

Estudio comparado de la diversidad florística en masas de origen natural y repoblado de *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central)

L. Jiménez Bailón^{1*}, F. Martínez García² y M. Costa Tenorio³

¹ Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid «Fernando González Bernáldez». Almendro, 1. 28791 Soto del Real (Madrid). España

² Instituto Pirenaico de Ecología CSIC. Avda. Regimiento de Galicia, s/n. 22700 Jaca (Huesca). España

³ Departamento de Biología Vegetal I. Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid. José Antonio Novais, 2. 28040 Madrid. España

Resumen

El presente estudio tiene como objetivo principal el análisis de las consecuencias ecológicas de las repoblaciones forestales de pino albar desde una perspectiva botánica. Con ello se pretende, además, aportar valiosa información que pueda servir como un elemento más de base para la gestión y restauración forestal encaminadas a alcanzar objetivos de sostenibilidad.

A partir de la información existente se han delimitado con precisión las masas naturales y de origen repoblado de pino albar (*Pinus sylvestris* L.) en la Sierra de Guadarrama. Se ha diseñado un dispositivo de muestreo contemplando ambas situaciones con el fin de estudiar su diversidad, tanto florística como estructural.

En el presente trabajo se ofrecen los resultados relativos al estudio comparado de la composición florística de los dos tipos de masas forestales, los cuales apuntan a una mayor diversidad sistemática global de los pinares naturales, así como a una mayor complejidad estructural.

Palabras clave: *Pinus sylvestris*, flora, repoblación, restauración, gestión sostenible.

Abstract

Comparative study of floristic diversity in original and reforested woods of *Pinus sylvestris* L. in the Guadarrama mountains (Sistema Central Range)

The main aim of this study is to analyse the ecological consequences of reforestation with Scots pine from a botanical standpoint. We also attempt to provide valuable information to be used in forest management and restoration based upon criteria of sustainability.

Using the available information, we accurately demarcated the natural and reforested woods of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Guadarrama mountains. We designed a sampling device taking into consideration both types of populations in order to study the floristic and structural diversity thereof.

This paper provides the results of a comparative study of the floristic composition of both types of forests, which would appear to indicate greater global systematic diversity of the natural pine forests and a higher degree of structural complexity.

Key words: *Pinus sylvestris*, flora, reforestation, restoration, sustainable management.

Introducción

En la Sierra de Guadarrama aparece una de las representaciones más importantes de pino albar de la península Ibérica (Rojo y Montero, 1996), a pesar de

lo cual estas masas han sido objeto de pocos estudios botánicos, debido a que, históricamente, han sido consideradas como masas repobladas. Lejos de esta idea, los datos paleobotánicos e históricos de los que se dispone han demostrado la presencia de formaciones naturales de pino silvestre en todo el Sistema Central, cuya extensión habría ido disminuyendo progresivamente a causa de la deforestación

* Autor para la correspondencia: laurajbailon@bio.ucm.es
Recibido: 19-04-06; Aceptado: 11-10-06.

provocada por actividades humanas (Martínez García, 1999).

La idea clásica apoyada por Rivas-Martínez (1987) del origen artificial de las masas de *Pinus sylvestris* presentes en cotas inferiores a, aproximadamente, 1700 m.s.n.m. contrasta con la tesis sostenida y demostrada por Martínez García (1999) de la existencia de masas de origen natural de pino albar en cotas más bajas.

Además de las formaciones naturales, en la Sierra de Guadarrama existe una gran extensión de masas de origen antrópico originadas por sucesivas campañas de repoblación. Las primeras fueron de escasa relevancia, hasta las efectuadas a finales del siglo XIX y a lo largo del XX. A partir de la década de los sesenta del siglo XX la mecanización de las labores forestales repercutió en una mayor eficacia en las tareas repobladoras (Groome, 1990). Como consecuencia se produjo un incremento en la superficie de las masas artificiales. La mayoría de estas repoblaciones se realizaron en áreas en las que principalmente había pasto o piorno (*Cytisus oromediterraneus*), ya que habían sido previamente desarboladas como consecuencia de las actividades antropozógenas tradicionales (Martínez García, 2002).

De todo lo anteriormente expuesto puede deducirse que la elección de la especie utilizada para repoblar fue correcta, si bien realmente no se han realizado estudios botánicos exhaustivos en el área mediterránea encaminados a evaluar las consecuencias y la evolución de estas masas artificiales, y si se ha conseguido, con estas actuaciones, un bosque maduro (Arrechea, 2002). Actualmente, transcurrido más de medio siglo, podemos evaluar sus repercusiones y saber cómo ha sido la evolución de estas masas en un periodo de tiempo suficientemente amplio.

La repoblación forestal ha sido la práctica de restauración a gran escala más extendida en la mayoría de los países mediterráneos (Vilagrosa, 2005). Actualmente, las nuevas perspectivas en restauración y gestión del bosque en el área mediterránea consideran el estudio de la respuesta de los ecosistemas forestales desde el punto de vista ecológico, y más concretamente el análisis de la biodiversidad y la estructura de los ecosistemas, aspectos que necesariamente han de ser tenidos en cuenta a la hora de evaluar el impacto de las repoblaciones forestales (Zavala *et al.*, 2004; Hofstede *et al.*, 2002). De este modo, los estudios botánicos realizados en masas artificiales constituyen un elemento importante de cara a su gestión presente y futura así como frente a próximas actuaciones en áreas de condiciones ecológicas análogas.

Además, parte del área de estudio ha sido propuesta por las comunidades de Castilla y León y Madrid para formar parte del Espacio Natural Protegido «Sierra de Guadarrama» (BOCL, 2003; BOCM, 2002). Por ello, al tratarse de un posible espacio protegido en el que la gestión forestal debe estar especialmente encaminada a la conservación de los ecosistemas (Arrechea, 2002), el estudio de las consecuencias ecológicas de los pinares artificiales en la Sierra de Guadarrama adquiere mayor relevancia, especialmente si se tiene en cuenta que las masas de pinares de *Pinus sylvestris* son la formación más abundante de todo el área.

Por ello, en este contexto, el principal objetivo del presente estudio es analizar, desde el punto de vista florístico y ecológico, las consecuencias y evolución de las masas forestales repobladas con *Pinus sylvestris* en áreas de distribución natural de la especie. Estos resultados aportarán valiosa información que sirva de base ecológica para el diseño de estrategias encaminadas a una gestión sostenible de las masas repobladas preexistentes así como para nuevas actuaciones restauradoras.

Material y Métodos

El área de estudio se localiza en el centro del Sistema Central español, en la Sierra de Guadarrama. Han sido muestreadas las masas de *Pinus sylvestris* de las vertientes sureste y noroeste de dicha sierra, pertenecientes administrativamente a las provincias de Madrid, Segovia y Ávila.

Geológicamente está constituida por rocas de carácter ácido, dominadas por granitos y gneises. Desde el punto de vista fitoclimático, el área de estudio pertenece a los subtipos VI (IV)₂ o Nemoromediterráneo genuino, en las zonas de media montaña; VIII (VI) u Oroborealoide subnemoral, en zonas más elevadas que el anterior y X (IX)₂ u Oroborealoide termoxérico, en áreas de cumbre (Allué, 1990). Altitudinalmente se localiza entre los 1.240 y los 1.940 m.s.n.m., que corresponde con parte de los pisos supramediterráneo y oromediterráneo.

Para la identificación de masas repobladas y naturales de *Pinus sylvestris* se ha seguido el criterio presentado por Martínez García (1999), en el cual se parte de la cartografía forestal elaborada por Ceballos *et al.*, en 1966. En ella se distinguen las masas consideradas tanto naturales como artificiales por gran parte de la comunidad científica (Martínez García, 1999).

Por otro lado, el origen artificial de las masas consideradas como repobladas ha sido cotejado mediante los proyectos de ordenación y el II Inventario Nacional Forestal (varios autores, 1995a, 1995b, 1995c), entre otros.

Muestreo

Se ha realizado un muestreo diferenciando *a priori*, masas de pinares naturales y repoblados. El trabajo de campo se llevó a cabo en parcelas cuadradas de 20 m de lado. En éstas se ha recogido información biótica, que consiste en el listado completo de las especies de plantas vasculares que vivían en el interior de la parcela. A cada una se le asignó un valor de cobertura, utilizando el índice de abundancia-dominancia, según la escala propuesta por Braun-Blanquet (1979).

La elección de la ubicación de los inventarios en cada tipo de pinar se realizó sobre el terreno, intentando recoger la máxima representatividad en cuanto a la diversidad fisonómica de los pinares así como a la proporcionalidad en cuanto a la superficie ocupada. El

procedimiento seguido para la elección de las parcelas puede otorgar cierta subjetividad, si bien este inconveniente se ha tratado de paliar realizando un número elevado de inventarios.

En total se han recogido 252 inventarios de vegetación, de los cuales 137 corresponden a pinares naturales y 115 a masas de repoblación (Fig. 1). Los realizados en pinares repoblados se efectuaron durante los meses de primavera y verano del año 2001, y los pertenecientes a masas naturales han sido extraídos de la tesis doctoral de Martínez García (1999).

Para la determinación del material herborizado ha sido utilizada como obra de referencia Flora Iberica vols. I-VIII, X y XIV (Castroviejo *et al.*, 1986-2005), para aquellas familias recogidas en los tomos actualmente publicados. Para las restantes se ha seguido principalmente el criterio de Flora Europaea vols. I-V (Tutin *et al.*, 1964-1980), así como Flore de France (Guinochet, 1973-1984), Flora d'Italia (Pignatti, 1982), Flora der Schweiz (Heß *et al.*, 1967-1972) o Flora Vasculare de Andalucía Occidental (Valdés *et al.*, 1987), entre otras. Asimismo, han sido utilizadas diversas revisiones de géneros. Además, la inestimable



Figura 1. Localización de los inventarios de los pinares naturales y de repoblación realizados.

colaboración de especialistas, ha hecho posible la identificación del material de grupos con problemas taxonómicos.

Análisis de los datos

En un primer apartado se ofrecen los resultados referentes tanto a la distribución altitudinal como geográfica en masas naturales y repobladas.

Por otro lado, se ha elaborado un listado completo con todos los táxones identificados en las 252 parcelas muestreadas. En primer lugar se realiza un análisis florístico, en el cual se valoran la diversidad florística y los espectros taxonómico y corológico; y en segundo lugar se lleva a cabo un análisis estructural.

El análisis de la diversidad se elabora por un lado a partir de la riqueza de especies y por otro mediante el índice de diversidad de Shanon-Weaver (ver expresión 1), calculado en función de la cobertura de las especies ($H'_{cobertura}$) (Cabello *et al.*, 1998), expresión particularmente adecuada para el estudio de la vegetación en términos de cobertura (Margalef, 1991).

$$H'_{cobertura} = -\sum p_i \cdot \ln p_i \quad [1]$$

siendo $p_i = \frac{c_i}{C_i}$

siendo:

c_i = cobertura de la especie i en el inventario

C_i = cobertura total del inventario

Los espectros taxonómico y corológico se analizan desde un punto de vista tanto cualitativo como cuantitativo. El primero hace referencia al número de táxones, mientras en el segundo, se analiza la abundancia, calculada como el sumatorio de los valores de cobertura de cada taxon.

La estructura de la formación se ha analizado a partir de los valores de cobertura de todos los táxones. Para ello, la escala de Braun-Blanquet ha sido transformada asignando a cada índice el valor medio del intervalo que comprende, así al índice + (cobertura menor de 1%), se le asigna 0,5%; a 1 (entre 1 y 10%), se le asigna 5%; a 2 (entre 10 y 25%), se le asigna 17,5%; a 3 (entre 25 y 50%), se le asigna 37,5%; a 4 (entre 50 y 75%), se le asigna 62,5% y finalmente al índice 5 (entre 75 y 100%), se le asigna 87,5% (Gounot, 1969).

En este análisis se evalúan las coberturas de *Pinus sylvestris*, así como las de los táxones que forman parte del cortejo florístico del pinar en cada inventario.

Además, se realiza un análisis por estratos y por biotipos en aras de detectar, de una manera más precisa, las diferencias estructurales existentes entre ambos tipos de masas.

Resultados y Discusión

Análisis de la distribución altitudinal y geográfica

La distribución altitudinal de las masas de *Pinus sylvestris* pone de manifiesto, por un lado una mayor amplitud en el rango de distribución altitudinal de las masas naturales muestreadas (Fig. 2). Por otro lado, se observa que las masas artificiales muestreadas se presentan con mayor frecuencia en cotas altitudinales superiores, existiendo, además, una diferencia significativa para la altitud media a la que aparecen (naturales = 1.555,29 m.s.n.m.; repoblados = 1.608,30 m.s.n.m.; $t = 2,83$; $p = 0,005$).

Estos resultados indican que dichas repoblaciones se han llevado a cabo áreas de distribución natural de *Pinus sylvestris*. Sin embargo, Rivas-Martínez (1987), considera las repoblaciones de pinar en altitudes entre los 1.200 y 1.700 m.s.n.m., aproximadamente, co-

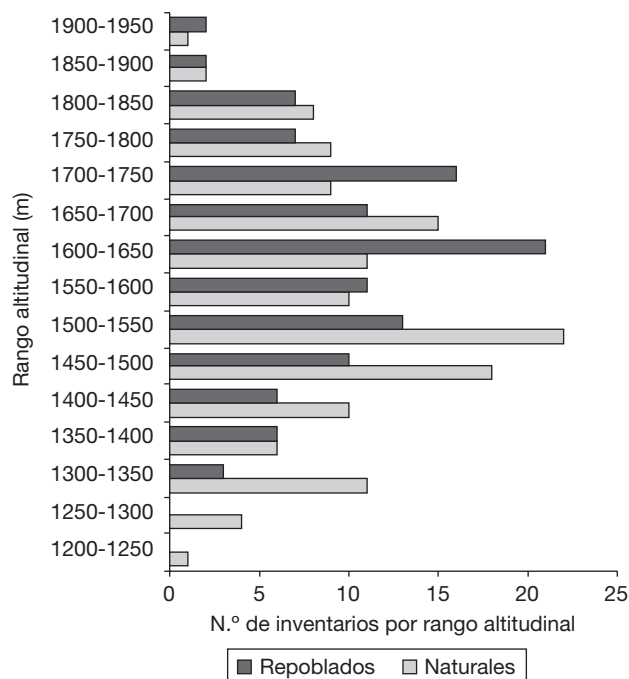


Figura 2. Número de inventarios por cada rango altitudinal en pinares naturales y artificiales.

mo «posiblemente negativas». Dado que los muestreos pueden considerarse cuantitativamente representativos, los resultados que subyacen del análisis altitudinal de las masas muestreadas refutarían esta teoría. Por tanto, la localización de las masas artificiales del área de estudio en zonas de distribución natural de pino albar, no supone un impedimento de cara a su integración en el paisaje vegetal de la Sierra de Guadarrama.

En cuanto a la distribución geográfica se observa un predominio de las masas de repoblación en la zona NE de la sierra, aproximadamente a partir del Puerto del Reventón, mientras que las naturales predominan hacia el SO del mismo.

Análisis florístico

Análisis de la diversidad

En total han sido identificados 404 táxones, de los cuales 403 han sido identificados a nivel infragenérico, mientras que uno *Taraxacum* Weber, debido a la dificultad en la determinación de parte del material herborizado, hemos creído más riguroso tratarlo a nivel genérico.

En los pinares repoblados, el número de táxones encontrados suma 288, mientras que en las masas naturales 342, es decir 54 especies más que en los anteriores. Sin embargo, si tenemos en cuenta el número de táxones presentes por inventario no existen diferencias estadísticas significativas para un test de la t de Student ($t = 0,34$; $p = 0,73$) (Fig. 3), siendo los va-

lores medios para esta variable 29,53 para naturales y 30,11 para repoblados.

El hecho de que la riqueza global de los pinares naturales sea mayor que la de los repoblados, pero los valores por parcela sean semejantes entre ambos tipos de masas, indicaría que dentro de las masas naturales aparece una variabilidad florística mayor. Este hecho estaría asociado a una mayor heterogeneidad ambiental presente en las masas naturales.

En el análisis de la diversidad se constataron diferencias estadísticas significativas ($t = -4,46$; $p = 0,000012$), siendo mayor la diversidad en masas naturales, cuyo valor medio es de 2,08, frente al de repoblados que es de 1,82 (Fig. 4). Esta menor diversidad en masas repobladas estaría relacionada con la abundancia de los táxones, ya que no se han detectado diferencias significativas en cuanto a la riqueza de especies por parcela. Según Margalef (1991) existe una correlación negativa entre la diversidad y la manifestación de dominancia de algunos táxones. Así, la dominancia en términos cuantitativos de unos pocos táxones frente al resto de especies que componen el cortejo florístico en masas repobladas, explicaría la menor diversidad de éstos en comparación con las masas naturales.

Además se ha comprobado que existe un efecto estadísticamente significativo de la cobertura de pino albar sobre la riqueza de especies ($F = 3,52$; $p = 0,015$) y sobre la diversidad florística ($F = 61,86$; $p < 0,001$). En ambos casos el efecto de la cobertura de pino es negativo, siendo mucho más acusado en coberturas de pino silvestre entre el 75 y el 100%. Estos resultados concuerdan con las teorías sostenidas por Navarro Re-

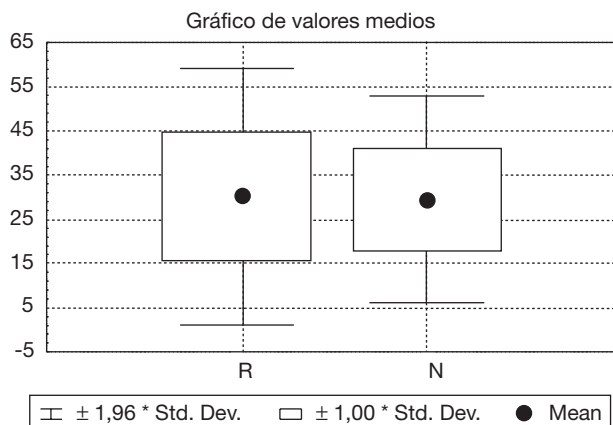


Figura 3. Comparación de valores medios del número de táxones por inventario en masas repobladas (R) y naturales (N).

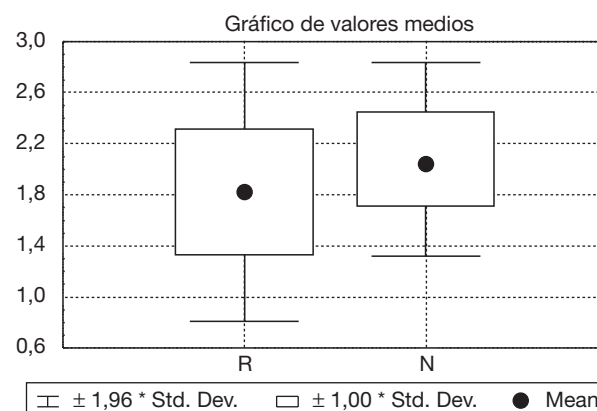


Figura 4. Comparación de valores medios de diversificación de Shannon-Weaver en masas repobladas (R) y naturales (N).

yes (1998), Huesa *et al.* (1998) entre otros, que consideran la elevada densidad de plantación de pinos como uno de los factores que determina la pérdida de diversidad en estos ecosistemas.

En este sentido, el manejo de estas masas artificiales encaminado a alcanzar un modelo estructural similar a las formaciones naturales adultas, cuya cobertura de pino albar es menor, podría atenuar la diferencia en cuanto a la diversidad florística, existente entre ambos tipos de masas. Esta menor diversidad, es una de las principales consecuencias ecológicas de las repoblaciones forestales estudiadas, ya que este parámetro ha sido reconocido como un importante criterio para valorar la sostenibilidad del manejo forestal (Castillo *et al.*, 2003).

Espectro taxonómico

En la Tabla 1 se relacionan, por orden descendente, las familias mejor representadas cuantitativamente, tanto en los pinares de repoblación como en los naturales. A partir de estos datos se desprende que cuantitativamente no existen diferencias significativas entre ambos tipos de pinar.

En ambos casos, destacan *Pinaceae*, *Gramineae*, *Leguminosae* y posteriormente *Hypolepidaceae* como las

familias más importantes en la estructura de las masas. Tanto en masas naturales como en repobladas *Pinus sylvestris* y *Pteridium aquilinum* son los táxones de mayor relevancia cuantitativa de las familias *Pinaceae* e *Hypolepidaceae* respectivamente. Lo mismo ocurre con las gramíneas, en las que destacan *Deschampsia flexuosa* y *Festuca* gr. *rubra*. Para Leguminosas, *Cytisus oromediterraneus* es el taxon que mayor cobertura ocupa, seguido de *Genista florida* en masas naturales y *Adenocarpus hispanicus* en repobladas.

Cualitativamente, las familias más diversas corresponden a *Compositae*, *Gramineae*, *Leguminosae* y *Caryophyllaceae*, si bien el orden de éstas, en cuanto al número de táxones que aporta cada una varía ligeramente.

Espectro corológico

Con objeto de poner de manifiesto la participación de los diferentes elementos corológicos en los dos tipos de pinares muestreados se ha realizado un análisis de la distribución geográfica de las especies. Para ello se han agrupado todos los táxones identificados en ocho unidades corológicas. Por un lado se ofrece el número total de táxones presentes en cada uno de los

Tabla 1. Valores cuantitativos y cualitativos de las familias más representativas de pinares naturales (N) y repoblados (R)

Familia	Cobertura				Familia	N.º de táxones			
	N	% N	R	% R		N	% N	R	% R
<i>Pinaceae</i>	7.105,0	33,89	7.637,5	45,35	<i>Compositae</i>	48	14,04	39	13,54
<i>Gramineae</i>	3.666,5	17,49	2.963,5	17,60	<i>Gramineae</i>	45	13,16	45	15,63
<i>Leguminosae</i>	3.052,5	14,56	1.079,5	6,41	<i>Leguminosae</i>	30	8,77	21	7,29
<i>Hypolepidaceae</i>	1.796,0	8,57	810,5	4,81	<i>Caryophyllaceae</i>	28	8,19	24	8,33
<i>Cupressaceae</i>	770,5	3,68	697,0	4,14	<i>Rosaceae</i>	24	7,02	19	6,6
<i>Juncaceae</i>	525,0	2,50	554,0	3,29	<i>Scrophulariaceae</i>	16	4,68	10	3,47
<i>Caryophyllaceae</i>	461,0	2,20	567,5	3,37	<i>Lamiaceae</i>	14	4,09	15	5,21
<i>Compositae</i>	433,0	2,07	431,0	2,56	<i>Rubiaceae</i>	12	3,51	10	3,47
<i>Fagaceae</i>	507,5	2,42	128,5	0,76	<i>Umbelliferae</i>	11	3,22	5	1,74
<i>Rubiaceae</i>	395,5	1,89	211,0	1,25	<i>Cruciferae</i>	10	2,92	11	3,82
<i>Cistaceae</i>	534,0	2,55	2,5	0,01	<i>Crassulaceae</i>	9	2,63	6	2,08
<i>Polygonaceae</i>	245,0	1,17	272,5	1,62	<i>Campanulaceae</i>	7	2,05	4	1,39
<i>Ericaceae</i>	307,5	1,47	125,5	0,75	<i>Violaceae</i>	6	1,75	6	2,08
<i>Lamiaceae</i>	244,5	1,17	174,5	1,04	<i>Cistaceae</i>	6	1,75	3	1,04
<i>Scrophulariaceae</i>	170,5	0,81	206,0	1,22	<i>Liliaceae</i>	5	1,46	6	2,08
<i>Rosaceae</i>	189,0	0,90	177,5	1,05	<i>Geraniaceae</i>	4	1,17	4	1,39
<i>Cruciferae</i>	83,5	0,40	185,0	1,10	<i>Ranunculaceae</i>	4	1,17	5	1,74
Total	20.963,0	100	1.6840,0	100	Total general	342	100	288	100

Tabla 2. Valores cualitativos y cuantitativos de cada uno de los elementos corológicos presentes en pinares naturales (N) y de repoblación (R)

Elemento corológico	Cobertura				N.º de táxones			
	N	% N	R	% R	N	% N	R	% R
Euroasiático	8.930,5	42,6	9.052,0	53,8	80	23,4	70	24,3
Mediterráneo	7.713,5	36,8	5.247,0	31,2	175	51,2	141	49,0
Circumboreal	1.288,0	6,1	568,0	3,4	25	7,3	14	4,9
Cosmopolita	2.083,0	9,9	1.172,5	7,0	15	4,4	16	5,6
Mediterráneo-Atlántico	443,5	2,1	320,0	1,9	14	4,1	16	5,6
Paleotemplado	445,5	2,1	426,0	2,5	26	7,6	26	9,0
Paleotropical	13,0	0,1	20,0	0,1	2	0,6	1	0,3
Otros	46,0	0,2	34,5	0,2	5	1,5	4	1,4
Total	20.963,0	100,0	1.6840,0	100,0	342	100,0	288	100,0

grupos y por otro el sumatorio de sus coberturas correspondientes. Además se muestran los valores porcentuales relativos a cada tipo de pinar (Tabla 2 y Figs. 5 y 6).

Tanto cualitativa como cuantitativamente no se han detectado diferencias importantes entre ambos tipos de pinares. Cualitativamente, y como cabía esperar, el mayor número de especies presentan una distribución mediterránea: alrededor del 50% de los táxones de cada tipo de pinar son mediterráneos (175 táxones para naturales, lo que supone un 51,2% y 141 en repoblados, lo que supone un 49,0% del catálogo). El elemento euroasiático es el segundo en número de especies, 80 para naturales o el 23,4% y 70 táxones en repoblados lo que supone el 24,3% del catálogo. Los pinares naturales presentan más táxones circumboreales que los pina-

res repoblados, si bien en repoblados aparecen más cosmopolitas, mediterráneo-atlánticos y paleotemplados.

Cuantitativamente, al contrario de lo que ocurre con el número de especies, es el elemento euroasiático el más abundante en ambos casos. Esto es debido principalmente a los valores de cobertura de *Pinus sylvestris*, y en menor medida *Juniperus communis* subsp. *alpina*, si bien la abundancia de este elemento, y en especial de estos táxones, es mayor en masas repobladas. A continuación sigue el elemento mediterráneo, que es ligeramente superior en pinares naturales, al igual que los elementos circumboreal, cosmopolita y mediterráneo-atlántico. Como táxones importantes cuantitativamente del elemento mediterráneo aparecen, en repoblados: *Deschampsia flexuosa*, *Cytisus oromediterraneus*, *Luzula lactea*, *Avenula sulcata* y

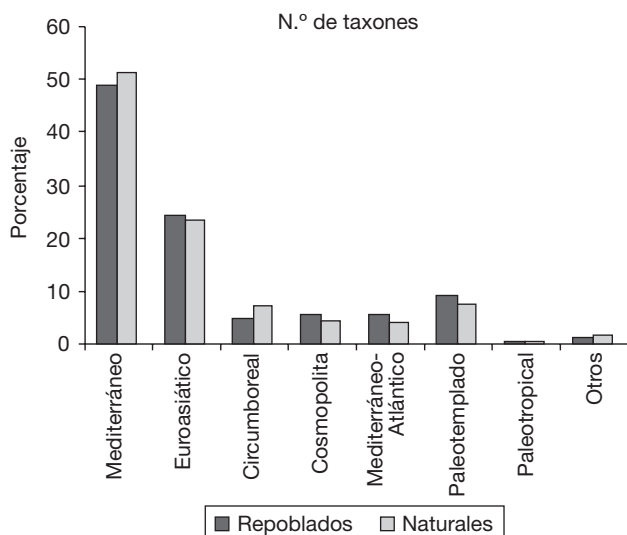


Figura 5. Análisis corológico cualitativo.

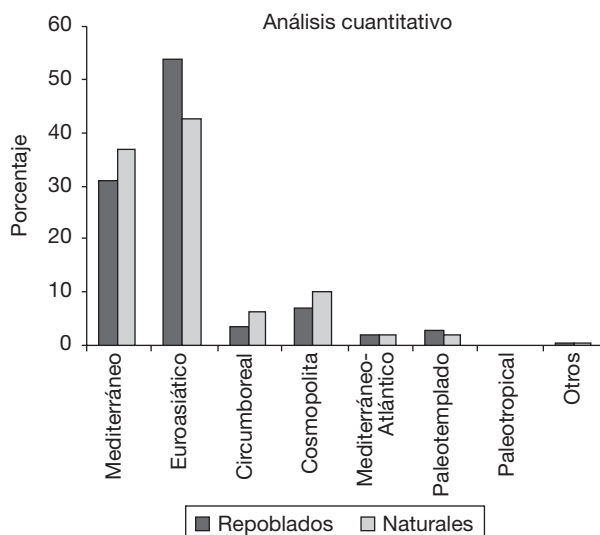


Figura 6. Análisis corológico cuantitativo.

Tabla 3. Porcentaje de táxones endémicos en cada tipo de pinar

Endemicidad	Repoblados	Naturales
Endemismo de la Península Ibérica + Endemismo Ibero-Francés + Endemismo Norteafricano	19.4%	20.76%
Endemismos de la Península Ibérica	13.54%	14.33%

Cerastium ramosissima, y en naturales: *Cytisus oromediterraneus*, *Deschampsia flexuosa*, *Genista florida*, *Genista cinerascens*, *Quercus pyrenaica*, *Luzula lactea* y *Cistus laurifolius*. El elemento circumboreal es más abundante en naturales debido a que los valores de *Festuca gr. rubra* alcanzan el doble en naturales que en repoblados. Con el elemento cosmopolita sucede lo mismo, *Pteridium aquilinum* presenta una cobertura de casi el doble en naturales.

Para el número de endemismos, la diferencia entre ambos tipos de pinares no es sustancial, si bien es algo mayor en masas naturales (Tabla 3).

Los datos anteriores muestran una tendencia de las masas naturales a presentar un mayor número de táxones relictos, principalmente circumboreales, así como endémicos, y una menor cantidad de especies cosmopolitas. Este hecho podría explicarse por los requerimientos ecológicos de este tipo de especies. Así, los táxones relictos y endémicos suelen requerir ambientes ecológicamente más conservados. Este sería el caso de las masas naturales, que presentan un mayor grado de madurez y una menor alteración del medio que las de origen artificial. No obstante, al no existir diferencias significativas, resultaría revelador un análisis de distintos grupos de edad y tipos de ma-

nejo de las masas repobladas que pueda reflejar si éstas presentan una tendencia, en cuanto al enriquecimiento de este tipo de táxones.

Análisis estructural

En cuanto a la cobertura de pino, sí aparecen diferencias estadísticamente significativas ($t = 6,025$; $p < 0,001$) (Fig. 7), siendo la cobertura media por inventario en las masas naturales de 51,55 y en las repobladas de 66,24. Esto se debe por un lado al elevado número de pies por hectárea que habitualmente se plantan en las repoblaciones, y por otro a la ausencia en muchos casos de las labores selvícolas posteriores encaminadas a obtener masas de menor densidad de pino albar.

La cobertura del cortejo florístico también presenta diferencias significativas ($t = -4,88$; $p < 0,001$) (Fig. 8), siendo la media de 101,46 para naturales y 80,20 para repoblados. Además, la menor importancia cuantitativa del cortejo en masas artificiales se refleja en que un 22,6% de los pinares repoblados presentan una cobertura de cortejo menor del 50%, mientras que en los naturales esto ocurre sólo en el 3% de los inventarios.

Por otro lado se ha comprobado que existe un efecto estadísticamente significativo de la cobertura de pino albar sobre la cobertura del cortejo florístico ($F = 20,17$; $p < 0,001$). El efecto de esta variable es negativo, siendo mucho más acusado en coberturas de pino silvestre entre el 75 y el 100%. Las elevadas densidades de pino existentes en general en las repoblaciones dan lugar a una disminución drástica de la ra-

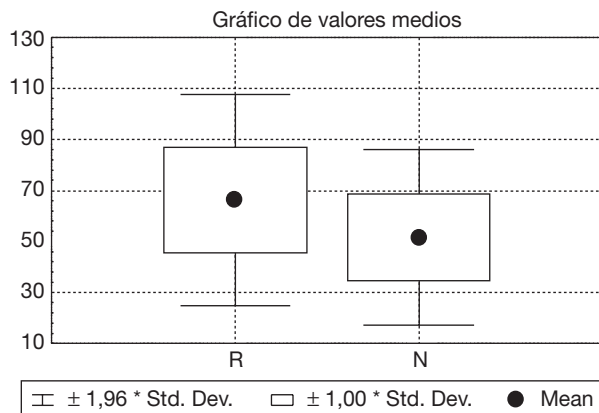


Figura 7. Comparación de valores medios de cobertura de *Pinus sylvestris* L. en masas repobladas (R) y naturales (N).

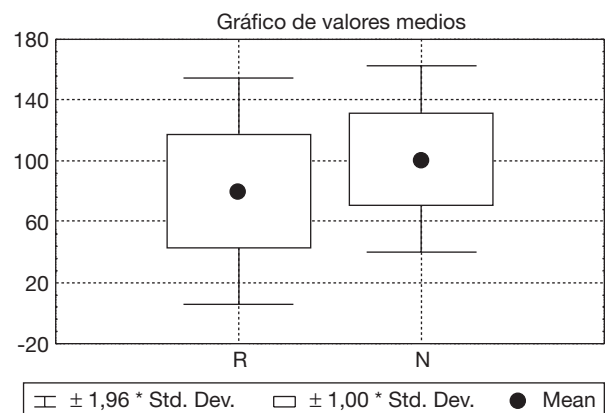


Figura 8. Comparación de valores medios de cobertura del cortejo florístico en masas repobladas (R) y naturales (N).

Tabla 4. Cobertura, expresada como la suma de porcentajes de cada parcela procedentes de la transformación de la escala de Braun-Blanquet, por biotipo y estrato en masas naturales (N) y repobladas (R)

Biotipo	Cobertura total		Cobertura media		Cobertura media por estratos		
	N	R	N	R	N	R	
Fanerófito	7.717,00	7.862,00	56,33	68,37	Arbóreo	56,33	68,37
Nanofanerófito	4.407,50	1.971,00	32,17	17,14	Arbustivo	35,93	19,27
Caméfito	515,50	244,50	3,76	2,13			
Hemicriptófito	5.523,00	4.512,50	40,31	39,24	Herbáceo	60,75	58,80
Geófito	1.911,50	991,00	13,95	8,62			
Caméfito-Hemicriptófito	22,00	20,00	0,16	0,17			
Hemicriptófito-Terófito	77,00	143,50	0,56	1,25			
Terófito	789,50	1.095,50	5,76	9,53			
Total general	20.963,00	16.840,00	153,01	146,43	Total	153,01	146,43

diación solar que penetra bajo el dosel arbóreo. Este hecho impide el establecimiento y supervivencia de las plántulas, lo que provoca una disminución en cuanto a la abundancia de táxones así como una disminución en la diversidad (Navarro Reyes, 1998).

Esta simplificación en la estructura de las masas repobladas frente a las naturales, junto a la pérdida de diversidad y riqueza, es uno de los impactos de mayor relevancia en este tipo de reforestaciones. No obstante, para poder explicar las diferencias detectadas entre ambos tipos de masas, sería conveniente estudiar la relación de estos parámetros con otras variables tales como la edad de la masa o los trabajos selvícolas realizados, entre otras.

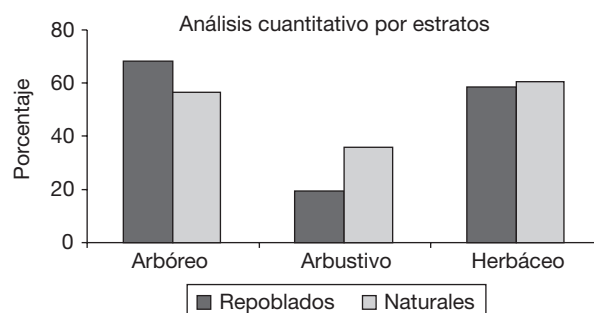
Analizando más exhaustivamente las diferencias estructurales se comprueba que existen 65 táxones cuyas coberturas presentan diferencias estadísticas significativas entre ambos tipos de masas. De ellos, 33 especies presentan mayor cobertura en masas artificiales y 32 en naturales. Sin embargo, las diferencias de cobertura son mucho más notables en los táxones cuantitativamente más relevantes en masas naturales. Así, estos táxones presentan coberturas hasta un 13% mayores en masas naturales que repobladas, mientras que en el caso de los táxones más abundantes en repoblaciones, el incremento en cobertura no supera el 1,6%.

Algunos ejemplos de especies significativamente más importantes en pinares naturales son *Quercus pyrenaica*, *Genista florida* subsp. *florida*, *Genista cinerascens*, *Cistus laurifolius*, *Pteridium aquilinum* subsp. *aquilinum* y *Festuca* gr. *rubra*. Los táxones más abundantes estadísticamente en repoblaciones son entre otros, *Cerastium ramosissima*, *Arrhenatherum album* y *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*.

Espectro de biotipos

Un análisis cuantitativo por estratos del cortejo florístico nos permite ver realmente donde se encuentran las diferencias estructurales entre los dos tipos de pinares. En la Tabla 4 se presentan los datos de cobertura de estos grupos, diferenciando además, los valores cuantitativos de cada biotipo (Figs. 9 y 10).

Los pinares artificiales presentan una mayor cobertura en el estrato arbóreo, lo cual se debe a la mayor abundancia de pino albar, ya comentada anteriormente. Si eliminamos del análisis la especie *Pinus sylvestris*, la diferencia se invierte, de manera que cuantitativamente este estrato es más de 2 veces más abundante en masas naturales, siendo las coberturas medias por estrato de 2,14 en repoblados y 4,78 en naturales. Esta diferencia se debe a una mayor abundancia de táxones tales como *Quercus pyrenaica*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aucuparia* y *Acer monspessulanum*, si bien únicamente el melojo presenta diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la abundancia en ambos tipos de pinares (co-

**Figura 9.** Análisis cuantitativo por estratos.

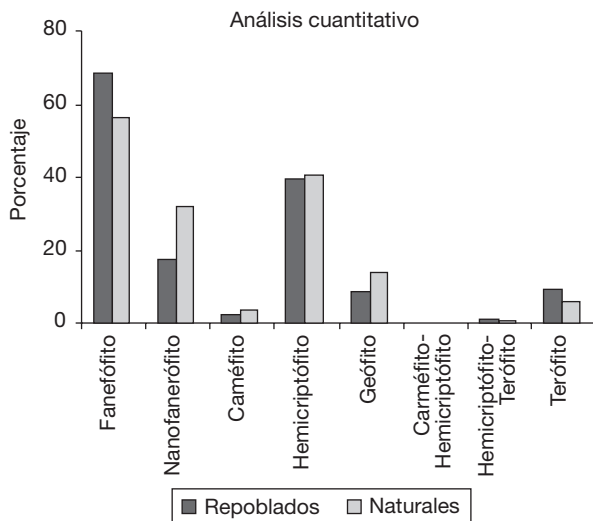


Figura 10. Análisis cuantitativo del espectro de biotipos.

bertura media repoblados = 1,09; naturales = 3,55; $t = -2,54$; $p = 0,012$). Además en masas naturales aparecen otros táxones como *Taxus baccata*, *Prunus avium* y *Malus sylvestris*, ausentes en masas artificiales, que indican un mejor estado de conservación del ecosistema, ya que son especies ecológicamente más exigentes, muchas de ellas de lugares húmedos y protegidos.

Existen algunas especies arbóreas más abundantes en las masas artificiales, si bien la mayoría de éstas han sido introducidas junto al pino albar en las repoblaciones, como *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus uncinata* y *Tilia cordata*. Este hecho tiene ciertas implicaciones si se pretende llevar a cabo una gestión sostenible de estas masas, ya que, según Navarro Reyes (1998), estos táxones deberían ser eliminados, por tratarse de especies alóctonas del Sistema Central.

En cuanto al estrato arbustivo, este es cuantitativamente mucho menor en masas artificiales, siendo su valor medio de cobertura 19,27 frente al 35,93 en naturales.

Esto se debe a que tradicionalmente se ha considerado a la vegetación arbustiva presente en la zona a repoblar como un factor de competencia con el plantón sembrado (Zavala *et al.*, 2004), por lo cual era sistemáticamente eliminado. Además, la escasez de luz en el interior de estas masas ya adultas, actúa como factor limitante para este tipo de táxones. En este sentido, el mantenimiento de un estrato arbustivo supondría una minimización del impacto ecológico de las repoblaciones. Por un lado, como parte integrante de la estructura del pinar más conservado, como refleja el análisis estructural de masas naturales, y por otro

lado como elemento protector edáfico ante la erosión. Además, la realización de trabajos selvícolas encaminados a obtener masas de menor densidad de pino albar, podría atenuar las diferencias estructurales existentes entre las masas artificiales en comparación con las naturales.

Analizando estadísticamente los valores cuantitativos de cada una de las especies del estrato arbustivo, se observa que presentan una cobertura significativamente diferente en ambos tipos de pinares *Genista florida* subsp. *florida*, *Genista cinerascens*, *Cistus laurifolius*, *Halimium umbellatum* subsp. *viscosum*, *Cytisus scoparius* subsp. *scoparius*, *Rubus* ser. *discolores*, *Rubus ulmifolius*, *Rosa micrantha* y *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*. Los seis primeros táxones son estadísticamente más abundantes en masas naturales, y únicamente los tres últimos lo son en masas repobladas.

Cualitativamente se observa que hay 21 táxones ausentes en masas artificiales, tales como *Cistus laurifolius*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Rubus* ser. *discolores*, *Cistus ladanifer*, *Adenocarpus complicatus*, *Rosa squarrosa*, *Rubus* ser. *hystrix*, *Rosa blandaeana*, *Rubus radula*, *Rosa agrestis*, *Rumex suffruticosus*, *Thymus x bractichina*, *Thymus x viciosoi*, *Rosa sicula*, *Daphne gnidium*, *Helianthemum nummularium x apenninum* y *Artemisia campestris* subsp. *glutinosa*, lo que otorga mayor riqueza de arbustos a los pinares naturales. Únicamente *Rosa canina*, *Vaccinium myrtillus*, *Teucrium polium* subsp. *capitatum*, *Dianthus pungens* subsp. *brachyanthus* y *Helichrysum stoechas* subsp. *stoechas* no aparecen en los pinares naturales.

En cuanto a los valores de cobertura del estrato herbáceo, no aparecen diferencias significativas, si bien, desglosando este estrato en los distintos biotipos éstas sí que se aprecian. Las principales diferencias se encuentran tanto en geófitos como en terófitos. La importancia cuantitativa de los geófitos es mayor en pinares naturales, donde encontramos una cobertura media de 13,95 frente a 8,62 en masas artificiales. Estas suelen ser especies más exigentes, de sustratos más ricos y evolucionados y con mayor humedad edáfica, características todas ellas más típicas de bosques naturales que de masas repobladas. En cambio, son los terófitos las herbáceas que más dominan en los pinares repoblados, presentando una cobertura media de 9,53 frente a 5,76 en pinares naturales. Éstas son especies que caracterizan los pastizales anuales, menos exigentes desde el punto de vista edáfico y con una mayor afinidad a los terrenos menos húmedos y estructurados. Según Hofstede (2002), se han encontra-

do ciertas tendencias que muestran que los suelos bajo repoblaciones son más secos y menos orgánicos, lo que explicaría la mayor relevancia cuantitativa de los terófitos en este tipo de masas.

Pteridium aquilinum es el geófito más abundante, y cuya cobertura es significativamente diferente en ambos tipos de pinar, presentando cerca del doble de cobertura en masas naturales. Además *Conopodium pyrenaicum*, *Conopodium subcarneum*, *Hepatica nobilis* y *Senecio adonidifolius* presentan una cobertura significativamente mayor en pinares naturales.

En cuanto a los terófitos, son *Cerastium ramosissimum*, *Teesdalia nudicaulis*, *Cynosurus elegans*, *Galium aparine*, *Geranium lucidum*, *Senecio sylvaticus*, *Veronica hederifolia* subsp. *hederifolia*, *Filago lutescens* subsp. *lutescens*, *Alyssum minutum* y *Geranium molle* los táxones cuya importancia cuantitativa es mayor en masas repobladas. Sólo *Leontodon saxatilis* subsp. *hispidus*, *Petrorhagia nanteuilli*, *Hispidella hispanica*, *Vicia angustifolia*, *Crucianella angustifolia* y *Anthriscus caucalis* presentan coberturas significativamente mayores en masas naturales.

Estos datos muestran que los pinares naturales presentan una mayor complejidad estructural, con los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo bien definidos. La elevada cobertura de pino presente en masas artificiales aumenta la competencia e impide que la formación aumente su complejidad estructural, así como repercute negativamente en su diversidad florística.

La implementación de labores selvícolas encaminadas a reducir las elevadas coberturas de pino albar podrían atenuar las diferencias entre masas naturales y repobladas que demuestran los datos obtenidos en el presente estudio. Para ello, es necesario realizar nuevos estudios encaminados a analizar la tendencia de estos parámetros en función de la edad y de las labores selvícolas aplicadas.

Conclusiones

— En la Sierra de Guadarrama se observa que las masas de repoblación se encuentran principalmente en áreas de distribución natural de *Pinus sylvestris*, fuera del dominio del melojar (*Quercus pyrenaica*).

— La diversidad florística es mayor en masas de origen natural frente a masas de origen artificial.

— En el estudio de los espectros corológico y sistemático no se detectaron diferencias importantes entre las masas estudiadas.

— Las masas repobladas presentan una menor complejidad estructural frente a las masas naturales.

— Se ha comprobado que elevadas densidades de *Pinus sylvestris* repercuten negativamente en la diversidad florística, la riqueza de especies y la complejidad estructural de estas masas.

— En el estrato arbóreo se detecta una mayor cobertura del mismo en masas artificiales, debido a la abundante presencia de pino albar, así como un empobrecimiento en especies de ambientes ecológicos bien conservados.

— En el estrato arbustivo se observa una menor riqueza y abundancia de táxones con respecto a las masas naturales.

— En el estrato herbáceo aparecen diferencias en cuanto a la importancia cuantitativa de los biotipos que lo componen. En masas naturales son los geófitos los que adquieren mayor relevancia en la estructura, mientras que en masas artificiales los terófitos son el biotipo dominante.

Referencias bibliográficas

- ALLUÉ ANDRADE J.L., 1990. Atlas fitoclimático de España. Taxonomías. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid, España, 221 pp.
- ARRECHEA E., 2002. La gestión forestal de los espacios naturales protegidos: el ejemplo del Parque Natural del Moncayo. Ecosistemas Año XI, n.º 2 (mayo-agosto).
- BOLETÍN OFICIAL DE CASTILLA Y LEÓN, 2003. Orden MAM/195/2003, de 24 de febrero, por la que se acuerda la iniciación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Espacio Natural «Sierra de Guadarrama» (Ávila y Segovia). Valladolid. BOC y L. n.º 43, 04/03/2003.
- BOLETÍN OFICIAL DE LA COMUNIDAD DE MADRID, 2002. Orden 2173/2002, de 10 de Septiembre, del Consejero de Medio Ambiente, por la que se declara la iniciación del procedimiento de tramitación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Sierra de Guadarrama. Madrid. BOCM n.º 226, 23/09/2002.
- BRAUN-BLANQUET J., 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ediciones Blume. Madrid, España, 820 pp.
- CABELLO J., ALEMÁN M.M., CASTRO H., MOTA J., 1998. Diversidad ecológica en comunidades de matorral mediterráneas-semiáridas del sureste de la Península Ibérica. Encuentro Medioambiental Almeriense, Almería 7-8 marzo. Disponible en: <http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMENT/g08/d08208/d08208.htm>
- CASTILLO F.J., IMBERT J.B., BLANCO J.A., TRABER C., PUERTAS F., 2003. Gestión Forestal Sostenible de

- masas de pino silvestre en el Pirineo Navarro. Ecosistemas Año XII, n.º 3 (septiembre-diciembre).
- CASTROVIEJO S., AEDO C., CIRUJANO S., LAÍN Z M., MONSERRAT P., MORALES R., MUÑOZ GARMENDIA F., NAVARRO C., PAIVA J., SORIANO C. (eds), 1993. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. III. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 730 pp.
- CASTROVIEJO S., AEDO C., BENEDÍ C., LAÍN Z M., MUÑOZ GARMENDIA F., NIETO FELINER G., PAIVA J. (eds), 2000. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VIII. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 375 pp.
- CASTROVIEJO S., AEDO C., GÓMEZ CAMPO C., LAÍN Z M., MONSERRAT P., MORALES R., MUÑOZ GARMENDIA F., NIETO FELINER G., RICO E., TALAVEIRA S., VILLAR L. (eds), 1993. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. IV. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 730 pp.
- CASTROVIEJO S., AEDO C., LAÍN Z M., MORALES R., MUÑOZ GARMENDIA F., NIETO FELINER G., PAIVA J. (eds), 1997. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. V. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, 320 pp.
- CASTROVIEJO S., LAÍN Z M., LÓPEZ GONZÁLEZ G., MONSERRAT P., MUÑOZ GARMENDIA F., PAIVA J., VILLAR L. (eds), 1986. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. I. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 575 pp.
- CASTROVIEJO S., LAÍN Z M., LÓPEZ GONZÁLEZ G., MONSERRAT P., MUNOZ GARMENDIA F., PAIVA J., VILLAR L. (eds), 1990. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. II. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 897 pp.
- CEBALLOS L., LÓPEZ M., PARDOS J.A., UBEDA J., 1966. Mapa forestal de España, escala 1:400.000. Ministerio de Agricultura, Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Madrid, España.
- GOUNOT M., 1969. Méthodes d'étude quantitative de la végétation. Masson et C^{ie} Éditeurs. Paris, Francia, 204 pp.
- GROOME H.J., 1990. Historia de la política forestal en el Estado Español. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid, España, 336 pp.
- GUINOCHET M., VILMORIN R., 1973-1984. Flore de France. Tomos I-V. CNRS. Paris, Francia.
- HEß H.E., LANDOLT R., HIRZEL R., 1967-1972. Flora der Schweiz. Vols. I-III. Editorial Birkhäuser. Basel. Alemania.
- HOFSTEDE R.G.M., GROENENDIJK J.P., COPPUS R., FEHSE J.C., SEVINK J., 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the Ecuadorian High Andes. Mountain Research and Development 22(2), 159-167.
- HUESA R., DOMENE J., ALCOCER F., 1998. Consideraciones sobre la presencia e importancia de las formaciones de pinares en la provincia de Almería. Encuentro Medioambiental Almeriense, Almería 7-8 de marzo. Disponible en: <http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMENT/g07/d07205/d07205.htm>.
- MARGALEF R., 1991. Ecología. Ediciones Omega. Barcelona, España, 951 pp.
- MARTÍNEZ GARCÍA F., 1999. Los bosques de *Pinus sylvestris* L. del Sistema Central Español. Distribución, Historia, Composición florística y Tipología. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- MARTÍNEZ GARCÍA F., 2002. ¿Qué valor tiene el argumento de las «replantaciones antiguas»? El ejemplo de los pinares albares del Sistema Central. Anales de Biología 24, 45-63.
- MUÑOZ GARMENDIA F., NAVARRO C., (eds), 1998. Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VI. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 592 pp.
- NAVARRO REYES F. B., 1998. Importancia ecológica de los pinares. Encuentro Medioambiental Almeriense, Almería 7-8 marzo. Disponible en: <http://www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMENT/g08/d08208/d08208.htm>
- NIETO FELINER G., JURY S.L., HERRERO A. (eds), 2003. Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. X. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 498 pp.
- PAIVA J., SALES F., HEDGE I.C., AEDO C., ALDASORO J.J., CASTROVIEJO S., HERRERO A., VELAYOS M. (eds), 2001. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. XIV. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 251 pp.
- PIGNATTI S., 1982. Flora D'Italia. Vols I-III. Edagricole. Bologna. Italia.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., 1987. Memoria del Mapa de las Series de Vegetación de España. 1:400.000. ICONA. Madrid, España, 268 pp.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., CANTÓ P., 1987. Datos sobre la vegetación de las sierras de Guadarrama y Malagón. Lazaroa 7, 235-257.
- ROJO Y ALBORECA A., MONTERO GONZÁLEZ G., 1996. El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama. Historia y selvicultura de los pinares de Cercedilla, Navacerrada y Valsaín. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España, 293 pp.
- TALAVERA S., AEDO C., CASTROVIEJO S., HERRERO A., ROMERO ZARCO C., SALGUEIRO F.J., VELAYOS M. (eds), 2000. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VII (II) Real Jardín Botánico, C.S.I.C. Madrid, España, pp. 579-1119.
- TALAVERA S., AEDO C., CASTROVIEJO S., ROMERO ZARCO C., SÁEZ L., SALGUEIRO F.J., VELAYOS M. (eds), 1999. Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VII (I) Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, España, 592 pp. 1-578.
- TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., VALENTINE D.H., WALTERS S.M., WEBB, D.A. (eds.), 1964-1980. Flora Europaea. Vols.: I-V. Cambridge Univ. Press. Cambridge, Inglaterra.
- VALDÉS B., TALAVERA S., FERNÁNDEZ-GALIANO E. (eds), 1987. Flora Vasculare de Andalucía Occidental. Vol.: I-III. Ketres Editora, S.A. Barcelona, España.

- VALLEJO R., CORTINA J., VILAGROSA A., SEVA J.P., ALLOZA J.A., 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey Benayas J.M., Espigares Pinilla T., Nicolau Ibarra J.M. (eds), 2003. Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España, pp. 11-42.
- VARIOS AUTORES, 1995a. Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1995. Castilla y León, Ávila. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA. Madrid, España.
- VARIOS AUTORES, 1995b. Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1995. Castilla y León, Segovia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA. Madrid, España.
- VARIOS AUTORES, 1995c. Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1995. Comunidad de Madrid. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA. Madrid, España.
- VILAGROSA A., CORTINA J., RUBIO E., TRUBAT R., CHIRINO E., GIL-PELEGRIN E., VALLEJO V.R., 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. *Invest Agrar: Sist Rec For* 14(3), 446-461.
- ZAVALA M.A., ZAMORA R., PULIDO F., BLANCO J.A., IMBERT J.B., MARAÑÓN T., CASTILLO F.J., VALLADARES F., 2004. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo. En: Valladares F., 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF. Madrid, España, pp. 509-529.