

IMPORTANCIA DE LA VARIABILIDAD ESTRUCTURAL DE ECOSISTEMAS FORESTALES EN LA DIVERSIDAD ESPECÍFICA

Angela Taboada Palomares, Reyes Tárrega García-Mares*, Leonor Calvo Galván, Elena Marcos Porras, José Antonio Marcos Martín y José María Salgado Costas

Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León. 24071-LEON (España). * Correo electrónico: r.tarrega@unileon.es

Resumen

Se pretende determinar si la estructura forestal, ligada en la mayoría de los casos a la intervención humana, tiene mayor influencia sobre la biodiversidad que la especie arbórea dominante. Se analiza la diversidad en dos grupos taxonómicos: la vegetación del sotobosque y los carábidos edáficos. Las zonas de estudio incluyen ocho tipos de ecosistemas forestales (con cinco réplicas de cada): repoblaciones de *Pinus sylvestris* de diez, cuarenta y ochenta años, un pinar natural relicto de la misma especie, y cuatro tipos de formaciones de *Quercus pyrenaica*: robledales maduros con pastoreo y extracción de leña, robledales maduros sin estos usos, formaciones adhesionadas, y formaciones de roble arbustivo. Los resultados se analizan globalmente mediante un ACP, observándose una ordenación tanto en función de las dimensiones de los árboles como de la especie arbórea dominante. En general, los carábidos responden mejor a las variables analizadas, aunque existe una correlación significativa entre la riqueza de los dos grupos considerados, que es siempre mayor en robledales. Sin embargo, al coincidir la menor diversidad de especies en pinares, con menores coeficientes de variación y por tanto menor variabilidad estructural, es difícil separar los efectos de la heterogeneidad espacial de los inherentes a la especie arbórea dominante.

Palabras clave: *Biodiversidad, Carábidos, Heterogeneidad, Pinares, Robledales, Vegetación del sotobosque*

INTRODUCCIÓN

Se ha señalado la gran influencia de la heterogeneidad espacial, tanto horizontal como vertical, en la biodiversidad forestal (MAGURRAN, 1989). Por ello, aunque a veces se atribuyen efectos negativos a las repoblaciones porque se realizan con especies de crecimiento rápido en zonas de bosques de frondosas, las mayores críticas se basan en la uniformización ligada a los métodos tradicionales de plantación. Por otra parte, la explotación, o el abandono de la misma, en cualquier tipo de sistema forestal también suele traducirse en cambios

en la estructura del dosel arbóreo, que repercuten sobre la biodiversidad, aunque no siempre de la misma forma (LUIS-CALABUIG *et al.*, 2000; ONAINDÍA *et al.*, 2004; MONTES *et al.*, 2005). La mayoría de los trabajos que abordan estos aspectos suelen analizar los efectos sobre la vegetación del sotobosque; sin embargo, estudios recientes ponen de manifiesto que algunos grupos de insectos, como los carábidos, son muy sensibles a la alteración del hábitat (RAINIO & NIEMELÄ, 2003), por lo que el cambio en la diversidad de sus comunidades podría complementar la información obtenida a partir de la diversidad vegetal.

En trabajos anteriores se ha analizado el efecto de la estructura forestal sobre la diversidad vegetal del sotobosque en robledales (TÁRREGA et al., 2006) y plantaciones de pino (MARCOS et al., 2007), así como sobre los carábidos edáficos en estas mismas formaciones (TABOADA et al., 2006, 2007). Sin embargo, no se habían comparado de forma conjunta todos estos aspectos, cuestión que se aborda en el presente estudio. Por tanto, el objetivo en este caso es determinar si la estructura forestal, consecuencia de la intervención humana, tiene una mayor influencia en la biodiversidad que el tipo de especie arbórea dominante. En concreto, se pretende comparar el efecto de dos especies arbóreas, *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*, en ocho tipos de formaciones forestales, cuatro de cada especie: 1) plantaciones de pino jóvenes de diez años (P10), 2) plantaciones maduras de cuarenta años (P40), 3) plantaciones maduras de ochenta años (P80), 4) un pinar natural relicto (en el que se estudia el efecto de la especie, sin la uniformización ligada a las plantaciones), localizado en Puebla de Lillo (PL), 5) robledales maduros con pastoreo y extracción de leña y, por tanto, con escasa biomasa leñosa en el sotobosque (robledales sin sotobosque arbustivo, RS), 6) robledales maduros en los que se han abandonado estos usos (robledales con sotobosque arbustivo, RC), 7) robledales adhesionados, con baja densidad de árboles podados para favorecer la expansión de la copa a expensas de la altura, y utilizados para pasto (RD) y 8) formaciones de roble arbustivo, con gran densidad de pies de escaso porte, consecuencia de la repetición de incendios o resultado de la sucesión secundaria tras abandono de pastos (RA). Para la evaluación de la biodiversidad se consideran dos grupos taxonómicos completamente diferentes y a una escala espacial distinta: las plantas del sotobosque (cuantificadas como número de especies / m²) y los carábidos edáficos (número total de especies recolectadas en cada zona).

METODOLOGÍA

Se localizó un total de 40 zonas de estudio, 5 réplicas de cada tipo, en el noreste de la provincia de León (42° 36'-43° 4' N, 4° 53'-5° 16' W). Se intentó que fueran similares excepto en

la especie arbórea dominante y en la forma de intervención humana. La precipitación media anual oscila entre 920 y 1200 mm y la temperatura media anual entre 8 y 11°C (MINISTERIO DE AGRICULTURA, 1980). Una descripción más detallada de cada zona se puede encontrar en TÁRREGA et al. (2006) y MARCOS et al. (2007).

Para determinar las características del arbolado, en cada zona se realizaron dos transectos de 40 m, muestreándose en cada uno cinco puntos. En cada punto se midió la distancia al árbol más próximo en los cuatro cuadrantes y en estos mismos árboles se midió el perímetro del tronco y dos diámetros de copa (la media de ambos se consideró como diámetro medio de la copa). Además se estimó visualmente la altura de los árboles, desde su base hasta la parte superior de la copa. Para las comparaciones entre zonas se utilizó el valor medio y el coeficiente de variación obtenido a partir de los datos de los 40 árboles medidos en cada zona. La vegetación del sotobosque se estudia en los mismos transectos, mediante una unidad de muestreo de 1 m². Se realizaron veinte muestreos en cada zona de robledal y seis en cada zona de pinar. En cada muestreo se contabiliza el número de especies presentes y su porcentaje de cobertura, estimada visualmente. En este trabajo sólo se considera la cobertura arbustiva (considerada como la suma de las coberturas de las especies leñosas encontradas en cada unidad de muestreo). En las comparaciones posteriores se utilizó el valor medio y el coeficiente de variación de la cobertura arbustiva de cada zona. Para eliminar la posible influencia del diferente número de muestreos realizados en robledales y pinares, se considera como estimador de la diversidad la riqueza media de especies por metro cuadrado. El muestreo de carábidos se llevó a cabo mediante trampas de caída. En cada zona se colocaron 15 trampas, en los mismos transectos utilizados para el muestreo de vegetación. Las trampas se mantuvieron desde mayo hasta octubre, cambiándose cada 20-25 días (TABOADA et al., 2006, 2007). En el análisis de diversidad, estimada también como riqueza, se considera el número total de especies encontrado en cada zona durante todo el periodo de muestreo. Para la comparación conjunta de todos los resultados se llevó a cabo un análisis en componentes principales (ACP). El programa utilizado fue Statistica 6.0.

RESULTADOS

Cuando se comparan las características del arbolado de las distintas zonas de estudio se ponen de manifiesto algunas diferencias (Tabla 1). En general, los árboles presentan un mayor tamaño en los robledales adhesionados y maduros, en las plantaciones de 40 y 80 años y en el pinar de Lillo, siendo menores en las formaciones de roble arbustivo y en las plantaciones de 10 años. La distancia media entre árboles (inversa a la densidad) es mayor en robledales adhesionados y en el pinar de Lillo. Cuando se comparan en conjunto todas las zonas de robledal frente a todas las de pinar no se observan diferencias entre ellas. La cobertura arbustiva del sotobosque es máxima en las plantaciones de 10 años y mínima en los robledales adhesionados y aunque hay gran variabilidad entre los distintos tipos de formaciones, en conjunto es significativamente mayor en los pinares. Por lo que se refiere a los coeficientes de variación, son menores en las plantaciones, con diferencias estadísticamente significativas entre robledales y pinares en todos los casos. La diversidad, tanto de especies vegetales como de carábidos edáficos, es significativamente mayor en robledales que en pinares.

La comparación conjunta de todos los resultados mediante un análisis en componentes prin-

cipales (Figura 1) pone de manifiesto la importancia de la estructura forestal y también de la especie arbórea dominante. El primer eje separa las zonas en función de las mayores dimensiones del arbolado (extremo positivo) y la mayor cobertura de sotobosque (extremo negativo). El segundo eje enfrenta los valores más altos de los coeficientes de variación y mayor diversidad de especies (extremo positivo) y la mayor altura de los árboles y mayor cobertura arbustiva (extremo negativo) y tiende a separar robledales y pinares. Los grupos más claros corresponden a las plantaciones de 10 años y robledales arbustivos, y a las plantaciones de 40 y 80 años (salvo P80-4), que no se diferencian entre sí; las dehesas se sitúan en el extremo positivo de ambos ejes. Los dos tipos de robledales maduros manifiestan características intermedias entre las dehesas y las formaciones arbustivas. El pinar de Lillo presenta una gran variabilidad, con la mayoría de las parcelas semejantes a los robledales maduros y sólo una más próxima a las plantaciones de mayor edad.

Cuando se compara la diversidad de especies de plantas y la de carábidos, ambos grupos presentan una correlación positiva ($r = 0.46$, $p < 0.05$). Además, en el caso de las plantas se observa una correlación significativa entre su diversidad y el coeficiente de variación de las

	RD		RS		RC		RA		P10		P40		P80		PL		F	p
	VM	SD	VM	SD	VM	SD	VM	SD	VM	SD	VM	SD	VM	SD	VM	SD		
Altura árbol (m)	10,7	2,0	14,4	3,1	11,2	3,0	4,9	0,9	2,6	1,0	17,3	1,6	17,8	1,1	15,9	2,8	3,14	n. s.
Perímetro tronco (cm)	93,9	18,8	89,5	37,9	49,9	16,0	22,5	3,2	16,1	5,2	86,7	13,5	91,9	18,6	122,0	38,1	1,38	n. s.
Diámetro copa (m)	6,7	0,5	6,1	1,7	3,9	0,9	1,8	0,2	1,1	0,3	4,5	0,5	4,2	0,9	6,3	1,8	0,78	n. s.
Distancia media (m)	7,5	1,5	4,1	1,0	2,9	0,5	2,3	0,9	3,0	0,3	3,9	0,6	4,4	1,8	6,4	1,1	0,14	n. s.
Cobertura arbustiva (%)	8,6	7,1	27,7	16,8	56,8	6,2	79,1	20,2	127,8	30,4	57,8	19,6	39,3	21,3	63,2	17,4	6,63	0,014
CV Altura árbol	39,9	14,9	28,8	11,0	41,5	18,2	48,1	10,5	30,0	2,7	13,4	5,7	9,4	2,2	34,5	17,7	15,30	<0,001
CV Perímetro tronco	90,5	20,1	54,3	20,0	87,1	16,0	54,4	16,7	29,7	8,6	24,8	5,9	20,1	8,2	49,5	13,9	40,90	<0,001
CV Diámetro copa	64,0	10,6	42,3	12,0	51,9	8,0	45,2	15,0	25,6	5,7	28,1	3,7	29,9	15,5	45,4	14,3	19,57	<0,001
CV Distancia media	57,8	7,8	51,9	3,5	56,0	16,2	69,6	15,9	28,8	3,9	49,0	5,1	47,4	26,3	53,3	5,5	9,47	0,004
CV Cob. arbustiva	139,6	43,0	86,2	79,6	47,1	10,5	32,0	4,1	22,0	12,7	46,2	33,9	32,2	26,2	47,4	38,7	6,97	0,012
Nº SP plantas/m ²	15,9	2,0	12,8	3,4	13,6	1,3	13,1	4,1	8,3	3,5	6,7	3,7	8,5	1,2	7,3	2,1	46,20	<0,001
Nº total SP carábidos	22,2	4,6	15,4	3,8	13,4	2,8	11,4	3,4	9,8	2,9	7,6	0,9	11,2	1,3	13,4	2,6	13,92	<0,001

Tabla 1. Valores medios (VM) y desviación estándar (SD) (5 réplicas en todos los casos) para las variables estructurales medidas, sus coeficientes de variación (CV) y la riqueza de especies de plantas del sotobosque y los carábidos edáficos. Se incluyen resultados del análisis de varianza comparando robledales y pinares. (RD = Robledal adhesionado, RS = Robledal sin sotobosque leñoso, RC = Robledal con sotobosque leñoso, RA = Robledal arbustivo, P10 = Plantaciones de 10 años, P40 = Plantaciones de 40 años, P80 = Plantaciones de 80 años, PL = Pinar de Lillo) (Valores de cobertura arbustiva superiores al 100% se explican por la superposición de estratos)

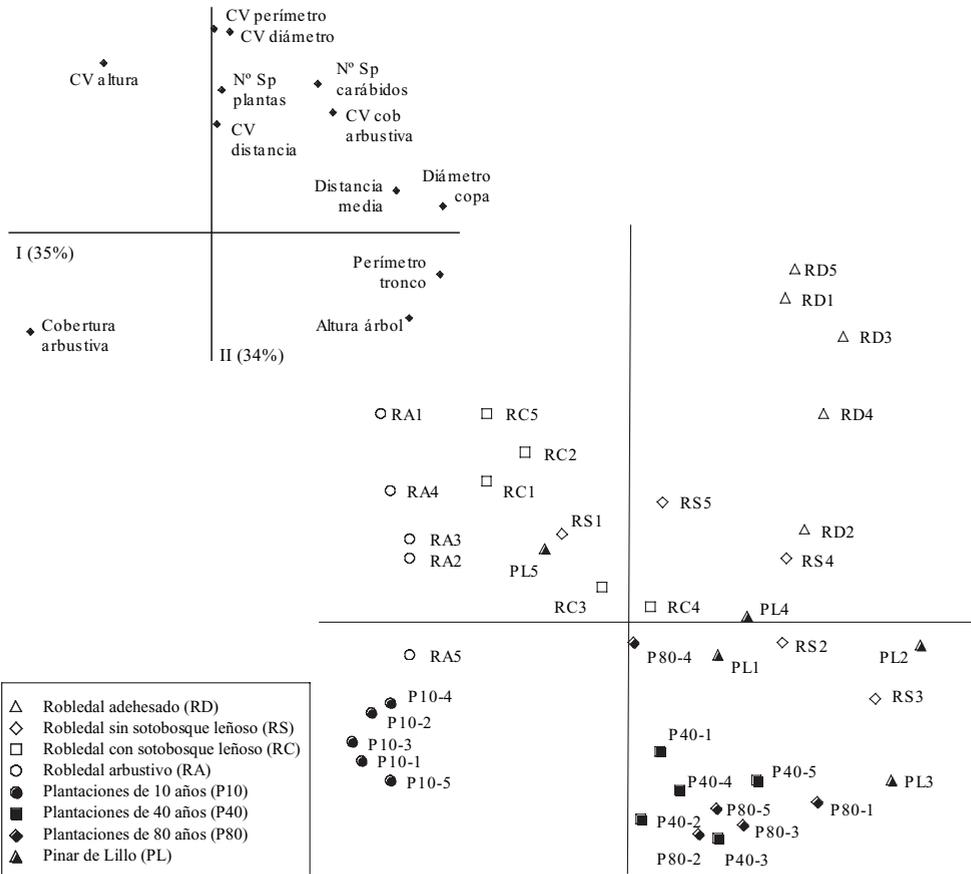


Figura 1. Localización de las variables y las zonas estudiadas en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis en componentes principales

dimensiones de los árboles, pero no directamente con su tamaño (Tabla 2). La riqueza de carábidos se correlaciona positivamente con un mayor perímetro de tronco y distancia entre árboles, y negativamente con la cobertura leñosa, y también es mayor en función del aumento en los coeficientes de variación. Sin embargo, si el análisis se realiza por separado para las zonas de roble y de pino, en el caso de la diversidad de plantas no hay ninguna correlación estadísticamente significativa. La diversidad de carábidos en los robledales aumenta al aumentar el tamaño de los árboles y disminuye con la cobertura arbustiva, pero, salvo para esta última variable, no está influida significativamente por los coeficientes de variación. En los pinares no

se observa ninguna correlación significativa con ninguna de estas variables. El gradiente ambiental complejo representado por los dos primeros ejes del análisis en componentes principales, presenta una correlación positiva con el número de carábidos cuando se consideran todas las zonas y también para las zonas de roble. En el caso de la riqueza de plantas la correlación sólo es significativa con el eje II y sólo cuando se consideran todas las zonas de estudio.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto tanto la importancia de la estructura forestal

	TOTAL		ROBLEDAL		PINAR	
	Riqueza plantas	Riqueza carábidos	Riqueza plantas	Riqueza carábidos	Riqueza plantas	Riqueza carábidos
Altura árbol (m)	-0,19	0,00	-0,02	0,25	0,04	0,14
Perímetro tronco (cm)	-0,08	0,28	0,10	0,56 *	0,10	0,37
Diámetro copa (m)	0,18	0,52 *	0,15	0,63 *	0,06	0,38
Distancia media (m)	0,12	0,51 *	0,32	0,71 *	0,14	0,43
Cobertura arbustiva (%)	-0,28	-0,50 *	-0,14	-0,69 *	0,12	-0,03
CV altura árbol	0,33 *	0,32 *	-0,01	-0,03	-0,25	0,22
CV perímetro tronco	0,56 *	0,59 *	0,29	0,36	-0,35	0,37
CV diámetro copa	0,49 *	0,55 *	0,40	0,40	-0,24	0,33
CV distancia media	0,26	0,13	-0,20	-0,38	-0,06	0,21
CV cobertura arbustiva	0,29	0,64 *	-0,05	0,67 *	0,08	0,14
Eje I ACP	0,05	0,44 *	0,13	0,70 *	0,09	0,30
Eje II ACP	0,65 *	0,68 *	0,34	0,53 *	-0,05	0,48 *

Tabla 2. Resultados del análisis de correlación entre las variables estructurales medidas, su coeficiente de variación (CV) y los dos primeros ejes del ACP, con los valores de riqueza de especies de plantas del sotobosque (n° de especies/ m^2) y de carábidos edáficos (n° total de especies recolectadas en cada zona) para el total de zonas estudiadas e independientemente para las zonas de robledal y de pinar. Los valores del coeficiente de correlación señalados con negrita y * son estadísticamente significativos ($p < 0,05$)

como de la especie arbórea dominante, aunque es difícil separar ambos aspectos al analizar su influencia sobre la biodiversidad. La riqueza de especies vegetales en el sotobosque, a la pequeña escala considerada ($1 m^2$), no depende de las dimensiones de los árboles, aunque sí está correlacionada con la variabilidad en las características del arbolado, estimada como su coeficiente de variación. Sin embargo, esta relación con la mayor heterogeneidad espacial puede depender más de la especie arbórea dominante que de la propia estructura del dosel forestal, ya que no se pone de manifiesto cuando se analizan por separado robledales y pinares. Algo semejante se deduce de la diversidad de carábidos, que para el conjunto de zonas depende tanto de las dimensiones de los árboles como de la variabilidad estructural; sin embargo, al analizar sólo los pinares no hay correlaciones significativas, mientras que en los robledales tiene una mayor influencia el tamaño de los árboles. Otros autores han señalado que no siempre es posible relacionar una mayor heterogeneidad estructural con una mayor riqueza de especies (MONTES *et al.*, 2005).

Por tanto, está clara la menor diversidad de especies en pinares que en robledales para los dos grupos taxonómicos estudiados, pero no es concluyente si ello es sólo debido a la menor heterogeneidad, asociada al método de plantación, o si también influye la propia especie. En el pinar de

Lillo se observa en general una mayor variabilidad en la estructura forestal pero no está asociada a mayor riqueza de plantas, aunque sí de carábidos. Por otra parte, la diversidad, aunque importante, nunca debe ser el único indicador considerado (MAGURRAN, 1989). Diversos autores han señalado que el cambio en la composición de especies funciona mejor que las medidas de diversidad para detectar la influencia del tipo de gestión (ONAINDÍA *et al.*, 2004). Además, no hay que olvidar que zonas con poca riqueza, como podría ser el pinar de Lillo, pueden tener especies características y por tanto ser relevantes en conservación.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León y a los Guardas Forestales de las diferentes zonas la información suministrada. Este estudio ha sido financiado por la C.I.C.Y.T. (Proyecto REN 2003-05432/GLO) y por la Junta de Castilla y León (Proyecto 2003/25, ref. LE031/03).

BIBLIOGRAFÍA

LUIS-CALABUIG, E.; TÁRREGA, R.; CALVO, L.; MARCOS, E. & VALBUENA, L.; 2000. History of

- landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In: L. Traubad (ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*: 43-86. WIT Press. Southampton.
- MAGURRAN, A.E.; 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral. Barcelona.
- MARCOS, J.A.; MARCOS, E.; TABOADA, A. & TÁRREGA, R.; 2007. Comparison of community structure and soil characteristics in different aged *Pinus sylvestris* plantations and a natural pine forest. *Forest Ecol. Manage.* 247: 35-42.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA; 1980. *Caracterización agroclimática de la provincia de León*. Dirección General de la Producción Agraria. Madrid.
- MONTES, F.; SÁNCHEZ, M.; DEL RÍO, M. & CAÑELLAS, I.; 2005. Using historic management records to characterize the effects of management on the structural diversity of forest. *Forest Ecol. Manage.* 207: 279-293.
- ONAINDÍA, M.; DOMÍNGUEZ, I.; ALBIZU, I.; GARBISU, C. & AMEZAGA, I.; 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecol. Manage.* 195: 341-354.
- RAINIO, J. & NIEMELÄ, J.; 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiv. Conserv.* 12: 487-506.
- TABOADA, A.; KOTZE, J.; TÁRREGA, R. & SALGADO, J.M.; 2006. Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape?. *Forest Ecol. Manage.* 237: 436-449.
- TABOADA, A.; KOTZE, J.; TÁRREGA, R. & SALGADO, J.M.; 2007. Carabids of different-aged reforested pinewoods in a historically modified landscape: do they approach natural forests?. *Basic Appl. Ecol.* (En prensa).
- TÁRREGA, R.; CALVO, L.; MARCOS, E. & TABOADA, A.; 2006. Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecol. Manage.* 227: 50-58.