeiro, Álex Vázquez-Palacios, Xai Óscar, Manuel Boullosa Bóveda (figura 5), Xulio Enrique Currás González, Gloria Ferradás, Carmen Vázquez Cereza, Petra María Vera Aglaë Coomans, Raquel Durán Veiga e Xeila Muíños Ogando.

Na etnocultura, ó fito máis salientable é a conexión co viño do Ribeiro e a consideración sobrenatural, sendo ó destinatario da primeira xerra, despois da benzón na adega da Casa da Santa polo cura-párroco, durante as festas da Virxe dos Remedios do mes de setembro (figura 4), das que é o icono simbólico (figura 5), tirándolle tamén os festeiros os restos das cuncas, sendo o único carballo de Galicia que se emborracha todos os anos.



Figura 5. Atributos extrínsecos do Carballo do Pelete. Arriba esquerda: mundo literario (composición poética popular); arriba dereita: produción pictórica (Manuel Boullosa Bóveda); abaixo esquerda: curso de árbores monumentais galegas (ano 2008); abaixo dereita: o carballo, icono simbólico da festa patronal (ano 1908)

Nota aclaratoria O artigo versa sobre o contido da ponencia, do mesmo título, impartida no Seminario de Verán da USC “2011 Ano Internacional dos Bosques: Unha Aproximación desde Galicia” (Lugo, 19-22 de xullo). Con data de 13 de outubro de 2011 (DOG Núm. 196), a Consellería do Medio Rural/Xunta de Galicia (Orde do 3 de outubro) ampliou o catálogo galego de árbores senlleiras, tanto de exemplares como de formacións, con incorporación de novos rexistros de carballos, non recollidos neste traballo.

Bibliografía e documentación

- Agrupación Folclórica Musical “Os Amigos” (1999). *Adicado a uns Amigos e “O Carballo do Pelete”*. Agrupación Folclórica Musical “Os Amigos”. Pazos de Borbén.
- Barros Pintos, R. (1924). O Carballo de Santa Margarida. *Almanaque Gallego*, M. Castro López (Ed.), XXVII: 123-124. Buenos Aires.
- Blanco Freixeiro, A. (1997). Los Árboles Sagrados de Galicia (El Roble de Santa Margarita). *Diario de Pontevedra* (Diario del Domingo/Historia: Protagonistas de Hemeroteca), 4 de Mayo. Pontevedra.
- Caamaño Vázquez, A. (2007). Mirando con Lingua de Planeta (desde os Ollos do Carballo de Santa Margarida). O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 312-313. Concello de Pontevedra.
- Caamaño Vázquez, A. (2010). [Somos Xente Morna] (Ao Carballo do Pelete). *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 464-465. Deputación de Pontevedra.
- Casalderrey Fraga, F. (2007). Ao Carballo de Santa Margarida. O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 310-311. Concello de Pontevedra.
- Casalderrey Fraga, F. (2010). Seiva Sabia do Carballo do Pelete. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 461-462. Deputación de Pontevedra.
- CEIP de A Lama (2010). Poemario sobre el Carballo de O Pelete. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 466-468. Deputación de Pontevedra.
- Diario Oficial de Galicia (2007). *Decreto polo que se regula o Catálogo Galego de Árbores Senlleiras*, 74 (17 de Abril): 6.136 – 6.142.
- Domínguez Lerena, S. (2007). *Guía del Viajero. Árboles, Leyendas Vivas*. Obra Social Caja Madrid.
- El Criterio Gallego (1895). Capilla de Santa Margarita y el Roble. *El Criterio Gallego* (9 de Marzo): 3.
- Estación Fitopatolóxica do Areeiro (1988). *Trabajos de Recuperación y Cirugía Arbórea sobre el Carballo de Santa Margarita*. 22 de Noviembre. Diputación Provincial de Pontevedra.
- Estación Fitopatolóxica do Areeiro (2004). *Valoración del Estado Fitosanitario del “Carballo de Santa Margarita”*. 23 de Febrero. Diputación Provincial de Pontevedra.
- Estación Fitopatolóxica do Areeiro (2010). Análisis Biomecánico del Carballo de O Pelete. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 444-456. Deputación de Pontevedra.
- Fernández Freixanes, V. (2007). Diante do Carballo de Santa Margarida, a Santa Pequena. O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 290-293. Concello de Pontevedra.
- Fernández Soler, C. (1892). *Descripción de Pontevedra y del Lérez ó sea El Río y la Ciudad á Vista de Pájaro*. Imp. de la Unión Republicana. Pontevedra.
- Filgueira Valverde, X. (1979). O Carballo de Santa Margarida. *Adral*, 194-196. Edición do Castro. Sada. A Coruña.
- Fortes Bouzán, J. (2007). Santa Margarida. O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 287-289. Concello de Pontevedra.
- García Alén, L. (2007). O Carballo de Santa Margarida, a Árbore dos Amores. O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 279-286. Concello de Pontevedra.
- Gil Mayoral, C. (2010). O Pelete, el Carballo y la Fiesta del Vino. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 457-460. Deputación de Pontevedra.
- González Pérez, C. (2006). A Adega da Virxe do Pelete. *Galicia Hoxe*, Opinión/O Rodicio do Tempo (11 de Febreiro): 5.
- González Pérez, C. (2010). O Culto ás Árbores. O Carballo de O Pelete. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 435-439. Deputación de Pontevedra.
- Gutiérrez de Soto, F. (1955). La Pastora, el Viejo Mastín y la Oveja. *Homenaje a María del Rosario Fondevila de la Iglesia*. 7 de Agosto de 1955. Archivo Familiar de María Luisa Fondevila Mosquera. Pontevedra.
- ICONA (1975). *Inventario de Árboles Sobresalientes de España*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- IES Antonio Fraguas Fraguas (2010). Poemario sobre el Carballo del Vino. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 469-474. Deputación de Pontevedra.
- Lérez, J. del (1864). *Historias y Cuentos de mi Pais: María o la Virgen del Valle*. Imprenta de Antúnez, Vilas y Compañía. Pontevedra.
- Lores Torres, M.P. (1981). Meu vello Carballo, meu Amigo. *Programa de Fiestas de Santa Margarita*. Mourente.
- Palacios Palomar, C.J. & Redondo Regidor, J.I. (2005). *Guía de los Árboles Singulares de España*. Blume. Barcelona.
- Pérez Poza, F.L. (2007). Oda al Carballo de Santa Margarida. O *Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 314-315. Concello de Pontevedra.

- Pérez Poza, F.L. (2010). Ao Carballo "Pelete". *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 463. Deputación de Pontevedra.
- Rey Lapido, S.R. (1995a). O Carballo de Santa Margarita. *Fiestas de Santa Margarita*. Mourente.
- Rey Lapido, S.R. (1995b). Restauración do Carballo. *Fiestas de Santa Margarita*. Mourente.
- Rey Lapido, S.R. (1995c). Se "O Carballo Falara". *Fiestas de Santa Margarita*. Mourente.
- Rigueiro Rodríguez, A., Bernárdez Villegas, G. e Rodríguez Dacal, C. (2009). *Árbores e Formacións Senlleiras de Galicia*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia.
- Rodríguez Dacal, C. (2007a). O Carballo de Santa Margarida. Concello de Pontevedra.
- Rodríguez Dacal, C. (2007b). O Carballo Monumental do Pelete. *A Pedreira. Revista Cultural do Concello da Lama*, 5: 7-13.
- Rodríguez Dacal, C. (2008). O Carballo do Viño. Árbore Emblemática de A Lama. *A Pedreira. Revista Cultural do Concello da Lama*, 6: 53-60.
- Rodríguez Dacal, C. (2010). *El Carballo Monumental de O Pelete*. Deputación de Pontevedra.
- Rodríguez Dacal, C. & Izco, J. (2003). *Árboles Monumentales en el Patrimonio Cultural de Galicia*. 2 Tomos. Consellería de Cultura, Comunicación Social e Turismo. Xunta de Galicia.
- Rodríguez Dacal, C. & Rodríguez García-Garabal, M. (2010). O Santuario do Pelete e o Carballo do Viño. *A Pedreira. Revista Cultural do Concello da Lama*, 8: 21-33.
- Rodríguez Dacal, C. & Rodríguez García-Garabal, M. (2011). O Carballo da Santa, O Servicio da Ciencia e da Sociedade. *A Pedreira. Revista Cultural do Concello da Lama*, 9: 31-44.
- Rodríguez García-Garabal, M. (2007). Longa Vida para o Carballo de Santa Margarida. *O Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 296-299. Concello de Pontevedra.
- Rodríguez García-Garabal, M. (2010). El Carballo de O Pelete en su Ambiente. *El Carballo Monumental de O Pelete*, Carlos Rodríguez Dacal: 440-443. Deputación de Pontevedra.
- Sar, M. (1981). En O Pelete hay un "Carballo" que bebe Vino Tinto. *El Correo Gallego*, 9 de Agosto: 18.
- Sar, M. (2005). *Esto ocurre en O Pelete: Un Carballo que bebe Vino*. Inédito. 2 de Marzo. Archivo Máximo Sar. Caldas de Reis.
- Valle Pérez, X.C. (2007). Notas sobre a Capela de Santa Margarida (Mourente, Pontevedra) e o seu Contorno. *O Carballo de Santa Margarida*, Carlos Rodríguez Dacal: 294-295. Concello de Pontevedra.
- Vázquez Pintor, X. (2002). Manifesto "Mil Primaveras". Concello de Pontevedra (Edit), *Pontevedra 2002. Ano Sarmiento. Mil Primaveras por un Futuro de Árbores e Palabras*. Concello de Pontevedra.
- Xunta de Galicia (1985). *Inventario de Árboles Sobresalientes de Galicia*. Inédito. I-II-III. Dirección Xeral do Forestal e do Medio Ambiente de la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación. Xunta de Galicia.

Relatorios do Curso de verán
2011: Ano internacional dos bosques. Unha perspectiva desde Galicia

Cordero Rivera, A.:
Bosques e plantacións forestais: dous ecosistemas claramente diferentes 7

Ramil Rego, P. · Muñoz Sobrino, C. · Gómez-Orellana, L. · Rodríguez Guitián, M.A. ·
Ferreiro da Costa, J.:
**Configuración y transformación del paisaje del NW ibérico durante el final de
los tiempos glaciares, el Holoceno y el Antropoceno** 19

Rodríguez Guitián, M.A. · Ramil Rego, P. · Ferreiro da Costa, J.:
**Propuesta de clasificación multicriterio para los bosques de Galicia (NW
ibérico)** 63

Merino García, A.:
El bosque: sumidero de carbono y fuente de energía 107

de Castro Lorenzo, A.:
**Xestión forestal para a conservación das aves: revisión dalgúns aspectos de
interese** 121

Romero Franco, R. · Rodríguez Guitián, M.A.:
**Etnobotánica forestal: revisión y experiencias de estudio en Galicia (NW
España)** 129

Bernárdez Villegas, J.G. · Rigueiro Rodríguez, A.:
Árbores e formacións senlleiras en Galicia (NW España) 139

Rodríguez Dacal, C.:
**Carballos emblemáticos de Galicia. Mourente e O Pelete, escenarios
patrimoniais modelícos** 149