

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 ecolóxica 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 lonxevos 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 bioxeoquímicos 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 N₂ 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 asemillar 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 podémo-la 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 oliveirais 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).

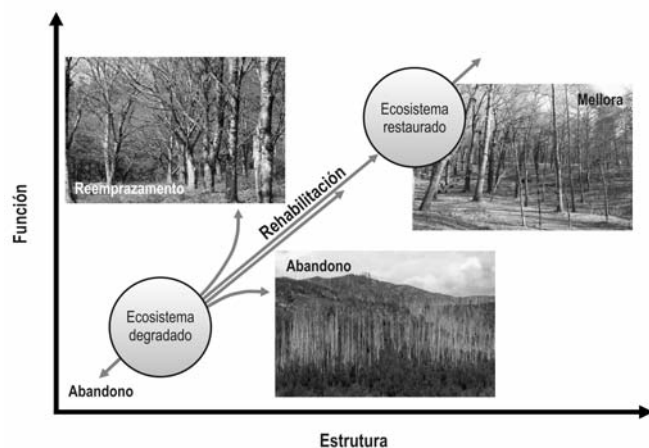
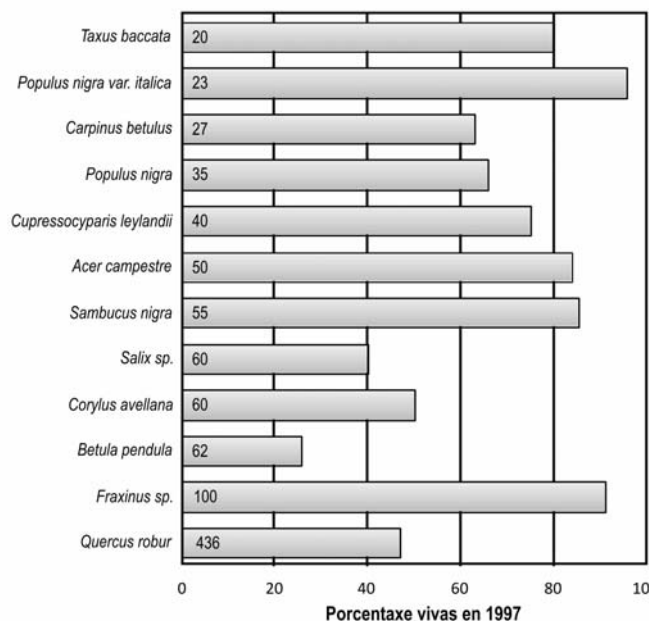


Figura 2. Concepto de restauración ecolóxica aplicado ós bosques. Os ecosistemas degradados, coma os desprovistos de vexetación arbórea, teñen menos estrutura e un funcionamento simplificado. Plantar especies exóticas de rápido crecemento é un abandono da restauración (no exemplo, unha plantación de eucaliptos en Campo Lameiro). A instalación de árbores en plantacións comerciais, é un reemprazamento 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 ser 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).

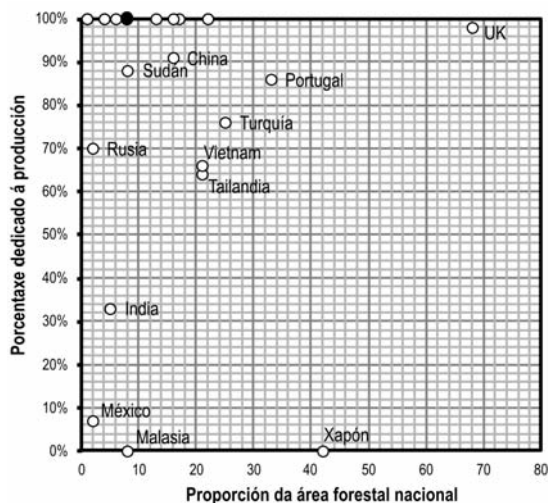


Figura 3. Relación entre a superficie forestal nacional plantada e a porcentaxe de plantacións que se realizan con función produtora, nunha mostra de 23 países que inclúe os 12 con maior proporción de superficie nacional plantada (13-68%) e os 11 con menos (1-8%). España, cun 8% de superficie plantada 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%), Arxentina (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.

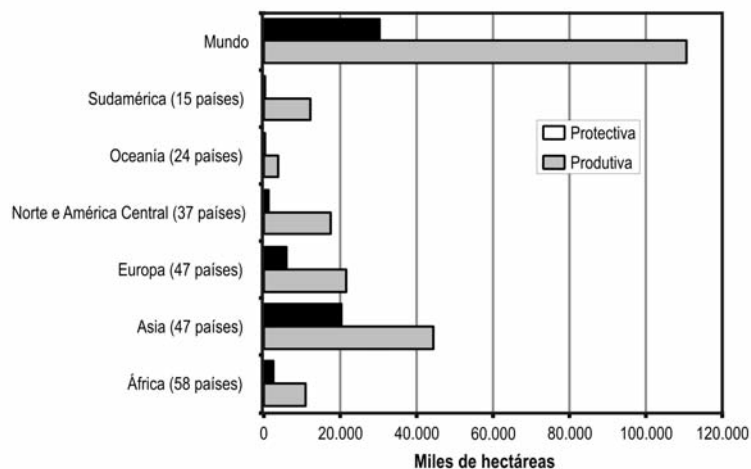


Figura 4. A maior parte das plantacións forestais se deben a proxectos de produción de madeira, e só raramente se deseñan para protexer o solo, os ríos ou outros ecosistemas. Fonte: FAO (Del Lungo et al. 2006)

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 líques 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.

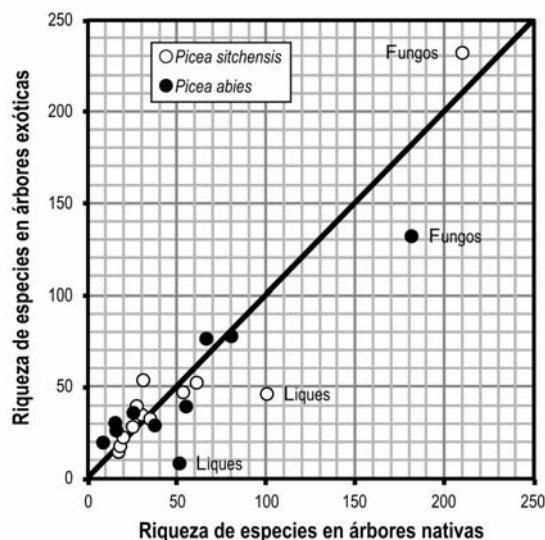


Figura 5. Relación entre riqueza de especies de varios grupos taxonómicos (insectos herbívoros, saproxílicos, fungos, líques, briófitas, plantas vasculares e aves) en plantacións e bosques nativos de *Pinus sylvestris*, comparadas con plantacións de *Picea sitchensis*, e en bosques e plantacións de *Quercus 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 pretendeu levar unha fábrica de celulosa á selva, en lugar de levar ás árbores á industria, mediante unha factoría construída sobre un barco.

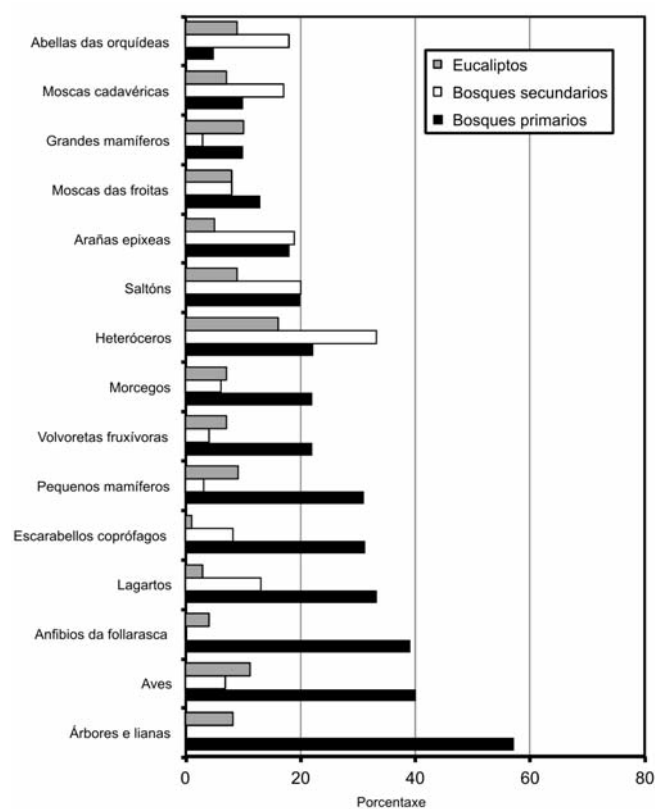


Figura 6. Proporción de especies de varios grupos taxonómicos exclusivas de bosques primarios, secundarios (14-19 anos) e plantacións de eucaliptos híbridos (4-6 anos) na selva amazónica de Jari (Brasil). A matriz é bosque primario amazónico. Nótese que a resposta dos diferentes grupos é idiosincrática. 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 anfibios 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).

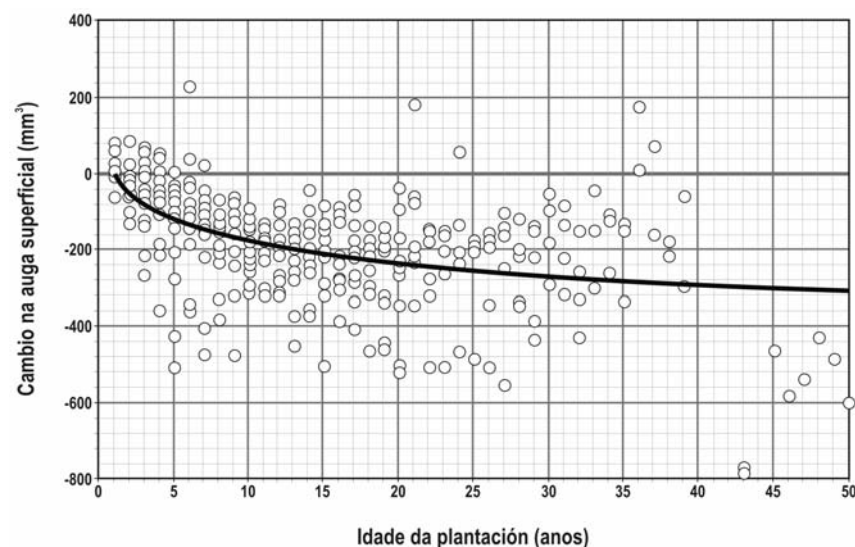


Figura 7. Cambios na cantidade de auga superficial en ecosistemas de pradería, matogueira e terras agrícolas, despois de seren plantados con árbores de crecemento rápido (eucaliptos e piñeiros), en función da idade da plantación. A liña gris horizontal é a referencia de base, sen cambios na cantidade 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)

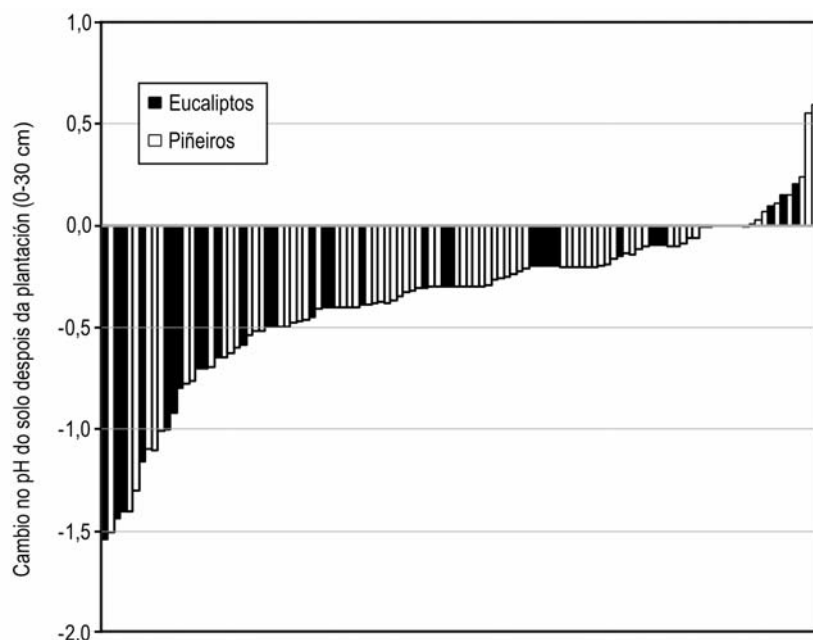


Figura 8. Cambios no pH do solo de praderías e matogueiras despois da plantación de árbores de crecemento rápido. O valor medio foi de -0.30, e dicir, acidificación. Os estudos están ordenados de maior a menor cambio no pH. Datos de 52 estudos (Jackson et al. 2005)

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 paradóxico 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 mono-específicas 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, páx. 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” (páx. 27), ou cando se afirma sen pudor 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 introducíron 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., Mestre, 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., Börner, 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.