

ESTUDIO SOBRE LA DIVERSIDAD DE CAMÉFITOS EN EL CENTRO DE LA CUENCA DEL DUERO (ESPAÑA)

J. A. LÁZARO BELLO

c/ Madre de Dios nº 15, 1º DL. 47011 Valladolid

E-mail: chuchijalb@hotmail.com

(Recibido el 10 de Octubre de 2007)

Resumen. Se incluye un análisis de diversidad florística de caméfitos realizado en el centro de la cuenca del Duero, en la provincia de Valladolid (España). Se aportan datos de riqueza de especies, usando el índice de Margalef, y de diversidad de especies, utilizando el índice de Shannon. Se han definido varias unidades ambientales: páramos y laderas, ésta últimas tratadas en sus zonas altas y bajas y, a su vez, subdivididas en repobladas con *Pinus halepensis* Miller o sin repoblar. Las zonas altas de las laderas sin repoblar son las que presentan valores de diversidad más elevados. La inadecuada densidad de reforestación parece la principal causante de los bajos valores de diversidad en las zonas reforestadas. En el espectro taxonómico, las familias más frecuentes son *Cistaceae*, *Labiatae* y *Leguminosae*, y, en el espectro corológico, hay que destacar los valores del elemento mediterráneo, que superan el 90 %, o los de endemismos ibéricos, que sobrepasan el 10 %.

Summary. An analysis of floristic diversity of chamaephytes in the centre of the Douro basin, in Valladolid province (Spain), was carried out. Measures of species richness, by using Margalef index, and species diversity, by using Shannon index, are provided. Several units have been defined: plateaus (*páramos*) and hillsides (*laderas*), the latter divided into upper and lower zones, each subdivided into reforested with *Pinus halepensis* Miller or non-reforested. The upper non-reforested hillsides have the higher values of diversity. The inadequate density of reforestation seems the prime reason to explain the low values of diversity in the reforested zones. According with the systematic spectrum the main families are *Cistaceae*, *Labiatae* and *Leguminosae*, and the chorological spectrum shows that the mediterranean component, with more than 90 %, and the iberian endemics, with more than 10 %, stand out.

INTRODUCCIÓN

Entendemos por caméfitos el conjunto de formas cuyas yemas de reemplazo se elevan en el aire a menos de 25 cm, de modo que pueden quedar protegidas en la estación desfavorable (FONT QUER, 2000: 168). Se incluyen tanto matas fruticasas como sufruticasas (FONT QUER, 1986: 132) y, en conjunto, es lo que habitualmente entendemos por matorral (FONT QUER, 2000: 690).

BURGAZ (1983:152) distinguía en la zona dos tipos de matorral, ambos comprendidos en la clase *Rosmarinetea officinalis* Rivas-Martínez, T. E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1991 (RIVAS-MARTÍNEZ & al., 2002: 523): el incluido en el orden *Rosmarinetalia officinalis* Br.-Bl. ex Molinier 1934, con matorrales caméfitos y nanofanerófitos sobre calizas o margas (LOIDI & al., 1997: 349), y el contenido en el orden *Gypsophiletalia* Bellot & Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Monasterio, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1957, con matorrales asentados en territorios áridos o semiáridos sobre sustratos ricos en yeso (BURGAZ, 1982; LOIDI & al., 1997: 354).

Los matorrales están muy extendidos por las zonas secas de la zona centro de la cuenca del Duero. Sobre los suelos básicos se presenta una gran variedad de especies, sobre todo de las familias *Labiatae* y *Leguminosae*, exigentes de luz, resistentes a la sequía, bien adaptadas a los suelos pobres y capaces de soportar temperaturas extremas (VALDÉS, 1988: 68). Constituyen etapas de sustitución de encinares, pero bajo las condiciones semiáridas que impedirían un buen desarrollo del estrato arbóreo, el matorral es más diversificado, más rico en especies, y con una estructura y composición más variadas (VALDÉS, 1988: 65). Sin embargo, en algunos casos, el deterioro está próximo a ser irreversible a corto y medio plazo, debido a la combinación de las condiciones del sustrato litológico, la degradación edáfica y las características climatológicas (GARCÍA ABAD, 1998: 54).

Territorio de estudio

El centro de la cuenca del Duero es claramente diferente de la periferia. Un cinturón montañoso rodea las zonas centrales más llanas, en donde se localiza la provincia de Valladolid (Fig. 1). En el corazón de ésta se halla nuestro enclave de estudio, incluido en los llamados Páramos de Cerrato o Páramos del Esgueva. La zona, horizontal o subhorizontal, comprende materiales depositados en el Terciario y el Cuaternario, siendo los del Mioceno los mejor representados (DELGADO & VALLE GONZÁLEZ, 2007; GARCÍA MERINO, 1988; GUERRA, 1997). Si aludimos a los tres dominios clásicos del Mioceno Castellano (HERNÁNDEZ PACHECO, 1915), Páramos, Cuestas y Campiñas, sólo los dos primeros tienen una buena representación en el lugar de estudio elegido. En adelante, en lugar del término “cuesta”, utilizaremos el de “ladera”, ya que parece definir más claramente una superficie inclinada entre dos zonas de distinta altitud. Desde los fondos de valle, de naturaleza arcillosa, a unos 700 m de altitud, vamos progresando hasta los, aproximadamente, 850 m de las parameras calcáreas. En medio, las laderas escarpadas, margosas y, a veces, yesíferas. El clima es de tipo mediterráneo, pero con una marcada continentalidad (GARCÍA FERNÁNDEZ,

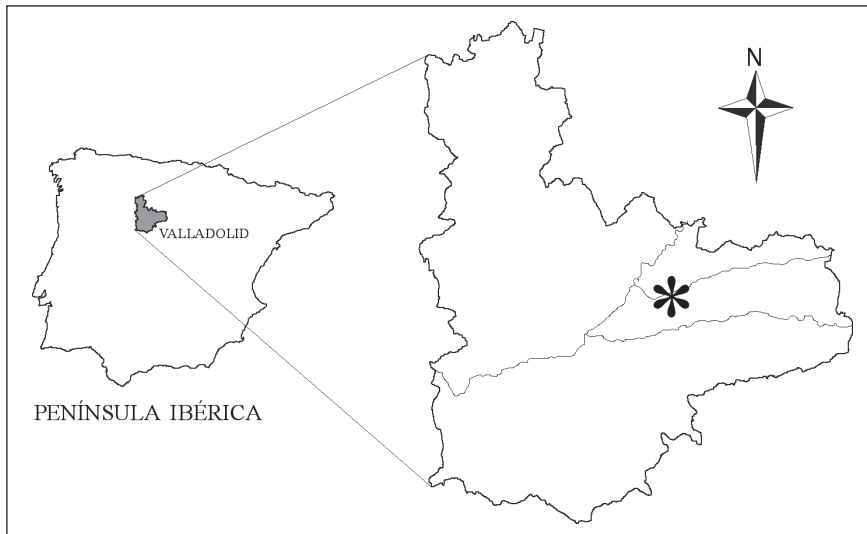


Fig. 1. Mapa de situación de la zona estudiada.

1986). Las precipitaciones, muy irregulares, suelen oscilar entre los 300-400 mm anuales. Bajo este panorama la vegetación potencial de la zona sería la dominada por *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. Sin embargo, las comunidades de matorral, etapas subseriales de degradación del antiguo bosque esclerófilo, las coníferas de repoblación, las lenguas de cultivos que ascienden por las laderas, el cultivo cerealista de secano, y la vegetación ruderal, arvense y viaria, forman, como resultado de la actividad antrópica, el mosaico paisajístico del emplazamiento investigado.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los estudios de diversidad florística realizados recientemente en el vallisoletano término municipal de Renedo de Esgueva (LÁZARO BELLO, 2005, 2006a, 2006b), el catálogo florístico del lugar (LÁZARO BELLO, 2006c), y la relativa homogeneidad que podemos encontrar en la zona son los puntos de partida de este trabajo, y sirven para establecer comparaciones válidas tanto a nivel taxonómico, como biológico o corológico. Además, otros trabajos basados en el estudio de las comunidades de matorral (GARCÍA ABAD, 1998, 2001; GARCÍA RODRÍGUEZ & al., 1989; NAVARRO ANDRÉS & al., 1989; RIVAS GODAY & RIVAS MARTÍNEZ, 1967; RIVAS MARTÍNEZ & COSTA, 1970), así como los realizados en la misma zona o en enclaves vecinos (BURGAZ, 1982, 1983; LADERO &

al., 1994; RIVAS GODAY & al., 1956), sobre el mismo tipo de sustratos, son obligado punto de referencia.

El método de muestreo, llamado “cuadrados puntuales” o “cuadrado de puntos” (BENNETT & HUMPHRIES, 1978: 75; BRAUN-BLANQUET, 1979: 33; MAGURRAN, 1989: 64; WRATTEN & FRY, 1982: 32), ya puesto de manifiesto en LÁZARO BELLO (2005: 25), se basa en el establecimiento de cuadrantes, todos de las mismas dimensiones (MAGURRAN, 1989: 59). El área de estudio se dividió en diversas unidades ambientales, basadas, fundamentalmente, en criterios altitudinales, pero también de otro tipo, como edafológicos y vegetacionales. Dado que en los fondos de valle la aparición de caméfitos en los inventarios fue escasa o nula, el estudio se centrará en laderas y páramos. Las laderas se han subdividido en dos: zonas bajas, de 750 a 800 m de altitud, y zonas altas, situadas entre los 800 y 850 m. En este nivel superior es donde se hallan las superficies horizontales de los páramos. Las razones de esta división, también realizadas en la región por otros autores (PUERTO, 1992, 1994; RICO, 1989), ya se consideraron en LÁZARO BELLO (2006a: 19). Además, con el fin de establecer posibles diferencias, las unidades de las laderas se han dividido en zonas sin repoblar (laderas de matorral) y zonas repobladas (con el pino carrasco o pino de Aleppo, *Pinus halepensis* Mill.).

La medición de la diversidad biológica se ha fundamentado en la utilización de índices de riqueza de especies y de índices de abundancia proporcional de especies (Cuadro 1). Como estadígrafos de contraste para averiguar la normalidad y la homocedasticidad se han utilizado la F de Snedecor para un ANOVA y el valor del estadístico de Barlett, respectivamente. Por otra parte, puesto que el test de Bartlett es muy sensible a las desviaciones de la normalidad (GALINDO, 1984: 638), se ha optado por la comprobación de la igualdad de varianzas con el test de Hartley, adecuado cuando el tamaño de las muestras que intervienen en el estadígrafo de contraste son diferentes e independientes (GRAVETTER & WALLNAU, 1996: 304), y el test de Cochran que, al utilizar más información, suele ser más sensible. Además, se utilizó el test de Kruskal-Wallis como alternativa no paramétrica del ANOVA (PÉREZ DE VARGAS & MÁRTÍNEZ CALVO, 2000: 112), ya que cuando los tamaños de las muestras son distintos, como es nuestro caso, es importante contrastar la igualdad de varianzas y decidir, a la vista de los resultados, el test más adecuado (MILTON, 1994: 446). Cuando se observaron diferencias significativas se abordó un contraste LSD (*Least Significant Difference*) de Fisher, para realizar las comparaciones binarias entre las diferentes unidades ambientales, estableciendo un nivel $\alpha=0.05$.

La nomenclatura botánica adoptada es la que se contempla en LÁZARO BELLO (2006c: 168).

Índices de riqueza de especies	
Número de especies (s)	s
Índice de Margalef (D_{Mg})	$D_{Mg} = (s-1) / \ln N$
Índices basados en la abundancia proporcional de especies	
Índice de diversidad de Shannon (H')	$H' = - \sum p_i \ln p_i$
Medida de uniformidad de Shannon (J)	$J = H' / \ln S$

Cuadro 1. Índices utilizados para la medida de la diversidad biológica. s : número de especies; N : número total de individuos, sumando todos los de las s especies; p_i : proporción de individuos hallados de la especie i -ésima, que se estima mediante el cociente n_i/N .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos correspondientes a las 33 parcelas estudiadas quedan reflejados en el Cuadro 2, con las especies ordenadas por orden alfabético y los inventarios según la siguiente disposición: páramos (parcelas 1-9), zonas altas de las laderas, sin repoblar (parcelas 10-19), y repobladas (parcelas 20-24), zonas bajas de las laderas, sin repoblar (parcelas 25-30), y repobladas (parcelas 31-33). En el Cuadro 3 se recogen los resultados de la aplicación de diversos índices de medida de la diversidad biológica y en el Cuadro 4 se estudia la normalidad y la homocedasticidad.

Si se consideran sólo tres unidades ambientales (páramos, zonas altas de las laderas y zonas bajas de las laderas), no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las variables, ni entre las varianzas de dichas variables. Existe la excepción de la medida de la uniformidad, pero el resultado obtenido con el test de Kruskal-Wallis ($H=2.9360$; p -valor= 0.2303), nos permite admitir que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las distribuciones poblaciones a las que pertenecen las muestras, y, por lo tanto, no hay razones para rechazar la hipótesis de que las muestras procedan de la misma población.

Si lo considerado son cinco unidades ambientales (las citadas anteriormente, pero con las laderas subdivididas en zonas sin repoblar o repobladas), sí se observan diferencias significativas para los valores de s , D_{Mg} , H' y J , siempre al nivel de confianza del 95 %. El contraste LSD de Fisher, para los índices de riqueza y de diversidad, siempre da diferencias significativas entre la unidad "laderas altas sin repoblar" y todas las demás unidades. Para el caso del número de especies (s), estos resultados se ven extendidos a otras unidades ambientales. Con respecto al índice de uniformidad, las diferencias se dan entre las laderas bajas repobladas y no repobladas, y entre las primeras y las parameras.

Nº Orden	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Altitud (1=10 m)	85	85	85	85	85	85	85	85	85	80	84	84	80	83
Superficie (1= 10 m2)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Inclinación (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	40	40	<5	30
Orientación	-	-	-	-	-	-	-	-	-	W	SE	NE	S	NW
Cobertura (%)	22	66	51	32	38	37	25	25	40	26	61	63	50	60
Riqueza	4	8	7	7	6	10	6	11	7	8	13	9	10	11
<i>Alyssum serpyllifolium</i>	2
<i>Artemisia herba-alba</i>	3	33	11	.	.	26	.
<i>Cephalaria leucantha</i>	3	17	8	1	2
<i>Coris monspeliensis</i>
<i>Coronilla minima</i>	.	.	1	1	7	4	7
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	.	.	.	2	.	13	.	6	5	1	3	14	3	14
<i>Euphorbia serrata</i>	2	1	.	1	2	2	1	.
<i>Fumana ericifolia</i>
<i>Fumana procumbens</i>
<i>Helianthemum apenninum</i>	.	.	.	4	2	.	.	.	8	2	6	4	1	3
<i>Helianthemum cinereum</i>	.	.	.	4	7	6	2	3
<i>Helianthemum hirtum</i>	.	3	6	.	2	7	.	.	.	3	.	.	.	6
<i>Helichrysum stoechas</i>	1
<i>Hippocrepis commutata</i>	.	.	2	1	10	.	.	.
<i>Hyssopus officinalis</i>	5
<i>Lavandula latifolia</i>
<i>Lepidium subulatum</i>
<i>Linum narbonense</i>	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.
<i>Linum suffruticosum</i>	1	.	1	3	.	7	8	.	2
<i>Lithodora fruticosa</i>	1	.	1	.	.	6	.	7	5
<i>Marrubium vulgare</i>	1	.	1
<i>Onobrychis saxatilis</i>
<i>Ononis pusilla</i>
<i>Ononis spinosa</i>	3
<i>Phlomis lychnitis</i>	2	1	2	.	.	.
<i>Plantago albicans</i>	1	6	1	.	.	.
<i>Ruta montana</i>	.	2	8
<i>Salvia lavandulifolia</i>	.	1	.	18	6	2	1	1	.	.	4	13	1	14
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	.	.	1	.	2	5	2	.	9	.	.	2	.	.
<i>Sedum sediforme</i>	1	10	18
<i>Sideritis hirsuta</i>
<i>Sideritis spinulosa</i>
<i>Stachelina dubia</i>
<i>Teucrium chamaedrys</i>	.	2	.	2	.	.	1	1
<i>Teucrium polium</i>	1	7	.	1	.	.	2
<i>Thymus mastigophorus</i>
<i>Thymus zygis</i>	16	14	15	.	25	3	.	1	3	.	11	7	4	2

Cuadro 2. Lista de taxones con indicación de las frecuencias o incidencias totales.

15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
80	82	81	84	83	81	80	81	83	81	77	78	78	77	76	76	79	78	77
10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
10	30	30	30	30	10	10	30	5	5	25	20	10	20	5	15	10	10	<5
NW	NE	W	W	E	W	W	N	E	N	W	N	N	NW	NW	NW	N	S	S
62	43	49	23	57	19	4	5	33	25	57	63	65	30	32	25	2	27	6
14	10	10	8	9	7	2	2	8	7	12	10	8	3	4	7	2	4	3
.
.	10	.
.	.	.	.	1	1	2
.	2	.	.	1	1
16	4	.	.	.	2	.	.	2	12	3	3	1	.	.
17	.	10	1	4	.	.	3	3	.	4	21	17	25	27	13	.	9	.
2	1	.	.	1
.	1
2
1	2	5	8	3	.	3	.	.	1	5	2	2	.	1	4	.	2	.
5	2	2	.	.	1	12	10	19	.	.	2	.	.	.
2	.	.	1
.	10	2	6	3
.	.	2	1	5	3	1
.
.	.	.	.	23	5	.	.	2	3
.	1
.
1	10	.	.	16	.	.	.	1	1	9	6	7
5	9	1	3	.	4
.
1	1	.	.
.	2
1	6	.	2
.	.	4	1
.
.	.	2
7	11	19	7	.	5	.	2	3	1	1	12
.	1	.	1	3	.	1	.	.	1
.
.	1
.	1
.	1	6
.	.	2	1
.	.	2	.	2	1	.	.	.	1	.	3	.	.	.	1	.	.	.
1	1	5	3	12	2	2	1	.	.	.
1	.	.	.	7	.	.	.	19

Cuadro 2. (Continuación).

Unidad ambiental			Índices de medida			
			<i>s</i>	D_{Mg}	H'	J
Páramos (n = 9)			7.33 ± 2.12 (4-11)	1.78 ± 0.63 (0.97-3.11)	1.46 ± 0.38 (0.86-1.95)	0.74 ± 0.11 (0.62-0.95)
Laderas: zonas altas (n = 15)			8.53 ± 3.31 (2-14)	2.06 ± 0.66 (0.62-3.15)	1.64 ± 0.48 (0.56-2.31)	0.81 ± 0.07 (0.70-0.97)
Laderas: zonas bajas (n = 9)			5.88 ± 3.51 (2-12)	1.48 ± 0.69 (0.59-2.72)	1.26 ± 0.59 (0.56-2.19)	0.78 ± 0.19 (0.43-0.99)
Laderas (n = 24)	Zonas altas (n = 15)	sin repoblar (n = 10)	10.2 ± 1.98 (8-14)	2.37 ± 0.38 (1.93-3.15)	1.88 ± 0.23 (1.62-2.31)	0.81 ± 0.06 (0.70-0.90)
		repobladas (n = 5)	5.20 ± 2.94 (2-8)	1.44 ± 0.71 (0.62-2.04)	1.18 ± 0.52 (0.56-1.73)	0.82 ± 0.10 (0.71-0.97)
	Zonas bajas (n = 9)	sin repoblar (n = 6)	7.33 ± 3.4 (3-12)	1.64 ± 0.79 (0.59-2.72)	1.40 ± 0.68 (0.56-2.19)	0.70 ± 0.18 (0.43-0.88)
		repobladas (n = 3)	3.00 ± 1.00 (2-4)	1.15 ± 0.26 (0.91-1.44)	0.98 ± 0.28 (0.69-1.26)	0.94 ± 0.04 (0.91-0.99)

Cuadro 3. Relación de datos, referidos a la riqueza específica (*s*), al índice de Margalef (D_{Mg}), a la diversidad de Shannon (H') y a la uniformidad de Shannon (J), correspondientes a la unidades ambientales de páramos y laderas, primero tratadas en conjunto y, más abajo, éstas últimas desglosadas en zonas sin repoblar o repobladas. Los datos se refieren al valor medio y a la desviación estándar y, entre paréntesis, se dan los valores mínimo y máximo para la variable estudiada. n: número de parcelas tratadas.

Índices de medida	Unidades ambientales: P – LA – LB		Unidades ambientales: P – LAS – LAR – LBS – LBR	
	ANOVA	Test de Bartlett	ANOVA	Test de Bartlett
<i>s</i>	2.06 (0.1452)	1.076 (0.3463)	6.70 (0.0006)	1.182 (0.3689)
D_{Mg}	2.19 (0.1294)	1.001 (0.9751)	3.74 (0.0147)	1.222 (0.2745)
H'	1.68 (0.2040)	1.052 (0.4810)	3.69 (0.0155)	1.356 (0.0996)
J	1.04 (0.3644)	1.372 (0.0107)	2.79 (0.0456)	1.469 (0.0431)

Cuadro 4. Estadígrafos de contraste utilizados para averiguar la normalidad y la homoscedasticidad: F, valor del estadístico de Snedecor para un ANOVA (entre paréntesis los p-valores); B, valor del estadístico de Bartlett (entre paréntesis los p-valores). *s*: riqueza específica, D_{Mg} : índice de Margalef, H' : diversidad de Shannon, J : uniformidad de Shannon, P: páramos, LA: laderas altas, LB: laderas bajas, LAS: laderas altas sin repoblar, LAR: laderas altas repobladas, LBS: laderas bajas sin repoblar, LBR: laderas bajas repobladas.

Todo esto, junto a la observación del gráfico de medias con sus intervalos de confianza al 95 % (Fig. 2), nos aconseja dar crédito a la posibilidad de que sea estadísticamente apreciable la preponderancia del número de especies, así como de su abundancia, en la zona alta de las laderas sin repoblar, con una

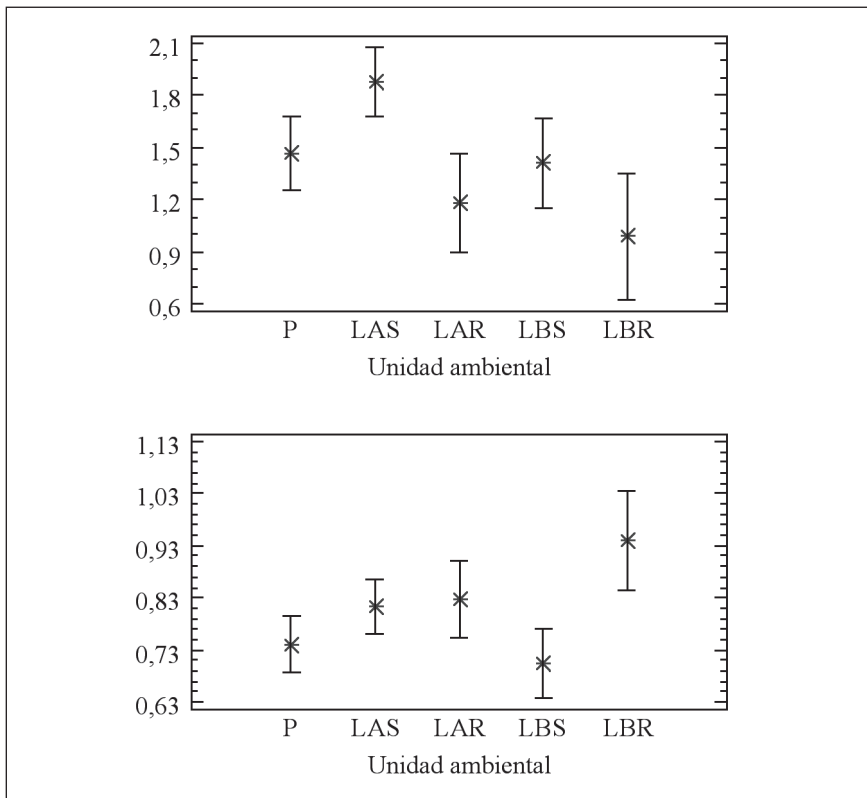


Fig. 2. Comparación de los valores de diversidad de Shannon (H') y uniformidad de Shannon (J) en las unidades ambientales estudiadas. P: páramos, LAS: laderas altas sin repoblar, LAR: laderas altas repobladas, LBS: laderas altas sin repoblar, LBR: laderas altas repobladas, *: valor medio con el intervalo de confianza al 95 % de probabilidad.

media poblacional ostensiblemente más alta que en el resto. MAGURRAN (1989: 82) ya puso de manifiesto el paralelismo que se da, frecuentemente, entre los diferentes índices de diversidad. A este respecto, los valores de riqueza específica (s), índice de Margalef (D_{Mg}) y diversidad de Shannon (H'), tienen comportamientos parecidos, de ahí que en la Fig. 2 sólo aparezca H' .

El análisis detallado de los datos del Cuadro 3 muestra que la riqueza de especies (s), presenta los valores medios más elevados en las zonas altas de las laderas ($s=8.53$), y, en concreto, en las zonas no repobladas ($s=10.2$), con un valor máximo de $s=14$ y un valor mínimo de $s=8$, que es el máximo encontrado en los enclaves repoblados. Además, los sectores sin repoblar, siempre dan lugar a valores superiores a los repoblados con *Pinus halepensis*, sea cual sea la unidad ambiental que consideremos. Una lectura parecida se podría hacer de los índices D_{Mg} y H' , corroborando que la riqueza de especies (s), la más

simple de todas las medidas de diversidad de especies, resulta, en muchos casos, una medida apropiada y útil (KROHNE, 2001: 296; MAGURRAN, 1989: 11). De forma análoga, los valores medios de H' más elevados se dan en las laderas altas ($H'=1.64$, con un máximo de $H'=2.31$). La uniformidad es máxima con las repoblaciones ($J=0.97$ y $J=0.99$, en laderas altas y bajas, respectivamente), debido a la escasez de especies. Destacan los inferiores valores medios de las zonas bajas de las laderas sin repoblar ($J=0,70$), con un mínimo de $J=0,43$, debido a la dominancia de especies como *Dorycnium pentaphyllum*.

Las especies más frecuentes en las parameras, dependiendo del grado de deterioro de las zonas prospectadas, son *Artemisia herba-alba*, *Cephalaria leucantha*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Salvia lavandulifolia*, *Sedum sediforme* y *Thymus zygis*. En las laderas altas no repobladas aparecen además *Coronilla minima*, *Helianthemum apenninum*, *Helianthemum cinereum*, *Hippocrepis commutata*, *Lavandula latifolia*, *Linum suffruticosum* o *Lithodora fruticosa*. En la laderas bajas sin repoblar destaca la entrada del endemismo ibérico *Thymus mastigophorus* sustituyendo a *Thymus zygis*, que desaparece.

Por otra parte, todas las zonas repobladas se caracterizan por la pérdida general de especies y de abundancia. Varias son las razones que podríamos apuntar en este sentido. En primer lugar, las densidades inadecuadas, excesivas, de las repoblaciones, para los objetivos de protección del suelo y control de la erosión (COSTA TENORIO & al., 1998: 363), que no permiten la entrada de luz solar para especies, en su mayoría, heliófilas. En la naturaleza son raros los pinares de pino carrasco densos con doseles cerrados. En los pinares abiertos, ante características físicas semejantes a las que nos ocupan, aparece un cortejo florístico de matorrales heliófilos y xerófilos de talla pequeña, adaptado a vivir en suelos poco evolucionados y pobres (GIL SÁNCHEZ & al., 1996: 30). De ahí que la formación semiabierta, con abundantes claros que permitan que el subsuelo reciba una buena iluminación y, preferentemente en forma de masas mixtas de pino carrasco y otro elemento (en este entorno, fundamentalmente la encina), con importante presencia de matorral, parece la solución adecuada desde el punto de vista de la silvicultura (OROZCO & SELVA, 1993: 113). De hecho, se han descrito algunas formaciones de carácter espontáneo de estos pinares, de gran importancia ecológica, en espacios en donde factores limitantes (edáficos, litológicos, geomorfológicos y climáticos) impiden la colonización por parte de la vegetación esclerófila potencial, y siempre son abiertos, de baja cobertura, y con una composición florística poco diversificada pero rica en endemismos (TORRES & al., 1999). Otra posible razón explicativa de la baja diversidad, como ocurre por ejemplo en el valle del Ebro, es que en pinares semejantes, asentados también sobre sustratos con calizas margosas y yesos, y con marcada aridez climática, se producen fuertes inversiones térmicas que provocan la retirada de especies termófilas (COSTA TENORIO & al., 1998: 369).

Por último, los Cuadros 5 y 6 nos permiten comparar los espectros taxonómicos, por familias, y corológicos, a nivel general o de forma pormenorizada en cada unidad ambiental. Tres familias destacan sobre las demás: *Cistaceae*, *Labiatae* y *Leguminosae*. Sólo *Compositae* pasa a imponerse en las zonas bajas sin repoblar, sin duda por influencia del fondo del valle, con los cultivos, tránsito de animales y humanos, etc.

En el espectro corológico sobresalen los porcentajes del elemento mediterráneo, muchas veces superior al 90 % y, sobre todo, la representatividad de los endemismos ibéricos, con porcentajes que, en función de las unidades ambientales (exceptuando las zonas repobladas), superan las cotas del 10 %, en ocasiones claramente. Esto es muy notable cuando se comparan con los índices de endemidad obtenidos para el conjunto de todo el término municipal (LÁZARO BELLO, 2006c: 213), o con todo el tramo bajo del valle del Esgueva (LÁZARO BELLO, 2007), con valores que apenas sobrepasan el 3 %, y que están de acuerdo con los estudios previos realizados sobre la densidad de endemismos ibéricos en diferentes regiones de la Península (GÓMEZ-CAMPO & MALATO-BELIZ, 1985: 49; SAINZ OLLERO & MORENO SAIZ, 2002: 186).

Familias	%	Elementos corológicos		%
Cistaceae	13.51	Elem. Mediterráneos	Endemismo ibérico	10.81
Compositae	10.81		Ibero-norteafricano	8.11
Labiatae	29.73		Mediterráneo occid.	40.54
Leguminosae	16.22		Mediterráneo	35.14
Resto de familias	29.73	Elementos de amplia distribución		5.40
Total	100.00	Total		100.00

Cuadro 5. Resumen del espectro taxonómico (a la izquierda), y corológico (a al derecha).

En definitiva, hay que destacar la importancia de los enclaves con dominio de matorral, quizás no muy atractivos desde el punto de vista paisajístico para el observador medio, pero que, al menos desde el punto de vista florístico, son un importante reservorio de endemismos ibéricos y un claro exponente de la representatividad de la flora mediterránea en general.

		P	LAS	LAR	LBS	LBR
Familias	Cistaceae	12.12 (10.72)	21.57 (15.35)	11.54 (5.81)	22.73 (21.32)	11.11 (5.71)
	Compositae	10.61 (16.37)	3.92 (8.08)	7.69 (8.14)	13.63 (6.62)	44.44 (57.15)
	Labiatae	36.36 (38.69)	26.47 (30.51)	38.46 (48.83)	25.00 (15.81)	0.00 (0.00)
	Leguminosae	12.12 (9.82)	19.61 (24.44)	23.08 (27.91)	29.55 (47.79)	33.33 (31.43)
	Resto de familias	28.79 (24.40)	28.43 (21.62)	19.23 (9.30)	9.09 (8.46)	11.11 (5.71)
Elementos corológicos	Endemismo ibérico	10.61 (9.23)	14.71 (18.79)	15.38 (12.79)	25.00 (17.28)	0.00 (0.00)
	Ibero-nortefricano	12.12 (23.81)	6.86 (6.67)	7.69 (23.25)	4.54 (2.94)	0.00 (0.00)
	Mediterráneo occidental	40.91 (26.78)	54.90 (51.31)	50.00 (44.19)	54.55 (70.22)	44.44 (34.29)
	Mediterráneo	30.30 (28.87)	21.57 (15.76)	26.93 (19.77)	15.91 (9.56)	44.44 (37.14)
	Amplia distribución	6.06 (11.31)	1.96 (7.47)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	11.11 (28.57)

Cuadro 6. Datos porcentuales de presencia/ausencia y, entre paréntesis, de incidencias totales o frecuencias. En negrita diferencias superiores al diez por ciento. P: páramos, LAS: laderas altas sin repoblar, LAR: laderas altas repobladas, LBS: laderas bajas sin repoblar, LBR: laderas bajas repobladas.

BIBLIOGRAFÍA

- BENNETT, D. P. & D. A. HUMPHRIES (1978). *Ecología de campo*. Hermann Blume. Madrid.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ediciones Blume. Madrid.
- BURGAZ, A. R. (1982). Nueva comunidad de las margas yesíferas de la cuenca media del Duero (Valladolid y Palencia). *Trab. Dep. Botánica* **12**: 63-72.
- (1983). *Flora y vegetación gypsófila de la Provincia de Valladolid y Sureste de la de Palencia*. Diputación Provincial de Valladolid-Institución Cultural Simancas. Valladolid.
- COSTA TENORIO, M., C. MORLA & H. SAINZ (1998). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta. Barcelona.
- DELGADO, J. & A. DEL VALLE GONZÁLEZ (2007). *La geología de la provincia de Valladolid*. Diputación Provincial de Valladolid. Valladolid.
- FONT QUER, P. (1986). *Iniciación a la Botánica*. Editorial Fontalba. Barcelona.
- (2000). *Diccionario de Botánica*. Ediciones Península. Barcelona.
- GALINDO VILLARDÓN, M. P. (1984). *Exposición intuitiva de métodos estadísticos (fundamentos y aplicaciones a Biología, Medicina y otras ciencias)*. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- GARCÍA ABAD, J. J. (1998). Fitogeografía de la comunidad de la Almoguera. Formaciones leñosas climatófilas no gipsícolas. *Estudios geográficos* **230**: 35-60.
- (2001). Fitogeografía de la comunidad de la Almoguera (Guadalajara) (II). Estudio especial de las formaciones de matorrales gipsícolas. *Estudios geográficos* **244**: 413-445.
- GARCÍA FERNÁNDEZ, J. (1986). *El clima en Castilla y León*. Ediciones Ámbito. Valladolid.
- GARCÍA MERINO, L. V. (1988). *Análisis del medio físico de Valladolid. Delimitación de unidades y estructura territorial*. EPYPSA. Valladolid.
- GARCÍA RODRÍGUEZ, J. A., A. PUERTO, M. D. MATÍAS & J. A. SALDAÑA (1989). Diversidad y dominancia en las comunidades de matorral de la Sierra de Béjar. *Studia Botanica* **8**: 35-49.
- GIL SÁNCHEZ, L., P. M. DÍAZ FERNÁNDEZ, M. P. JIMÉNEZ, M. ROLDÁN, R. ALÍA, D. AGÜNDEZ, J. DE MIGUEL, S. MARTÍN & M. DE TUERO (1996). *La regiones de procedencia de Pinus halepensis Mill. en España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- GÓMEZ-CAMPO, C. & J. MALATO-BELIZ (1985). The Iberian Peninsula. In C. GÓMEZ-CAMPO (ed.). *Plant conservation in the Mediterranean area*: 47-70. DR W. Junk. La Haya.
- GRAVETTER, F. J. & L. B. WALLNAU (1996). *Statistics for the Behavioral Sciences*. West Publishing Company. St. Paul (United States of America).
- GUERRA, J. C. (1997). *Guía de la Naturaleza de Valladolid*. Diputación de Valladolid. Valladolid.
- HERNÁNDEZ PACHECO, E. (1915). Geología y Paleontología del Mioceno de Palencia. *Junta Ampl. Est. e Inv. Cientif. Comunicación de Inv. Paleont. y Prehist.* **5**: 1-75.
- KROHNE, D. T. (2001). *General Ecology*. Brooks/Cole-Thompson Learning, USA.
- LADERO ÁLVAREZ, M., C. J. VALLE GUTIÉRREZ & A. GUTIÉRREZ BALBÁS (1994). On the class Pegano-harmalae-Salsoletea vermiculatae Br.-Bl. & Bolòs 1957 in the Duero basin (Spain). *Candollea* **49**: 499-507.

- LÁZARO BELLO, J. A. (2005). Estudio de diversidad florística en páramos de la zona centro de la cuenca del Duero (Valladolid, España). *Toll Negre* **6**: 25-34.
- (2006a). Estudio de diversidad florística en cuevas de la zona centro de la cuenca del Duero (Valladolid, España). *Toll Negre* **7**: 19-30.
- (2006b). Estudio de diversidad florística en fondos de valle de la zona centro de la cuenca del Duero (Valladolid, España). *Toll Negre* **8**: 30-37.
- (2006c). Renedo de Esgueva (Valladolid, España): catálogo florístico y análisis de resultados. *Ecología* **20**: 163-216.
- (2007). Análisis biogeográfico de la flora vascular del tramo bajo del valle del Esgueva (Valladolid, España). *Toll Negre* **9**: 23-32.
- LOIDI, J., I. BIURRUN & M. HERRERA (1997). La vegetación del centro-septentrional de España. *Itinera Geobotanica* **9**: 161-618.
- MAGURRAN, A. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona.
- MILTON, J. S. (1994). *Estadística para Biología y Ciencias de la Salud*. McGraw-Hill-Interamericana de España. Madrid.
- NAVARRO ANDRÉS, F., C. J. VALLE GUTIÉRREZ & R. GARCÍA RÍO (1989). Matorrales calcícolas del cuadrante sudoccidental del sector castellano-duriense y su posición en la serie Junipero thuriferae-Querceto rotundifoliae S. *Studia Botanica* **8**: 15-23.
- OROZCO, E. & M. SELVA (1993). Selvicultura en los montes de la provincia de Albacete. In E. OROZCO & F. R. LÓPEZ SERRANO (coords.). *Selvicultura mediterránea*: 107-138. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. Cuenca.
- PÉREZ DE VARGAS, A. & M. C. MARTÍNEZ CALVO (2000). *Estadística Biométrica. Una perspectiva instrumental*. Editorial Síntesis. Madrid.
- PUERTO, A. (1992). Síntesis ecológica de los productores primarios del sistema de dehesas en el espacio y en el tiempo. In J. M. GÓMEZ GUTIÉRREZ (coord.). *El libro de las dehesas salmantinas*: 583-630. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- (1994). Dominance and Structural Bimodality in Mediterranean-Grassland Gradients. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **9**: 307-316.
- RICO, M. (1989). Relaciones estructurales de máximo contraste en laderas. *Options Méditerranéennes (Série Séminaires)* **3**: 25-28.
- RIVAS GODAY, S., J. BORJA, A. MONASTERIO, E. FERNÁNDEZ-GALIANO, A. RIGUAL & S. RIVAS-MARTÍNEZ (1956). Aportaciones a la fitosociología hispánica II. *Anales Inst. Bot. A. J. Cavanilles* **14**: 435-501.
- & RIVAS MARTÍNEZ (1967). Matorrales y tomillares de la Península Ibérica comprendidos en la clase *Ononido-Rosmarinetea* Br.-Bl., *Anales Inst. Bot. A. J. Cavanilles* **25**: 5-201.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. & M. COSTA (1970). Comunidades gipsícolas del centro de España. *Anales Inst. Bot. A. J. Cavanilles* **27**: 193-224.
- , T. E. DÍAZ, F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. IZCO, J. LOIDI & A. PENAS (2002). Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* **15(2)**: 433-922.
- SAINZ OLLERO, H., & J. C. MORENO SAIZ (2002). Flora vascular. In F. D. PINEDA, J. M. DE MIGUEL, M. A. CASADO & J. MONTALVO (coords.-eds.). *La diversidad biológica de España*: 175-195. Prentice Hall. Madrid.
- TORRES, J. A., A. GARCÍA-FUENTES, C. SALAZAR, E. CANO & F. VALLE (1999). Caracterización de los pinares de *Pinus halepensis* Mill, en el sur de la Península Ibérica. *Ecología Mediterránea* **25(2)**: 135-146.
- VALDES, B. (1988). *La flora ibérica*. Ediciones Anaya. Madrid.
- WRATTEN, S. D. & G. L. A. FRY (1982). *Prácticas de campo y laboratorio en Ecología*. Editorial Academia. León.