

INFLUENCIA DEL MANEJO EN LA DIVERSIDAD VEGETAL DE LA DEHESA

María Lourdes López Díaz y Gerardo Moreno Marcos

Universidad de Extremadura. Centro Universitario de Plasencia. Avda. Virgen del Puerto nº 2. 10600-PLASENCIA (Cáceres, España). Correo electrónico: lurdesld@unex.es

Resumen

La dehesa, que ha sido considerada desde siempre como un sistema de alto nivel de biodiversidad, está sufriendo cambios en el manejo que podrían afectarle negativamente. Sin embargo, son escasos los estudios científicos que relacionen ambos aspectos: manejo y diversidad vegetal. El objetivo principal de este trabajo es conocer cómo influyen la estructura de la dehesa (diversidad de hábitats) y la intensidad de manejo (carga ganadera) en la conservación de la diversidad vegetal de la dehesa. Se seleccionaron 10 dehesas del norte de Cáceres en las que se cartografiaron los posibles hábitats de cada dehesa. Posteriormente, se realizaron inventarios florísticos en todos los hábitats y se analizó la información obtenida mediante distintos índices de biodiversidad. Los resultados mostraron que las dehesas presentan unos niveles de diversidad vegetal superiores a otros ecosistemas de la Península Ibérica. La presencia de hábitats diversos asociados a distintos tipos de intensidades de uso y gestión incrementa la biodiversidad de este ecosistema, mientras que el mantenimiento de cargas ganaderas excesivas provoca una reducción del número de especies.

Palabras clave: *Carga ganadera, Hábitats, Riqueza específica*

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad en Europa depende especialmente de la actividad humana. Tradicionalmente, eran habituales los usos extensivos y a pequeña escala del suelo, lo que generaba un mosaico de hábitats muy diversos, tanto agrícolas como forestales. Actualmente, existe una importante pérdida de biodiversidad ligada al incremento en los niveles de intensidad de uso del suelo (THOMAS *et al.*, 2004) lo que puede llevar, en último caso, a problemas de extinción. Además, la pérdida de especies supone una reducción en la capacidad de los ecosistemas a recuperarse de las perturbaciones lo que, con el tiempo, los vuelve irrecuperables. Por ello, uno de los objetivos actuales de la política

actual de la Unión Europea es intentar preservar la biodiversidad a través de diversas acciones que se encuentran actualmente en marcha (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2007). Parece que la mejor forma de conservar la biodiversidad de un ecosistema es a través del conocimiento de los efectos que las distintas prácticas de manejo ejercen sobre ella. Respecto a este aspecto, en el caso de los pastos se han realizado diferentes estudios en zonas alpinas (BUTLER *et al.*, 2008). Sin embargo, existen pocos estudios orientados a los pastos de zonas templadas (LÓPEZ DÍAZ *et al.*, 2009).

La dehesa ha sido tradicionalmente un sistema muy diverso en el que, además de los pastos naturales y cultivos periódicos, han existido manchas de monte y zonas de arbolado claro con

matorral, lo que da lugar a una gran diversidad de hábitats y a un incremento en la biodiversidad de la dehesa (DÍAZ et al., 2003), lo que le ha valido para ser incluida en la lista de hábitat de interés comunitario de la Unión Europea (Cod. U.E. 6310; Anexo I de la Directiva Hábitats 92/43/CEE, DIARIO OFICIAL N^o L 206 de 22/07/1992). Esta sostenibilidad podría verse afectada por prácticas de manejo más intensivas frente a los manejos tradicionales. Actualmente no existe ningún trabajo de cómo están influyendo esos cambios en el manejo de la dehesa en la conservación de su diversidad vegetal.

Este estudio se encuadra en el proyecto europeo BIOBIO, en el que participan 14 grupos de investigación de distintos países europeos, entre ellos el Grupo de Investigación forestal de la Universidad de Extremadura, además de un grupo de investigación de Túnez y otro de Uganda. La finalidad de dicho proyecto es conocer las relaciones entre biodiversidad e intensidad de manejo en ecosistemas propios de cada zona. En este trabajo se analiza cómo influyen la intensidad de manejo en la dehesa (utilizando la carga ganadera como indicador) y la estructura de la dehesa (indicada por la diversidad de hábitats, el tamaño medio de los hábitats y la superficie total de la finca) en la diversidad vegetal. En este análisis se debe tener presente que la diversidad de hábitats es al menos indirectamente reflejo también de la intensidad de uso, en tanto que las explotaciones más intensivas llevan generalmente asociado una simplificación del sistema y eliminación de los hábitats menos productivos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se seleccionaron 10 dehesas en Extremadura intentando cubrir todos los posibles manejos habituales en este tipo de sistemas. Para establecer los diferentes hábitats, se siguieron las pautas establecidas por el proyecto europeo BIO-Hab (BUNCE et al., 2011). Se distinguieron dos grupos de hábitats: elementos de área y elementos lineales. La superficie mínima de un elemento para ser considerado como elemento de área fue de 400 m², con unas dimensiones mínimas de 5 x 80 m. Si tenía menos de 5 m de ancho pero tenía una longitud mínima de 30 m, el hábi-

tat se consideraba como un elemento lineal. Los canales, caminos, arroyos, ríos, setos y paredes podían ser elementos lineales, pero si superaban los 400 m² y tenían al menos 5 m de ancho eran considerados como elementos de área. Los elementos se determinaron por fotointerpretación (Escala 1:5.000) para adquirir una idea general de los posibles hábitats existentes. A continuación, en campo se corrigió directamente la información tomada en gabinete según la vegetación predominante del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo, estableciendo así la configuración definitiva de hábitats. En la primavera de 2010 se realizó un inventario florístico de cada uno de ellos mediante la instalación de parcelas cuadradas de 100 m² en cada uno de esos hábitats, en el que se recogió información sobre la cobertura de las especies allí presentes. Para ello, se colocaron dos cuerdas que formaban las diagonales del cuadrado, orientadas en dirección N-S y E-O. Con el apoyo de estas cuerdas, se marcaron los cuadrados interiores a éste desde el centro del mismo y con superficie 4, 25, 50 y 100 m². Se comenzó el muestreo desde el interior, apuntando las especies que iban apareciendo nuevas a medida que iba creciendo la superficie a muestrear y también sus coberturas respecto a la superficie total. En el caso de hábitats lineales, como aquellos ligados a muros o cursos de agua, se dispusieron parcelas de 1 x 10 m, señaladas con banderillas. La anchura (1 m) se estableció en torno al borde del elemento lineal. Lo que se pretendía era estudiar la zona de contacto entre el elemento lineal y el elemento contiguo.

Los datos recogidos se procesaron empleando diversos índices de diversidad vegetal. Para el estudio de la diversidad alfa se emplearon el índice de Riqueza Específica, el índice de Shannon y el índice de Simpson. Para el cálculo de la diversidad beta, se empleó el índice de Whittaker (MAGURRAN, 1989). Además, se recogió información sobre carga ganadera y superficie de la dehesa. Por último, se estudió la relación entre estos índices y los valores referentes a estructura y manejo de cada dehesa. La comparación estadística de los valores medios obtenidos se llevó a cabo con el paquete estadístico Statistica 6.0. Se realizó una matriz de correlación entre los índices de diversidad y los distintos parámetros de la dehesa, como el

número de hábitats y la superficie media de cada hábitat, así como variables de gestión, como la carga ganadera y la superficie total. Dado el nº limitado de dehesas estudiadas ($n = 10$), el nivel de significación en los análisis se establece en $p=0,10$.

RESULTADOS

En el inventario florístico se encontraron entre las diez dehesas un total de 436 especies diferentes. Los valores obtenidos para los distintos índices de diversidad se encuentran recogidos en la tabla 1. En la matriz de correlación realizada entre cada uno de los índices estudiados y los datos de manejo (Tabla 2), se obtuvo una buena correlación entre el número de hábitats y la riqueza específica ($R^2 = 0,86$; $p=0,001$), el índice de Whittaker ($R^2 = 0,64$; $p=0,04$) y el índice de Shannon ($R^2 = 0,59$; $p=0,07$). Por otra parte, se observó una reducción significativa de la Riqueza Específica a medida que se incrementaba la carga ganadera ($R^2 = -0,57$; $p=0,09$). En la Figura 1 se puede observar que, en cada dehesa, el número de especies identificadas era

directamente proporcional al número de hábitats presentes según una relación lineal.

DISCUSIÓN

La riqueza específica encontrada en las dehesas estudiadas es muy superior a la observada en otros ecosistemas, tanto naturales (incluyendo los bosques mediterráneos de los que derivan) como manejados por el hombre, como así lo indican los distintos índices de diversidad estudiados. En este estudio se inventariaron un total de 436 especies entre las diez dehesas. Para ello se muestrearon 145 hábitats (116 superficiales y 29 lineales), lo que supone que en cada dehesa se estudiaron 11,6 hábitats superficiales y 2,6 hábitats lineales de media y una superficie media por dehesa de 1.189 m². El número medio de especies por dehesa fue de 187,4 especies. Estos resultados se aproximan a los registrados por MARAÑÓN (1985), que observó valores que podían llegar a las 135 especies/0,1 ha en una dehesa de Sierra Morena. En cambio, una superficie estándar de 0,1 ha de alcornocal puede albergar unas 60-100 especies de plantas vasculares (OJEDA et al., 2000), mientras que una superficie

Índice	Intervalo	Valor medio
Riqueza específica	124-251	187,40
Índice de Shannon	3,47-4,32	3,89
Índice de Simpson	0,021-0,089	0,05
Índice de Whittaker	2,85-5,05	4,14
Nº de hábitats	10-23	14,20
Carga ganadera (UGM·ha ⁻¹)	0,27-0,81	0,48

Tabla 1. Valores medios e intervalos de índices de diversidad en las dehesas estudiadas

	Carga ganadera (UGM·ha ⁻¹)	Superficie dehesa (ha)	Número de hábitats	Tamaño hábitat (ha)
Número de especies	$R^2 = -0,57$ $p = 0,09$	$R^2 = 0,39$ $p = 0,26$	$R^2 = 0,86$ $p = 0,001$	$R^2 = 0,05$ $p = 0,88$
Índice de Shannon	$R^2 = -0,27$ $p = 0,46$	$R^2 = 0,39$ $p = 0,26$	$R^2 = 0,59$ $p = 0,07$	$R^2 = 0,11$ $p = 0,77$
Índice de Simpson	$R^2 = -0,24$ $p = 0,51$	$R^2 = -0,03$ $p = 0,93$	$R^2 = -0,33$ $p = 0,35$	$R^2 = 0,17$ $p = 0,63$
Índice de Whittaker	$R^2 = -0,26$ $p = 0,47$	$R^2 = -0,03$ $p = 0,97$	$R^2 = 0,64$ $p = 0,04$	$R^2 = -0,24$ $p = 0,49$

Tabla 2. Matriz de correlación entre índices de diversidad y factores de manejo en las dehesas estudiadas

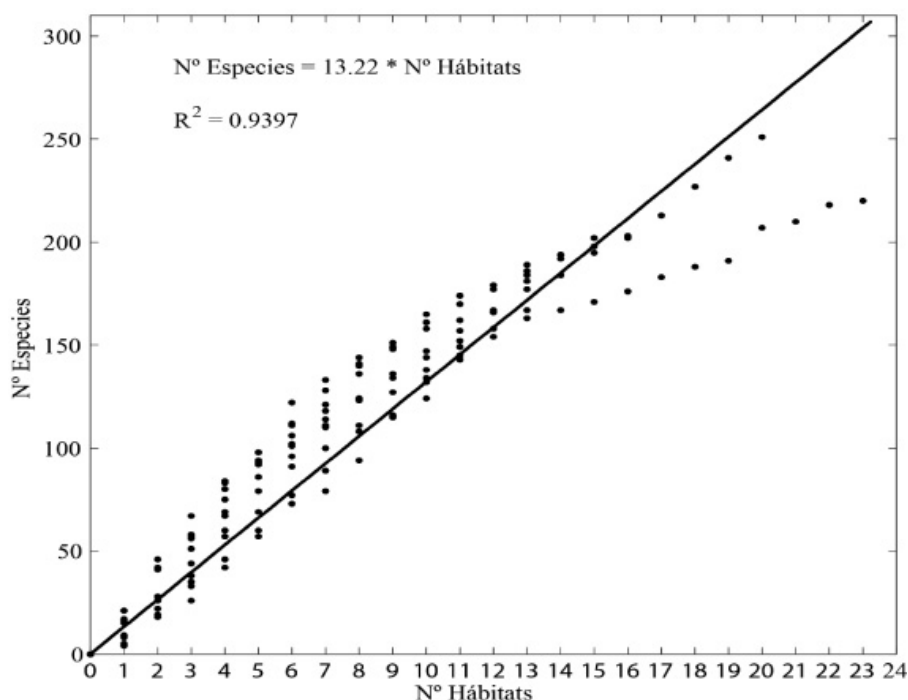


Figura 1. Incremento del número de especies con el número de hábitats

de bosque o chaparral de California no supera las 40 especies de plantas (WESTMAN, 1988). En un trabajo sobre diversidad vegetal llevado a cabo en un sistema silvopastoral desarrollado bajo *Populus x canadiensis* del noroeste de España se inventariaron un total de 45 especies (KLEBER, 2009), superadas con creces por las 436 especies de las dehesas. Todo ello indica que la dehesa se puede considerar como un ecosistema muy diverso desde el punto de vista de la riqueza específica. Es importante destacar que todos los muestreos en zonas arboladas se hicieron siempre entre árboles, y no debajo de ellos ni sobre su proyección, siguiendo el protocolo del proyecto europeo en el que se encuadra este proyecto. Por lo tanto, los datos no reflejaron el incremento de especies que provocan los árboles al establecer diferencias bajo la copa y fuera de ella, dando lugar a dos ambientes con distintas especies, pero cuya suma habría aumentado la riqueza específica de encinares y alcornocales (GEA-IZQUIERDO et al., 2009).

El índice de Shannon toma generalmente valores entre 1,5 y 3,5 y raramente sobrepasa los 4,5 (MARGALEF, 1972). Los valores más altos se corresponden con hábitats de mayor diversidad, mientras que los más bajos con los de menor

diversidad. Así, con valores superiores a 3 se puede hablar de hábitats diversos, y si se supera la barrera de 3,5 se consideran muy diversos. Por el contrario, los hábitats menos diversos son aquellos con índices de Shannon inferiores a 2. En sistemas agrosilvopastorales de montaña del sureste ibérico, en comunidades de matorral desarbolado, se encontraron valores altos de diversidad Shannon (3,06-3,63). En pinares, fueron mucho más diversos los estructurados en mosaico (2,81-3,05) que los pinares continuos (1,74-2,69). En encinares, fueron más diversos los abiertos y semiabiertos (3,20-3,81) que los cerrados (2,7-3,0) (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 1994). En otro estudio localizado en el noroeste de España, en un sistema silvopastoral desarrollado bajo *Populus x canadiensis*, los valores medios del índice de Shannon fueron mucho más bajos, variando entre 0,62 y 1,85 (KLEBER, 2009). En este estudio las dehesas estudiadas presentaron valores muy altos (entre 3,47 y 4,32), que superaron en la mayoría de los casos a los indicados en otros ecosistemas de la Península Ibérica.

El índice de Simpson toma valores entre 0 y 1. Valores próximos a 0 indican hábitats muy diversos. Según se van acercando a 1, los datos indican la existencia de unas especies dominan-

tes sobre otras y, por lo tanto, de hábitats más homogéneos (KEMPTON, 2002). El índice de Simpson también puso de manifiesto la relevancia del ecosistema dehesa, ya que se obtuvieron valores generalmente bajos (0,02-0,09), indicadores de alta diversidad.

El índice de Whittaker (2,85-5,05) mostró un nivel de reemplazo de especies entre hábitats superior a los obtenidos en repoblaciones de *Pinus pinaster* y *Eucalyptus globulus* en Portugal (2,04-2,22; SALAS et al., 2005). Globalmente se observa que el número de especies aumenta casi linealmente, indicando un alto índice de reemplazo de especies entre hábitats, y la importancia de la diversidad de hábitats para la diversidad florística de la dehesa. La presencia de pequeños espacios con una estructura vegetal diferente (arbolado más denso, matorral, especies espinosas, zonas encharcadas, hábitats lineales ...) en conjunto suman una superficie pequeña sobre el total de la explotación, pero es refugio de un elevado número de especies que no aparecen en los hábitats más extensos.

Por tanto, los altos niveles de diversidad de la dehesa son debidos a que puede considerarse como una mezcla íntima de varios tipos de hábitats distintos: bosques, pastizales, matorrales e incluso cultivos (DÍAZ, 1997). Dichas comunidades son consecuencia, en gran medida, de las intervenciones humanas (GUTIÉRREZ, 1992). Todos los hábitats estudiados en cada dehesa guardaron diferencias entre sí, tales como especies dominantes, coberturas y tipos de estratos, lo que explicaría los mayores niveles de diversidad detectados. Resulta interesante destacar la importancia del arbolado y el matorral como generador de heterogeneidad ambiental para las comunidades herbáceas de las dehesas (GEA-IZQUIERDO et al., 2009; LÓPEZ-DÍAZ et al., 2009), de donde surge la necesidad de mantener distintos niveles de intensidad de uso, lo que da lugar a la presencia de zonas de matorral, que ejercen innumerables efectos positivos en la dehesa, como en el caso de la regeneración del arbolado (PULIDO et al., 2010). Esta afirmación se ve corroborada por la correlación significativa que se detectó entre el número de hábitats y los índices de biodiversidad estudiados. Los resultados obtenidos revelaron que la riqueza específica, el índice de Shannon y el índice de Whittaker

aumentaron en función del número de hábitats. Se podría pensar que la riqueza específica depende de la superficie de las dehesas y que, cuanto más grande sea una dehesa, más hábitats podrían ser diferenciados. Sin embargo, el tamaño de las dehesas estudiadas no influyó en el número de hábitats muestreados. También resulta destacable la correlación ligeramente negativa entre la carga ganadera y los distintos índices de diversidad analizados, indicando que el exceso de pastoreo puede conducir a una simplificación de la comunidad florística en la dehesa. La carga ganadera de las dehesas estudiadas era de entre 0,27 y 0,81 UGM·ha⁻¹, mientras que los valores adecuados están comprendidos entre 0,2 y 0,4 UGM·ha⁻¹ (OLEA & SAN MIGUEL, 2006).

CONCLUSIONES

Las dehesas presentan unos niveles de diversidad vegetal superiores a otros ecosistemas de la Península Ibérica. El mayor valor de diversidad sólo se logra mediante el mantenimiento de diferentes etapas de sucesión del ecosistema, lo que da lugar a diferentes hábitats presentes asociado a distintos tipos de intensidades de uso y gestión.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con el proyecto de investigación "Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems (nº227161)" (BIOBIO), financiado por el VII Programa Marco de la UE.

BIBLIOGRAFÍA

- BUNCE, R.G.H.; BOGERS, M.M.B.; ROCHE, P.; WALCZAK, M.; GEIJZENDORFFER, I.R. & JONGMAN, R.H.G.; 2011. *Manual for habitat and vegetation surveillance and monitoring: temperate, mediterranean and desert biomes*. First edition. Wageningen, Alterra, Alterra report 2154.
- BUTTLER, A.; KOHLER, F. & GILLET, F.; 2008. The Swiss mountain wooded pastures: patterns and processes. *In*: A. Rigueiro-Rodríguez, J.

- McAdam, M.R. Mosquera-Losada (eds.), *Agroforestry in Europe Current Status and Future Prospects*: 377-387. Springer. Berlin.
- DIARIO OFICIAL N^o L 206 de 22/07/1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo del 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. *DOCE* 7-50.
- DÍAZ, M.; PULIDO, F.J. Y MARAÑÓN, T.; 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adeshados. *Ecosistemas* 3 (<http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion4.htm>).
- DÍAZ, M.; CAMPOS, P. & PULIDO, F.J.; 1997. Spanish Dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: D.J. Pain & M.W. Pienkowski (eds.), *Farming and Birds in Europe*: 178-209. Academic Press. London.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY; 2007. *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. Techn. report n^o 11.
- FERNÁNDEZ-GARCÍA, P.; ROBLES, A.B. Y MORALES, C.; 1994. Estudio de la diversidad florística en diferentes pastos de montaña bajo distintos tratamientos silvícolas. En: *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP*: 65-70. Santander.
- GEA-IZQUIERDO, G.; MONTERO, G. & CAÑEÑAS, I.; 2009. Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree-grass interactions. *Agroforest Syst.*, 76: 375-387.
- GUTIÉRREZ, M.; 1992. *El libro de las dehesas salmantinas*. Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente y O.T., Servicio de Educación Ambiental. Salamanca.
- KEMPTON, R.A.; 2002. Species diversity. In: H. Abbel El-Shaarawi & W. Piegorsch (eds.) *Encyclopedia of Environmetrics* 4: 2086-2092. John Wiley & Sons. N. York.
- KLEBER, D.; 2009. *Efecto del encalado y fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la evolución edáfica, productiva y biodiversidad de un sistema silvopastoral desarrollado bajo Populus x canadensis en el noroeste de España*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Lugo.
- LÓPEZ DÍAZ, M.L.; ROLO ROMERO, V. Y MORENO, G.; 2009. Variación espacial del pasto herbáceo en la dehesa: interrelación árbol-pastomatorral. En: S.E.C.F.- Junta de Castilla-León (eds.), *Actas 5^o Congreso Forestal Español*. CD-Rom SCFE01-142: 2-10. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- MAGURRAN, A.E.; 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona.
- MARAÑÓN, T.; 1985. Diversidad florística y heterogeneidad ambiental en una dehesa de Sierra Morena. *Anales de Edafología y Agrobiología* 44: 1183-1197.
- MARGALEF, R.; 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.* 44: 211-35.
- OJEDA, F.; MARAÑÓN, T. & ARROYO, J.; 2000. Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account. *Biodiver. Conserv.* 9: 1323-1343.
- OLEA, L. & SAN MIGUEL AYANZ, A.; 2006. The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. In: J. Lloveras, A. González-Rodríguez, O. Vázquez-Yañez, J. Piñeiro, O. Santamaría, L. Olea & M.J. Poblaciones (eds.), *Sustainable Grassland Productivity. Grassland Science in Europe* 11: 3-13. European Grassland Federation. Spain.
- PULIDO, F.; GARCÍA, E.; OBRADOR, J. & MORENO, G.; 2010. Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. *Appl. Ecol.* 47: 1272-1281.
- SALAS, R.; FIDALGO, B.; GASPAS, J. & MORAIS, P.; 2005. Evaluation of biodiversity and structure indices in cultivated forests. In: *IUFRO Division 4 Meeting: Extending Forest Inventory and Monitoring*. Quebec, Canadá.
- THOMAS, C.D.; CAMERON, A.; GREEN, R.E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L.J.; COLLINGHAM, Y.C.; ERASMUS, B.F.N.; FERREIRA DE SIQUEIRA, M.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.S.; VAN JAARVELD, A.; MIDGLEY, G.F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M.A.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, O.L. & WILLIAMS, S.E.; 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- WESTMAN, W.E.; 1988. Species richness. In: R.L. Specht (eds.), *Mediterranean-type ecosystems. A data source*: 80-91. Kluwer. Dordrecht, Holanda.