

COMPARACIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES DE UN QUEJIGAR (*CEPHALANTHERO LONGIFOLIAE-QUERCETUM FAGINEAE* RIVAS-MARTÍNEZ EN RIVAS GODAY 1959) Y UN ENCINAR (*JUNIPERO THURIFERAE-QUERCETUM ROTUNDIFOLIAE* –RIVAS GODAY 1959– RIVAS-MARTÍNEZ 1982) ALCARREÑOS; LIMITACIONES DE LA DIRECTIVA DE HÁBITATS EN EL MARCO DE LA ESPAÑA MEDITERRÁNEA

CIRO CABAL RUANO¹, PILAR HURTADO ARAGÜÉS²
Y MIGUEL GARCÍA TOSCANO³

RESUMEN

Se comparan las comunidades vegetales de dos localidades fitosociológicamente pertenecientes a asociaciones diferentes, pero espacialmente próximas y geológicamente, geomorfológicamente y mesoclimáticamente homogéneas. Se estudian, localizando aleatoriamente las parcelas según un muestreo estratificado entre ambos tipos de bosque, por un lado la frecuencia de arbustos (pies por metro cuadrado) y por otro la cobertura de herbáceas (porcentaje de cobertura). Se concluye que el estrato arbóreo no es realmente un parámetro adecuado para delimitar comunidades vegetales como sugiere la fitosociología sigmatista, seguida por la normativa europea y la Red Natura 2000, especialmente en el caso de comunidades herbáceas, no tanto así arbustivas. Consecuentemente se deduce que es necesario un estudio más detallado de cada caso particular a la hora de decidir qué conservar, y no es suficiente basarse en parámetros fitosociológicos clásicos. Las variables mejor indicadoras de la calidad del hábitat parecen ser la pendiente y orientación de la ladera, que parecen más determinantes para las comunidades que el estrato arbóreo.

Palabras clave: vegetación, estrato arbóreo, fitosociología, Natura 2000, conservación.

SUMMARY

We compare two plant communities from two localities belonging to different associations, but spatially proximate and geologically, climatically and geomorphologically homogeneous. We

¹ C/ Santa Bárbara, 11, 4º 4. 28004, Madrid, España. ciro.cabal@gmail.com

² p.hurtado@ucm.es

³ miguelgarciatoscano@hotmail.com

study, randomly locating plots according to a stratified sampling between both forest types, first the frequency of shrubs (feet per square meter) and then the herbaceous cover (percent coverage). We conclude that the arboretum is not really an appropriate parameter to define plant communities as suggested by sigmatist phytosociology followed by the European Union's Natura 2000. Consequently we need a more detailed study of each case when deciding what to include in conservation programs, and it's not enough to determine parameters based in classic phytosociology. The best indicator variables of the habitat quality appear to be the slope and aspect, which seem more critical to the communities than arboretum.

Key words: vegetation, arboretum, phytosociology, Natura 2000, conservation.

INTRODUCCIÓN

La fitosociología sigmatista ha representado, desde comienzos del último siglo, la principal corriente de estudio fitosociológico en Europa. El estudio, la clasificación y la cartografía de la vegetación ha sido llevada a cabo en base al método Relevé, también conocido como método de BRAUN-BLANQUET, ya que fue desarrollado por este botánico suizo (BRAUN-BLANQUET, 1928). Este método se ha extendido debido a su operatividad ya que permite obtener de forma rápida resultados extrapolables a territorios amplios. No obstante, desde la perspectiva del diseño experimental en ecología, los resultados presentados por los fitosociólogos no son consistentes: Las parcelas no son colocadas al azar, sino que las coloca el investigador subjetivamente, persiguiendo un resultado deseado; el tamaño de las parcelas es variable de forma que el investigador puede incluir en el inventario aquellas especies que a priori ha considerado representativas; sólo se sitúa una parcela por cada comunidad vegetal la cual puede ser muy extensa espacialmente (POORE, 1955). Por lo tanto, los resultados no son representativos y están sesgados.

Mientras que los sigmatistas, seguidores de BRAUN-BLANQUET, parten de la premisa de que las comunidades vegetales existen como tal y pueden clasificarse según comunidades tipo, los continuistas defienden que las comunidades vegetales son un artefacto del azar, es decir, la combinación de capacidad de dispersión, cercanía a un punto determinado

de parentales, y valencia ecológica de cada especie de manera que la vegetación varía siguiendo un *continuum* y no pue de clasificarse en comunidades tipo (no existen dos comunidades iguales) (GLEASON, 1926).

Aún en la actualidad sigue en debate si el método y sus resultados son consistentes, aunque al no existir acuerdo tras varias décadas de debate, la cantidad de publicaciones se ha reducido notablemente. Recientemente, SANCHEZ DE DIOS *et al.* (2006) demostraron que las asociaciones *Spiraeo ovobatae-Quercetum fagineae* Bolo's and Montserrat, 1984 y *Roso arvensis-Quercetum pubescentis* Rivas-Martínez *et al.*, 1991 no se diferenciaban realmente, comparando inventarios de distintas localidades españolas. Más recientemente, CARRIÓN (2010) ha publicado una nota crítica donde afirma que restos de polen fósil ponen de manifiesto inexplicables errores cometidos por los fitosociólogos a la hora de determinar la vegetación potencial. Esta publicación ha reactivado un intenso debate donde no solo se discuten los puntos a favor y en contra de la corriente sigmatista y el concepto de vegetación potencial natural, sino que se incide también en la problemática aceptación de estas teorías en la conservación y ordenación territorial (AZCÁRATE & SEOANE, 2010).

A pesar de las múltiples críticas que ha recibido el método, aún en la actualidad es la base de las clasificaciones de las comunidades vegetales y es ampliamente utilizado en gestión y conservación. La normativa europea Red

Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE), marco para la conservación y gestión de ecosistemas y hábitats de la Unión Europea, recoge en su anexo I los «hábitats naturales y semi-naturales de interés comunitario, debido a su rareza, o al papel ecológico fundamental que desempeñan» que son susceptibles de ser declarados Lugares de Interés Comunitario (LIC). Muchos de los espacios incluidos en este anexo, especialmente bosques (determinados y espacialmente delimitados por su estrato arbóreo), son de hecho definidos siguiendo la clasificación sigmatista (European Commission DG Environment, 2007). Esto hace referencia a ecosistemas, es decir, comunidades biológicas incluyendo dinámicas y funcionamientos específicos.

Nuestro principal objetivo es desmentir que el estrato arbóreo es determinante para la comunidad vegetal que se asienta en determinada localidad. Para ello testaremos, en base a un diseño experimental sustentado por las ciencias ecológicas, si hay una diferencia significativa entre dos bosques con distinta especie dominante en el estrato arbóreo, y además clasificados en asociaciones diferentes por los sigmatistas, pero que se encuentran geográficamente cercanos (facilitando el intercambio de propágulos) y muestran condiciones ambientales similares (que permitan la existencia de plantas con similar valencia ecológica). Si las diferencias fuesen significativas, se podría asumir que el estrato arbóreo es determinante en nuestro universo muestral; en caso contrario no podría asumirse que por norma general el estrato arbóreo nos informe sobre la comunidad vegetal que se asienta en una localidad.

¿Es realmente la clasificación fitosociológica sigmatista un criterio adecuado para decidir qué conservar? Si nuestra hipótesis se confirma, no se trataría de un buen criterio. Por ello planteamos como objetivo secundario tratar de determinar si este método de clasificación de la vegetación es buen indicador de los tipos de hábitats que pueden ser declarados LIC, o si podrían existir otros acercamientos ecológicos al problema más adecuados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

La selección de nuestros bosques objeto de estudio ha sido el primer problema con el que nos encontramos a la hora de diseñar nuestro estudio. El objetivo de encontrar dos bosques diferentes por su estrato arbóreo, pero próximos geográficamente, a la misma altitud, en laderas con orientación y pendiente mayoritarias similares, con niveles parecidos de manejo humano y un estado de madurez y estructura no muy diferentes ha resultado ser ya de por sí un trabajo complicado. El estudio se llevó a cabo los bosques alcarreños de la Sierra Pobre (quejigares de *Quercus faginea* subsp. *faginea* Lam. y encinares de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) cercanos a la población de Retiendas (Guadalajara). Se trata del quejigar del Monasterio de Bonaval (40°N 57' 50,67" 3°O 17' 18,92") y el encinar de la carretera GU-188 (40°N 58' 02,99" 3°O 16' 03,79").

Muchos de los quejigares alcarreños han sido considerados como lugares de interés comunitario o LIC según la normativa europea Red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE), como es el caso de los quejigares de Barriopedro y Brihuela (LIC - ES4240014). Estos quejigares pueden enmarcarse en los bosques de código 9240 (41.77) (*Quercus faginea* and *Quercus canariensis* Iberian woods) en el Anexo I de dicha normativa. Aquí se especifica que estos quejigares son preservados si se ajustan, entre otras asociaciones (subtipo 41.771), a la asociación *Cephalanthero longifoliae-Quercetum fagineae* (EUROPEAN COMISION DG ENVIRONMENT, 2007), que es el caso concreto de nuestro quejigar (RIVAS MARTÍNEZ, 1987). El encinar puede a su vez enmarcarse en la serie castellano-maestrazgo-manchega basófila, en la asociación *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* (RIVAS MARTÍNEZ, 1987) según la fitosociología clásica (Figura 1). Ambas localidades presentan una vegetación real poco alterada, sin uso del suelo en la actualidad, tal vez antiguamente ganadero pero abandonado hace décadas en ambos casos y en estado de

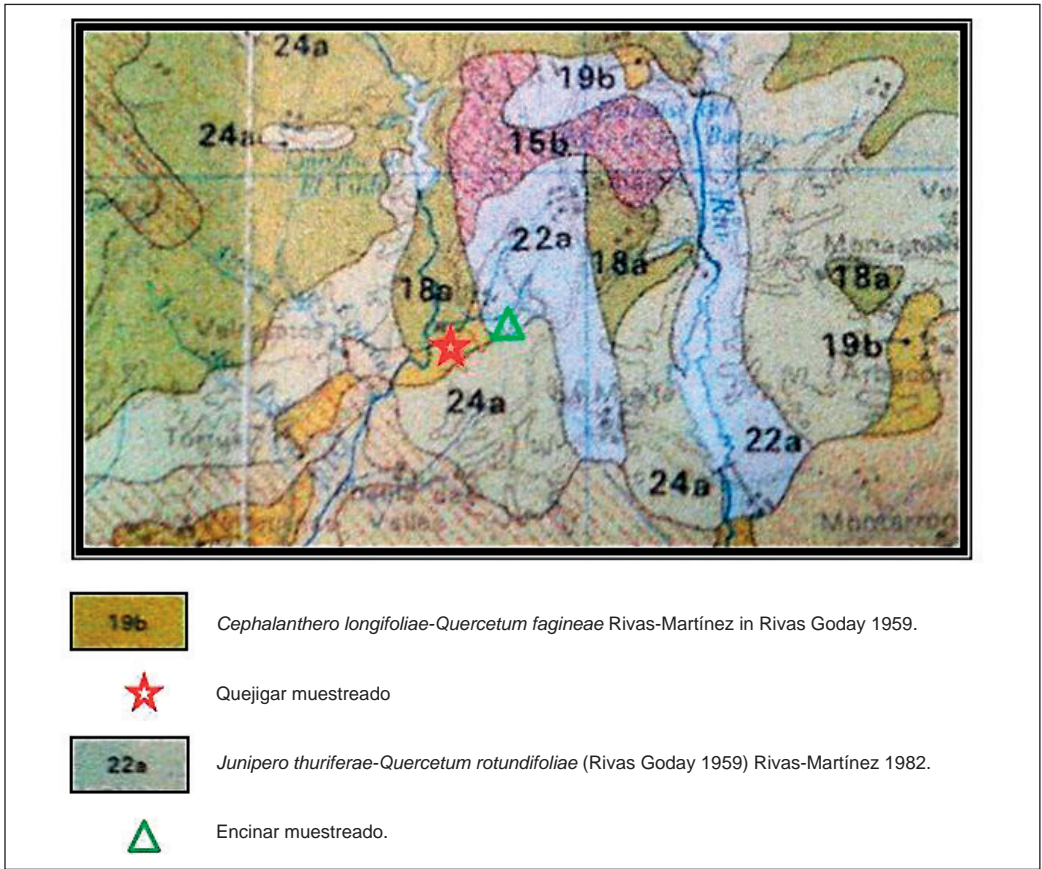


Figura 1. Mapa de la vegetación potencial de nuestra zona de estudio, destacando las dos zonas seleccionadas en cada asociación para realizar el muestreo. Adaptado, de RIVAS MARTÍNEZ (1987).

Figure 1. Potential vegetation map of the study area, highlighting the areas of each association selected for sampling. Adapted from RIVAS MARTÍNEZ (1987).

arbustado o matorral arbustivo de entre 3 y 7 metros (RUIZ DE LA TORRE, 1990-1999).

Nuestro estudio se centra en el límite septentrional de la provincia biogeográfica Castellano-maestrazgo-manchea, sector Celtibérico-alcarreño. Se trata de un enclave del piso mesosupramediterráneo de clima subhúmedo (PEINADO & MARTINEZ PARRAS, 1987). Los extremos más cercanos de ambos bosques están separados por tan solo 800 metros de una superficie dominada por suelo desnudo acaravado y matorral, lo cual nos proporciona condiciones ambientales homogéneas y capa-

cidad de colonización de las plantas de un bosque al otro, a la vez que reduce la posibilidad de que se hallen especies propias de ecotonos entre estos dos tipos de bosque (si existieran), al no estar en contacto. Ambos bosques se encuentran sobre una misma ladera de umbría, del mismo monte y sobre sustratos básicos (pizarras paleozoicas, areniscas detríticas y calizas margosas y arenosas del Cretácico y areniscas, conglomerados y arcillas oligocenas) (DE LA CONCHA & ALMELA Y SAMPER, 1962). Todo ello garantiza la poca variación de las condiciones geológicas (litología) y geomorfológicas (pendientes, orientaciones y altitudes).

Muestreo de la vegetación

Cada uno de los bosques se ha delimitado utilizando GOOGLE EARTH (2012). Se ha realizado un muestreo aleatorio estratificado durante el mes de abril de 2012, tomando un total de 40 observaciones, 20 en cada uno de los bosques estudiados. Las parcelas de estudio han sido elegidas obteniendo coordenadas al azar, y se han localizado utilizando GPS. Las parcelas no adecuadas para el estudio por estar cerca del límite del bosque (a menos de 50 metros) han sido eliminadas para evitar el efecto ecotono que podría contaminar el muestreo. También se han descartado aquellas parcelas situadas en zonas con coberturas arbóreas menores del 70% para homogeneizar este posible factor alineado. Estas parcelas han sido remplazadas por otras eligiendo de nuevo coordenadas al azar (Figura 2).

Los puntos elegidos al azar representan el extremo occidental inferior (según la dirección de la pendiente) de parcelas de 5x5 metros. En dichas parcelas se muestrea la frecuencia de arbustos para cada especie, obteniéndose valores por metro cuadrado. Además, se toman los datos de altitud (utilizando el GPS), cobertura arbórea (estimada *in situ* como la cobertura de la proyección espacial del dosel

arbóreo sobre la parcela, en clases de 70, 75, 80, 85, 90, 95% y 100%), la pendiente (con clinómetro) y la orientación (con brújula). Tanto para la pendiente como para la orientación, se repite 5 veces la medida en distintos puntos de la parcela y se realiza una media de los tres valores menos extremos obtenidos.

Dentro de cada parcela de 5 x 5 se localizó aleatoriamente una parcela de 25 x 25 cm por un muestreo aleatorio encajado. Estas parcelas han servido para estimar la cobertura de las especies herbáceas. Para cada parcela se ha dibujado la cobertura de cada especie sobre un papel acetato que ha sido fotografiado en el campo. La cobertura exacta de cada especie (= $100 * \text{área en píxeles cubierta} / \text{área en píxeles de la parcela completa}$) ha sido determinada en el laboratorio utilizando Fiji, un software libre de análisis y medición de imágenes digitales (SCHINDELIN *et al.*, 2012).

Todas las especies que no pudieron ser identificadas en campo fueron llevadas a laboratorio. Algunas de ellas no han podido ser identificadas ya que, al primar la simultaneidad del muestreo a la determinación taxonómica, eran especies que no habían desarrollado aún las flores y/o frutos.



Figura 2. Mapa de localización de las parcelas finalmente muestreadas en el encinar (a la izquierda de la imagen) y en el quejigar (a la derecha) (de GOOGLE EARTH).

Figure 2. Location map of the plots finally sampled in the holm oaks forest (left) and the portuguese oaks forest (right) (from GOOGLE EARTH).

Análisis de los datos

Se ha realizado un análisis descriptivo preliminar de los datos obtenidos, comparando los resultados con los de inventarios fitosociológicos de las asociaciones a las que pertenecen. Se ha comparado la lista de especies obtenidas con las de la Lista Roja de la Flora Vasculare Española (2008) y con las consideradas especies características de las respectivas asociaciones.

Para los análisis de ordenación se han eliminado todas las especies para las que no se ha obtenido una representatividad suficiente (al menos, 20% de las observaciones con valores por bosque, es decir 10% del total o 4 observaciones de la especie en parcelas distintas). Así, se han eliminado el 42% de las especies arbustivas que reunían el 1,7% de la información y 82,5% de las especies herbáceas que reunían el 10,6% de la información extraída del campo (=100 * suma de frecuencias o coberturas de especies retiradas / suma de frecuencias o coberturas totales). Aunque se trata de una gran cantidad de especies y, aunque algunas de ellas son las que mejor pueden servir para clasificar la asociación partiendo de la base preconcebida de que el estrato arbóreo es el determinante y sirve para delimitar espacialmente la comunidad, son especies que pueden considerarse accesorias y no realmente determinantes para la estructura ecológica de la comunidad, ya que se trata de especies muy poco abundantes. Se trata, además, de especies que han aparecido dentro de una parcela en uno u otro bosque, tal vez, debido al azar, pero que no se puede descartar que se hallen en realidad en ambos.

Los análisis estadísticos han sido realizados utilizando el software STATISTICA 10 (StatSoft, Inc.). Los datos representativos de especies arbustivas y herbáceas, independientemente, han sido sometidos a un análisis de correspondencias (CA). Se han seleccionado una cantidad de ejes que permitan reunir, al menos, el 60% de la varianza de los datos. Se han establecido para cada cofactor (altitud, pendiente, orientación, cobertura) dos categorías; por debajo de la media para el total de parcelas (baja) y por encima (alta).

RESULTADOS

La tabla del inventario de especies halladas en el muestreo aleatorio, así como la comparación de dichas especies con las consideradas especies características según los inventarios fitosociológicos, y la diversidad y riqueza de cada bosque, tanto de herbáceas como de arbustos, se muestra en el anexo del presente documento (Anexo 1).

En el análisis de correspondencias para arbustos se han obtenido 4 ejes principales que absorben el 69% de la varianza (respectivamente 28,3% - 17% - 13,4% - 10,6%). Los dos primeros ejes parecen diferenciar en cierta medida ambos tipos de bosques. Sin embargo, parece existir un gradiente de variación entre unas y otras parcelas. De hecho, más del 50% de las observaciones se encuentran dentro del grupo A (Figura 3), donde se combinan tanto encinares como quejigares. Este grupo de parcelas se caracteriza por la presencia de *Genista scorpius* (L.) DC. en Lam. & DC, *Thymus vulgaris* L., *Lavandula latifolia* Medik., *Linum suffruticosum* L. y *Juniperus oxycedrus* L. El eje que mejor permite distinguir, en cierta medida, ambos tipos de bosque es en realidad el eje 1, que reúne el 28% de la varianza. Se diferencia así un grupo B, formado principalmente por 9 observaciones realizadas en quejigar y una de encinar. Predominan *Rosa agrestis* Savi, *Lonicera xylosteum* L., *Crataegus monogyna* Jacq. y *Cistus laurifolius* L. (Figura 3). Cabe destacar que 6 de las 10 observaciones que pertenecen al grupo B presentan alta cobertura arbórea, por lo que este cofactor puede haber afectado en cierta medida a la segregación en función del primer eje. Sin embargo, este eje no logra disgregar completamente ambos tipos de bosques.

El eje 2 no permite diferenciar *per se* a quejigares de encinares. No obstante, sólo en combinación con el eje 1 (que separa las observaciones del grupo B), nos permite diferenciar un grupo C formado exclusivamente por observaciones de encinar. Dominan *Stachelina dubia* L. y *Helianthemum apenninum* (L.) Mill. (Figura 3).

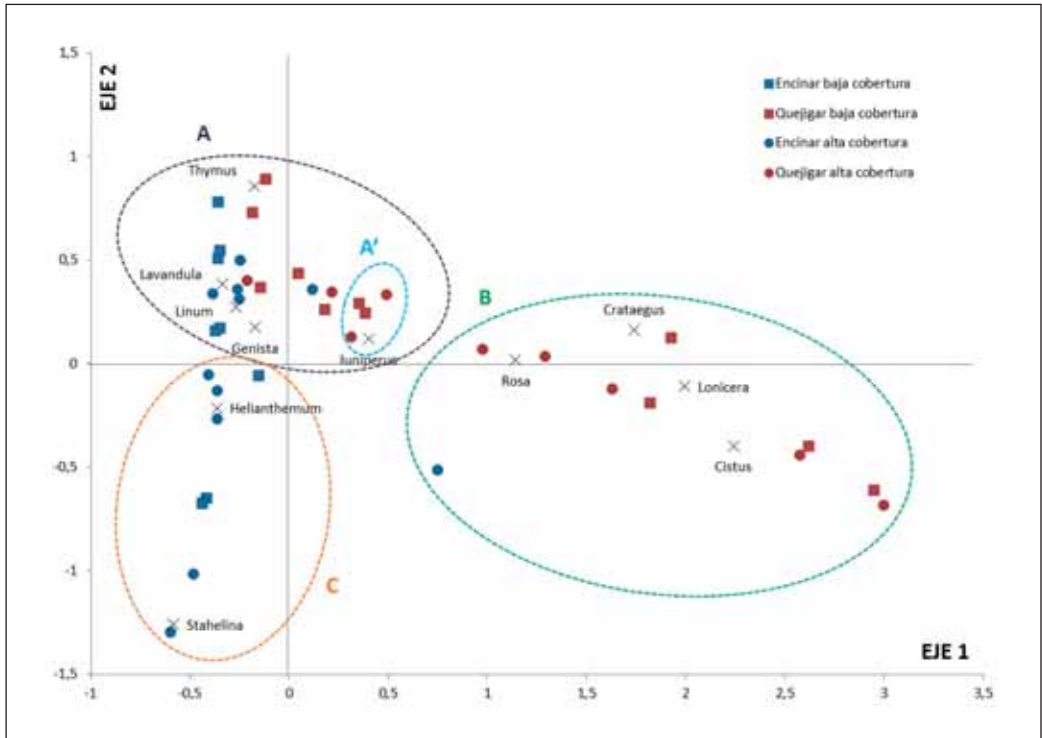


Figura 3. Ordenación de las observaciones en los dos primeros ejes del CA para arbustos. Se etiquetan quejigares y encinares y distintas coberturas arbóreas para cada muestra. Se diferencian tres grupos; A (morado), B (verde) y C (naranja). En el grupo A se diferencia el subgrupo Aí (azul).

Figure 3. Ordination of observations in the first two axes of the correspondence analysis for shrubs. Holm oaks and portuguese oaks forests are labeled, as well as the different tree cover of each sample plot. There are three groups, A (purple), B (green) and C (orange). Into the group A we differs subgroup Aí (blue).

Los ejes 3 y 4 del CA para arbustos tampoco permiten diferenciar entre ambos tipos de bosques (Figura 4). El eje 3 parece separar tanto por su extremo negativo como por el positivo algunas de las observaciones de quejigar. Sin embargo, al comparar con los ejes anteriores se comprueba que 67% de las mismas corresponden al grupo B, ya separadas por el eje 1, y 22% correspondían al subgrupo A', formado por aquellas observaciones del grupo A especialmente próximas al B (Figura 3). La gran mayoría de estas observaciones corresponden a zonas de elevada pendiente local, que han resultado en nuestro muestreo raras en encinares por azar del muestreo, lo que posiblemente esté afectando a la segregación a nivel de este eje.

Respecto al análisis de herbáceas, se han obtenido 3 ejes que reúnen el 73,3 % de la varianza total de los datos (respectivamente 32,4%, 25,2% y 15,7%). La ordenación de las observaciones de herbáceas diferencia aún menos entre tipos de bosques que la de las observaciones de arbustos.

El primer eje parece discernir mejor las parcelas por los cofactores que por el tipo de bosque. Así se observa que hay una tendencia a situarse en el extremo positivo del eje parcelas con alta pendiente (Figura 5) y, sobre todo, con orientaciones con tendencia norte-este (Figura 6). El suelo desnudo y las especies *Carex halleriana* Asso y *Helianthemum cinereum* subsp. *rotundifolium* (Dunal) Greuter

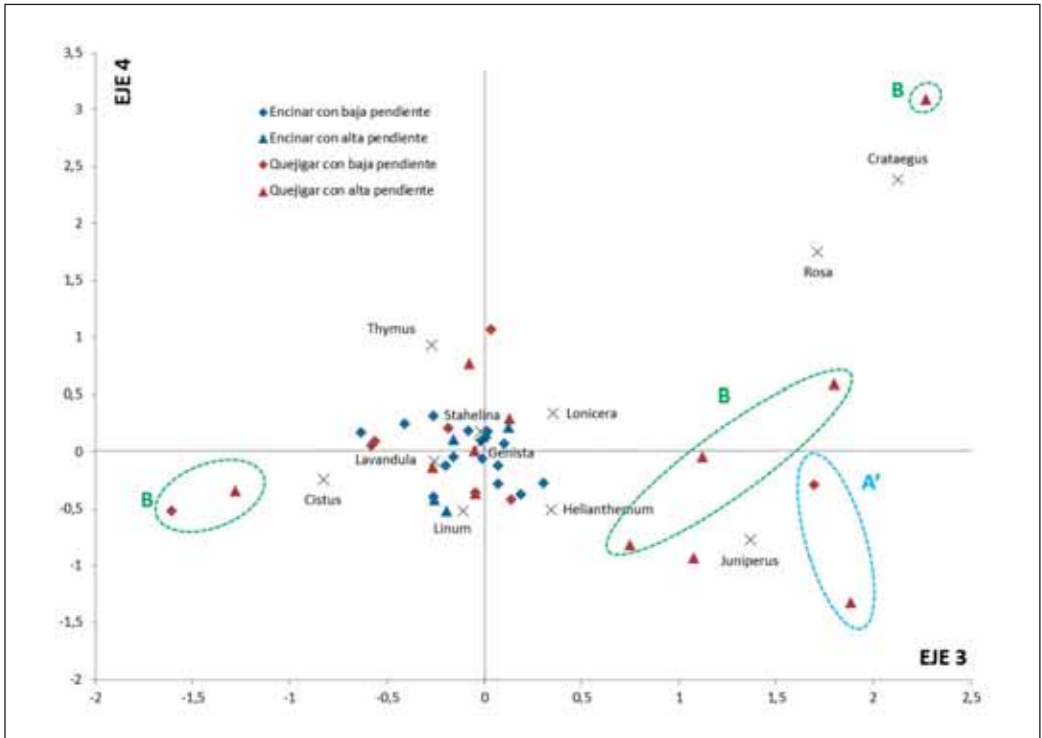


Figura 4. Ordenación de las observaciones en los ejes 3 y 4 del CA para arbustos. Se etiquetan quejigares y encinares con distintas pendientes. A su vez se indican algunos de los puntos pertenecientes al grupo B (verde) y al subgrupo A1 (azul) en la Figura 3.

Figure 4. Ordination of observations in the axes 3 and 4 of the correspondence analysis for shrubs. Holm oaks and portuguese oaks forests are labeled, as well as the different slope of each sample plot. We identify some samples belonging to group B (green) and subgroup A1 (blue) of the figure 3.

& Burdet parecen ser los más característicos de este extremo positivo del eje, situándose *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv. en el extremo opuesto.

El segundo eje, que explica el 25% de la varianza, es el que mejor logra diferenciar entre tipos de bosque, situándose en valores negativos los encinares (Figura 5). Sin embargo, se observa una tendencia, especialmente marcada en encinares, a separar observaciones por su pendiente. Las parcelas con bajas pendientes tienden a agruparse en valores negativos. Se caracterizan por la presencia de *Helianthemum cinereum* subsp. *rotundifolium* y *Aphyllanthes monspeliensis* L.. Habiendo un mayor número de observacio-

nes con bajas pendientes en encinares que en quejigares, al menos parte de la segregación observada en el eje 2 ha de deberse al susodicho cofactor.

El eje 3 no diferencia entre ambos tipos de bosques. Parece reflejar más bien la variación en las orientaciones de las parcelas muestreadas (Figura 6). Las parcelas orientadas hacia el oeste se sitúan en el extremo negativo, caracterizado por la presencia de *C. halleriana*, *Galium aparine* L. y *A. monspeliensis*, mientras que en el extremo positivo aparecen las de tendencia norte-este, predominando *H. cinereum* y *Bromus ramosus* Huds.

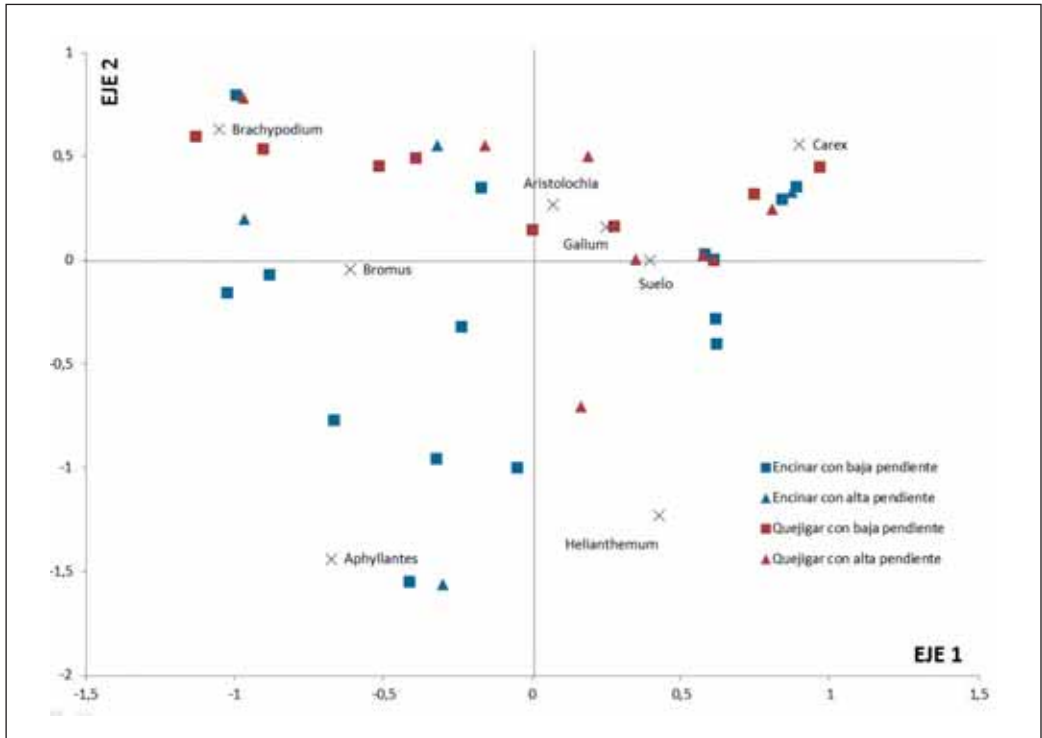


Figura 5. Ordenación de las observaciones en los ejes 1 y 2 del CA para herbáceas. Se diferencian quejigares y encinares con distintas pendientes.

Figure 5. Ordination of observations in the first two axes of the correspondence analysis for grasses. Holm oaks and portuguese oaks forests are labeled, as well as the different slope of each sample plot.

DISCUSIÓN

Los resultados descriptivos no parecen confirmar que el quejigar *Cephalanthero longifoliae-Quercetum fagineae* y el encinar *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* sean comunidades vegetales claramente diferentes por su composición florística. Todas las especies encontradas, que han resultado aparecer como especies características en inventarios de encinares, lo son también en inventarios de quejigares. La comparación de las especies que hemos encontrado muestreando al azar no permite discriminar entre los bosques según los propios inventarios consultados (Anexo 1).

Además, muchas de las especies obtenidas en el muestreo han resultado ser únicamente ca-

racterísticas de los quejigares y no de los encinares según los inventarios, mientras que, paradójicamente, han mostrado mayores abundancias en el encinar según nuestro muestreo; es el caso de *Genista scorpius*, *Lavandula latifolia*, *Stachelina dubia*, *Helianthemum cinereum* subsp. *rotundifolium*, *Aphyllanthes monspeliensis*, *Medicago suffruticosa* Ramond ex DC. en Lam. & DC., *Sanguisorba minor* Scop. y *Coronilla minima* subsp. *lotoides* (W.D.J. Koch) Nyman. Paralelamente algunas especies que aparecen con mayor frecuencia en inventarios de encinar han resultado en nuestro caso más abundantes en quejigar, como es el caso de *J. oxicedrus*, *B. retusum* y *Viola riviniana* Rchb.

A nivel arbustivo, ni la riqueza de especies ni la diversidad de Shannon han mostrado gran-

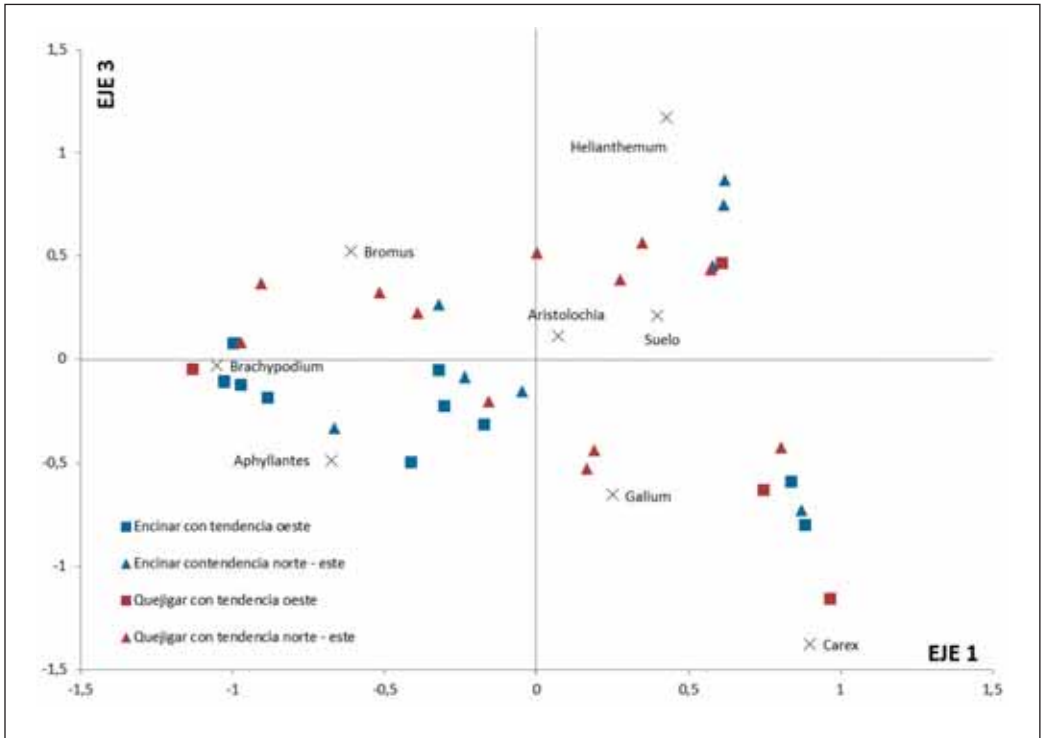


Figura 6: Localización de las observaciones en los ejes 1 y 3 del CA para herbáceas. Se diferencian quejigares y encinares con distintas orientaciones.

Figure 6. Ordination of observations in the axes 1 and 3 of the correspondence analysis for grasses. Holm oaks and portuguese oak forests are labeled, as well as the different aspect of each sample plot.

des diferencias, aunque la diversidad es ligeramente superior en quejigares. Sin embargo, a nivel de herbáceas, la riqueza de especies tiene un valor de casi el doble en el caso de quejigares, y una diversidad de Shannon también notablemente superior (Anexo 1).

Los resultados descriptivos no permiten intuir de manera clara diferencias de ningún tipo entre ambos tipos de bosques. Muchas de las especies que son, según los inventarios fitosociológicos, características de una formación vegetal, y que según nuestro muestreo son más abundantes en el otro, estaban en realidad presentes en ambos tipos de bosques con bajas frecuencias. Esto explica que, por efecto del azar, hayan resultado más abundantes en uno u otro bosque en nuestros resultados aunque estaban presentes en ambos bosques como ob-

servamos durante el muestreo en campo. No obstante, se trata de especies accesorias, que no pueden considerarse de gran importancia para un determinado tipo de comunidad biológica. De hecho, muchas otras especies que fueron observadas durante el muestreo en sendos bosques no figuran en la tabla anexa debido a que, por simple azar, no cayeron dentro de ninguna parcela. Por lo tanto, suponiendo que realmente estemos ante dos asociaciones o comunidades vegetales discretas y discernibles, consideramos que, de todo el elenco de especies presentes en ambos bosques, sólo aquellas con una cantidad de observaciones representativa en nuestro muestreo serían las que podrían ser básicas y esenciales para la estructura y función de las comunidades. Por ello sólo hemos considerado estas especies en los análisis estadísticos.

En cuanto a los análisis de correspondencias, tan solo el primer eje del análisis para arbustos, que explica el 28% de la varianza de los datos de este estrato de vegetación, parece permitir discriminar entre ambos tipos de bosque de forma gradual. Al menos en parte, la cobertura arbórea podría estar teniendo cierto efecto sobre la distribución en este eje. Sin embargo, este eje no discrimina dos grupos discretos y claramente distintos, uno para cada bosque. Por el contrario, las observaciones parecen ordenarse en un gradiente encinares (extremo negativo) - quejigares (extremo positivo). Gran parte de las observaciones de ambos bosques quedan entremezcladas en la zona central. Todo así, los resultados no irían en contra de la teoría del continuum de GLEASON, (1926), opuesta a la base teórica sigmatista que postula que las comunidades vegetales son unidades discretas y delimitables en el espacio. El gradiente observado podría deberse, según esta teoría, a la proximidad espacial entre las parcelas, independientemente del estrato arbóreo. Además, a pesar de encontrarnos en una zona de geología caliza y suelos básicos, se trata de una zona geológicamente muy variada; de hecho nos encontramos ante un complejo mosaico de tipos de litologías, y presumiblemente predominan en el encinar pizarras paleozoicas, areniscas detríticas y calizas margosas y arenosas del Cretácico, y en el quejigar areniscas, conglomerados y arcillas oligocenas. Esta tendencia puede estar contaminando los resultados y podría explicar, al menos en parte, las diferencias que hemos asociado al efecto del estrato arbóreo.

El resto de ejes del análisis para el estrato arbustivo, que explican conjuntamente el 41% de la varianza de los datos, no diferencian entre quejigar y encinar. Del mismo modo, no se puede afirmar que ninguno de los ejes obtenidos en el análisis para herbáceas sirva para diferenciar ambos bosques, ni en grupos discretos, ni en un gradiente continuo como sucedía con el eje 1 del análisis para arbustos. En el caso de las herbáceas parece que las pendientes y orientaciones de las parcelas medidas explican las diferencias mejor que la composición del estrato arbóreo. Sin embargo, aún

con todo, no se ha hallado una sectorización del área de estudio en base a ninguno de estos cofactores. Es posible que otros cofactores que no han sido contemplados en nuestro análisis, como la calidad de la hojarasca, la profundidad del suelo, el contenido en nitrógeno del suelo, o la humedad relativa, por ejemplo, sirvan para explicar una parte de las diferencias. No se puede tampoco descartar que la ordenación de las parcelas sea un resultado debido parcial o totalmente al azar, o a la distribución espacial.

Sería interesante realizar futuros estudios en esta línea. Para ello sería recomendable ampliar el tamaño muestral. También se puede contemplar la posibilidad de incluir un mayor número de cofactores. Sería interesante incorporar análisis espaciales al análisis de ordenación, como son las ordenaciones considerando el espacio o los agrupamientos con restricción espacial (CAMARERO & ROZAS, 2006), que nos permitirían conocer qué parte de la varianza de la matriz de datos es explicada por el estrato arbóreo y los cofactores y cuál se explica tan solo por la distribución espacial de las muestras, así como qué parte de la varianza, no explicada, es atribuible al azar mientras no se halle un cofactor suficientemente explicativo.

CONCLUSIONES

No hemos encontrado diferencias claras en la composición y estructura del quejigar de la asociación *Cephalanthero longifoliae-Quercetum fagineae* y el encinar *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* muestreados en Retiendas. Nuestros resultados indican que no es generalizable la afirmación «el estrato arbóreo sirve para discriminar y delimitar comunidades vegetales tipo» que es la base teórica de la fitosociología sigmatista y la cartografía derivada utilizada por la Directiva de Hábitats de la Red Natura 2000.

Parece que el estrato arbustivo responde mejor a los cambios en el dosel arbóreo que el her-

báceo. Aun así, la variación en las comunidades arbustivas no muestra un patrón discreto de cambio entre ambos bosques, sino que más bien varía en un gradiente desde uno hasta el otro. Esta ligera covariación observada puede deberse en realidad a cofactores no considerados, como podría ser la litología, localmente muy variada en nuestra zona de estudio, o más simplemente a la distribución espacial de las muestras analizadas.

Las asociaciones fitosociológicas no parecen un buen criterio para decidir que se debe conservar, como sucede con los LIC siguiendo la normativa de Red Natura 2000. Entre las variables ecológicas incorporadas en nuestro estudio, las de pendiente y orientación de las laderas parecen ser las mejores indicadoras *a priori* de la composición florística de la comunidad, y por lo tanto de las características del hábitat dentro de una región limitada. Pueden utilizarse criterios fitosociológicos para determinar los hábitat, pero se hace necesario en ese caso la prospección de cada territorio por separado para inventariar la flora y establecer las prioridades de conservación, ya que los límites espaciales del estrato arbóreo no parecen ser de por

sí suficiente para delimitar hábitats distintos. En su lugar se podrían realizar estudios locales de otras variables ecológicas indicadoras de hábitats prioritarios, como pueden ser por ejemplo índices de biodiversidad, presencia de especies bio-indicadoras o especies clave para el funcionamiento de las comunidades, cualidades del suelo, o parámetros de madurez, para determinar si alguna de ellas es la mejor indicadora de la presencia de hábitats de alto valor ecológico en dicha localidad.

AGRADECIMIENTOS

A Rut Sánchez de Dios (dep. de biología vegetal de la Fac. de CC. Biológicas UCM) por toda su ayuda, especialmente con la elección de los puntos de muestreo, la búsqueda de información sobre fitosociología y la determinación de las especies. A Juan Martín Zorrilla (dep. de ecología de la Fac. de CC. Biológicas UCM) por su ayuda con el diseño experimental. A Cesar García por su colaboración en el proceso de muestreo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AZCÁRATE, F.M. Y SEOANE, J. 2010. A favor y en contra del concepto de vegetación potencial. Edublog Ecología, Departamento de ecología, Facultad de ciencias UAM, Madrid. En: edublogecologiauam.wordpress.com/2010/11/10/a-favor-y-en-contra-del-concepto-de-vegetacion-potencial/
- BRAUN-BLANQUET, J. 1928. Pflanzensoziologie. Springer-Verlag, 1st. ed., Berlin.
- CAMARERO, J.J. Y ROZAS, V., 2006. Técnicas de análisis espacial de patrones de superficies y detección de fronteras aplicadas en ecología forestal. Invest Agrar: Sist Recur For (2006) 15(1), 66-87.
- CARRIÓN, J. S., 2010. The concepts of potential natural vegetation and other abstractions (trying to pick up fish with wet hands). Journal of Biogeography 37: 2209-2215.
- DE LA CONCHA, S.; ALMELA Y CAMPER, A. 1962. Mapa Geológico de España a escala 1:50.000, 1ª Serie, hoja 485. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT, 2007. Nature and Biodiversity Interpretation Manual of European Union Habitats, EUR-27. 142 pp. Natura 2000.
- FONT, X.; LOIDI, J.; FERNÁNDEZ-GONZALEZ, F.; LENCEN, C.; CARRERAS, J.; CARRILLO, E.; NINO, J. M.; QUADRADA, R.; MORENO, J.; BUIRRUN, I.; CAMPOS, J. A.; GRACÍA, I.; HERRERA, M.; BOUSO, V.; PÉREZ, M. R.; RODRÍGUEZ, P.; SARDINERO, S.; ACEDO, C.; ALONSO, R.; LLAMAS, F.; DEL RÍO, S. Y HERRERO, L. Proyecto iberiveg – Sistema de Información

- de la Vegetación Ibérica y Macarronésica (SIVIM) [referencia 26 de mayo de 2012]. Disponible en Web: <http://www.sivim.info/sivi/>
- GLEASON, H.A. 1926. The Individualistic concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 53(1): 7-26.
- GOOGLE EARTH, 2012. Retiendas, Guadalajara [mapa online interactivo]. Imagen: DigitalGlobe Cnes/Spot Image. Datos: SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO (acceso Abril, 2012).
- PEINADO, M. Y MARTÍNEZ-PARRAS, J. M. 1987. Castilla-La Mancha. En: *La Vegetación de España*. Peinado Lorca, M., Rivas-Martínez, S. pp. 455-486. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- POORE, M. E. D. 1955. The use of phytosociological methods in ecological investigations. I. The Braun-Blanquet System. *Journal of Ecology* 43: 226-244.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. 1987. Mapa de Series de Vegetación 13, Madrid (escala 1:400000). ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- RUIZ DE LA TORRE, J. 1990-1999. Mapa Forestal de España. Segovia 05-05. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- SÁNCHEZ DE DIOS, R.; BENITO GRAZÓN, M. Y SAINZ OLLERO, H. 2006. Hybrid zones between two European oaks: a plant community approach. *Plant Ecology* 187: 109-125.
- SHINDELIN, J.; ARGANDA-CARRERAS, I.; FRISE, E.; KAYNIG, V., LONGAIR, M.; PIETZSCH, T.; PREIBISCH, S.; RUEDEN, C.; SAALFELD, S.; SCHMID, B.; TINEVEZ, J. Y.; JAMES WHITE, D.; HARTENSTEIN, V.; ELICEIRI, K.; TOMANCAK, P. y CARDONA, A. 2012. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis, *Nature Methods* 9(7): 676-682.

	QUEJIGAR		ENCINAR			
	Media	Desv. Est.	Media	Desv. Est.		
Altitud (m)	938,6	25,95	968,4	20,63		
Pendiente (%)	43,1	10,32	35,15	5,92		
Orientación (¼)	342	51,76	311,2	97,52		
Cobertura arbórea (%)	85,5	10,37	85	10,39	INVENTARIO	
Arbustos	Nº parcelas	Pies/m²	Nº parcelas	Pies/m²	Quejigar	Encinar
Total arbustos	20	0,978	20	2,268		
<i>Genista scorpius</i> *	14	0,308	19	1	••	
<i>Cistus laurifolius</i> *	12	0,162	3	0	•	
<i>Lavandula latifolia</i> *	7	0,076	19	1	•	
<i>Lonicera xylosteum</i> *	12	0,068	0	0		
<i>Rosa agrestis</i> *	9	0,03	3	0,01	•	•
<i>Juniperus oxycedrus</i> *	17	0,14	16	0,082	•	••
<i>Linum sufruticosum</i> *	5	0,08	17	0,244		
<i>Thymus vulgaris</i> *	6	0,072	9	0,112	•	
<i>Crataegus monogyna</i> *	4	0,018	0	0	••	••
<i>Pistacia terebintus</i>	1	0,002	0	0		
<i>Daphne gnidium</i>	2	0,012	0	0		
<i>Colutea arborescens</i>	1	0,002	0	0	•	
<i>Helianthemum apenninum</i> *	1	0,002	7	0,046		
<i>Stachelina dubia</i> *	0	0	14	0,464	•	
<i>Helichrisum stoechas</i>	0	0	2	0,01		
<i>Satureja intricata</i>	0	0	1	0,014		
<i>Juniperus communis</i>	0	0	1	0,002	•	•
<i>Thymelaea passerina</i>	0	0	3	0,054		
S' / H'	13	1,94	13	1,85		
Herbáceas	Nº parcelas	Cobertura	Nº parcelas	Cobertura	Quejigar	Encinar
Suelo desnudo*	20	55,75	20	53,4		
<i>Luzula forsteri</i>	1	1,45	0	0		
<i>Carex hallerana</i> *	6	6,20	5	6,5	••	••
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i> *	2	2	10	17,45	••	
<i>Brachypodium retusum</i> *	11	18,15	8	18,55	•	••
<i>Aristolochia pistolochia</i> *	2	0,25	3	1	•	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1	0,15	2	0,5	•	••
<i>Rubia peregrina</i>	1	0,20	0	0	••	••
<i>Galium aparine</i> *	2	0,30	2	0,45	•	
<i>Bromus ramosus</i> *	4	3,35	4	3,15		
<i>Viola riviniana</i>	1	0,35	0	0	•	••
<i>Carex nigra</i>	1	1,80	0	0		
<i>Primula veris</i>	1	0,60	0	0		

Herbáceas	QUEJIGAR		ENCINAR		INVENTARIO	
	Nº parcelas	Cobertura	Nº parcelas	Cobertura	Quejigar	Encinar
<i>Hedypnois cretica</i>	2	1,3	0	0		
<i>Lathyrus alpaca</i>	2	0,7	0	0		
<i>Cephalanthera longifolia</i>	1	0,45	0	0	•	•
<i>Vicia lathroides</i>	1	0,15	0	0		
<i>Orchis mascula</i>	0	0	1	0,3		
<i>Helianthemum cinereum subsp. rotundifolium*</i>	0	0	4	2,05	•	
<i>Medicago suffruticosa</i>	0	0	1	0,75	•	
<i>Sanguisorba minor</i>	0	0	1	0,35	•	
<i>Coronilla minima subsp. lotooides</i>	0	0	1	0,4	•	
<i>Argyrobium zanonii</i>	0	0	1	0,25		
Sp1	1	0,3	0	0	?	?
Sp4	3	1,8	0	0	?	?
Sp8	1	1,3	0	0	?	?
Sp9	1	0,55	0	0	?	?
Sp10	1	0,7	0	0	?	?
Sp11	1	0,15	0	0	?	?
Sp13	1	0,25	0	0	?	?
Sp14	0	0	1	2,45	?	?
<i>Vicia1</i>	1	1,35	0	0	?	?
<i>Sp. gram 1</i>	1	0,55	0	0	?	?
<i>Sp. gram 4</i>	1	0,4	0	0	?	?
<i>Sp. gram 5</i>	1	2,35	0	0	?	?
S' / H'	27	2,08	14	1,77		

Anexo I. Valores reales medios de altura, pendiente, orientación y cobertura arbórea obtenidos en las parcelas muestreadas; número de parcelas en las que aparece, en cada tipo de bosque, cada una de las especies muestreadas y valores medios de frecuencias (para arbustos) y coberturas (para herbáceas). Para cada especie se muestra, además, si parece resultar característica de la asociación *Cephalanthero-Quercetum fagineae* (Qu.) o *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* (Enc.); con un punto se indican especies características que han aparecido en menos del 30% de los inventarios y con dos puntos aquellas que han aparecido en más, según los datos de FONT *et al.* (Proyecto iberiveg). Se han marcado con asterisco las especies bien representadas en el muestreo e incorporadas al análisis estadístico. Se indica también la riqueza (S') y diversidad de Shannon (H') de arbustos y de herbáceas.

Annex I. Mean values for height, slope, aspect and tree cover in sampled plots obtained; number of plots in each forest type where appear each of the species sampled and frequency values (for shrubs) and coverage (for grasses). For each species it is also showed if it seems to be characteristic of *Cephalanthero-Quercetum fagineae* (Qu.) or *Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae* (Enc.), a point indicates that the species listed appeared in less than 30% of inventories, and with two points those that appeared in more, according to FONT *et al.* (Project iberiveg). Well represented species, included in the ordination analysis, are marked with an asterisk. It is also indicated biodiversity (S') and Shannon diversity (H') of shrubs and grasses.