

Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea)

A. Jiménez–Valverde, J. Martín Cano & M. L. Munguira

Jiménez–Valverde, A., Martín Cano, J. & Munguira, M. L., 2004. Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea). *Animal Biodiversity and Conservation*, 27.2: 15–24.

Abstract

Diversity patterns of the butterfly fauna of the Parque Nacional de Cabañeros and its surroundings (Ciudad Real, Central Spain) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea).— The butterfly species richness and faunistic composition in six plots with different land uses and dissimilar environmental diversity is studied in the Parque Nacional de Cabañeros and its surroundings (Ciudad Real, Central Spain). The holm–oak forest is the richest sampling plot, with a butterfly species composition that clearly differs from the rest of more humanized sampling plots. The pine plantation has the lowest values of species richness and abundances, with a faunistic composition quite similar to those of the sampling plots with a dominance of hostile habitats for butterflies (grasslands and crops), so the need to create clearings is emphasised. The importance of environmental diversity in humanized habitats and the need for proper management and conservation of woodlands is stressed in order to conserve butterfly biodiversity.

Key words: Lepidoptera, Parque Nacional de Cabañeros, Central Spain, Biodiversity, Land uses, Habitat improvements.

Resumen

Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea).— Se estudia la riqueza en especies de mariposas y la composición faunística en seis parcelas representativas de distintos usos del monte mediterráneo y con distinto valor de diversidad ambiental, en el Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central). La parcela representativa del bosque mediterráneo resulta ser la más rica en mariposas y presenta una composición faunística que la diferencia claramente del resto de parcelas con mayor grado de antropización. La parcela representativa de la plantación de coníferas es la más pobre en cuanto a número de especies e individuos, y su composición faunística la asemejan a las parcelas más hostiles para las mariposas, como son las parcelas con dominancia de zonas para pastos y agrícolas. Por ello, se recalca la necesidad de crear espacios aclarados para mejorar estas masas arbóreas y hacerlas más atractivas para la fauna lepidopterológica. Se pone en relevancia la importancia de la diversidad ambiental en los hábitats antropizados y la necesidad de una gestión y conservación adecuadas de zonas boscosas de cara a mantener la biodiversidad lepidopterológica.

Palabras clave: Lepidoptera, Parque Nacional de Cabañeros, España central, Biodiversidad, Usos del territorio, Mejora de hábitats.

(Received: 18 II 03; Conditional acceptance: 6 V 03; Final acceptance: 6 X 03)

Alberto Jiménez–Valverde*, José Martín Cano & Miguel López Munguira, Univ. Autónoma de Madrid, Dept. Biología (Zoología), 28049 Cantoblanco, Madrid, España (Spain).

*Dirección actual: Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Dept. Biodiversidad y Biología Evolutiva, c/ José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España (Spain). E–mail: mcnaj651@mncn.csic.es

Introducción

Las principales causas del declive de la riqueza de mariposas en Europa son los cambios en el uso y manejo del territorio (New et al., 1995) y la pérdida de hábitats favorables (Mousson et al., 1999; Swaay & Warren, 1999). A pesar del aumento del número de espacios protegidos en las últimas décadas, la desaparición de especies de mariposas sigue un ritmo que Swaay & Warren (1999) consideran progresivo. Este hecho, general en la vida silvestre, probablemente se acentúe en el caso de las mariposas debido, entre otras causas, a que los planes de manejo de los espacios protegidos no tienen en cuenta a su fauna lepidopterológica (Rodríguez González, 1991). Para evitar esto es necesario un conocimiento de los patrones de diversidad de mariposas en las reservas, identificando cómo influyen los diferentes usos del territorio en estos patrones. Además, al tratarse de animales fitófagos de requerimientos bastante específicos pueden, dentro de unos límites razonables, reflejar las necesidades ecológicas de otros grupos de artrópodos (Martín Cano et al., 1996).

Los montes del entorno de Cabañeros empezaron a sufrir una intensa presión antrópica a partir del siglo XIII. La ganadería, la agricultura y las actividades relacionadas con el carboneo provocaron la transformación de un territorio con una eminente vocación forestal (V.V.A.A., 1997). Fruto de estas actividades es el actual paisaje del Parque Nacional de Cabañeros, donde alternan formaciones boscosas, matorrales y pastos con distintos grados de desarrollo y complejidad estructural. En su entorno, fuera de los límites del Parque, los terrenos destinados a labores agrícolas y de pastoreo contribuyen al mosaicismo paisajístico tan característico de este territorio del centro peninsular.

El trabajo de Jiménez-Valverde et al. (2002) aporta los primeros datos sobre la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y de su entorno. Los autores presentan un listado faunístico, procedente de muestreos sistemáticos y ocasionales, con un total de 49 especies, y estudian la fenología de la lepidopterocenosis destacando su marcado carácter mediterráneo, con mínimos de riqueza y abundancia durante la sequía estival. En este trabajo nos planteamos, como principal objetivo, determinar la variación en los patrones de diversidad y composición de mariposas en relación con los principales hábitats presentes en el Parque Nacional de Cabañeros y su entorno.

Material y métodos

El Parque Nacional de Cabañeros, declarado como tal en el año 1995, se sitúa en el sistema orográfico de los Montes de Toledo, entre las provincias de Ciudad Real y Toledo. El Parque se encuentra en el piso mesomediterráneo medio-superior de ombroclima seco-subhúmedo. Se eligieron seis parcelas de 1 km² en el conjunto de las cuales



Fig. 1. Mapa del Parque Nacional de Cabañeros con la situación de las parcelas de muestreo.

Fig. 1. Location of the sampling plots in the Parque Nacional de Cabañeros.

estuvieran representados los ecosistemas y usos del territorio más característicos del Parque Nacional y de su entorno (ver fig. 1):

Parcela 1: encinar (*Quercus ilex ballota*) situado sobre una pedriza, en una ladera de umbría, ya que es en estas situaciones donde se localizan los bosques mediterráneos mejor conservados de la región analizada (Costa Tenorio et al., 1998; V.V.A.A., 1997).

Parcela 2: plantación de *Pinus pinaster* que data de finales de los años 60. Estrato arbustivo formado, básicamente, por *Erica arborea*. Un cortafuegos en el interior de la plantación presenta brotes de *Cistus ladanifer* y *E. arborea*.

Parcela 3: en esta parcela predomina el jaral de *C. ladanifer*. también hay una zona de raña (pastizales adhesionados, ecosistema característico del Parque Nacional) y de tierras aradas.

Parcela 4: dominada por tierras dedicadas a cultivos con zonas de pastos y jaral y una zona más húmeda con presencia de un arroyo temporal.

Parcela 5: extensa zona adhesionada en la que actualmente pasta ganado ovino. Existe un retazo de encinar.

Parcela 6: esta parcela contiene una mezcla de distintos usos: tierras aradas, barbechos, jaral y raña.

Los porcentajes de cada hábitat en cada parcela se exponen en la tabla 1. Estas proporciones han sido empleadas para calcular un índice de diversidad ambiental para cada parcela utilizando para ello el índice de diversidad de Shannon-Wiener (tabla 1).

Se realizaron muestreos semanales, desde abril hasta septiembre del año 2001, mediante el conteo de las mariposas observadas dentro de los prime-

Tabla 1. Descripción de las parcelas especificando la proporción que ocupa cada hábitat en cada una de ellas. Se ha empleado el índice de diversidad de Shannon–Wiener para calcular la diversidad ambiental de cada parcela.

Table 1. Description of the sampling plots pointing out the proportion of each habitat in each sampling plot. The Shannon–Wiener index has been used to calculate the environmental diversity of each sampling plot.

Parcela	Hábitats representados y proporción relativa de cada uno sobre el total	Diversidad ambiental
1	Bosque <i>Quercus ilex ballota</i> (93%); pedreras (3%)	0,37
2	Plantación <i>Pinus pinaster</i> (90%); cortafuegos (10%)	0,47
3	Jaral (60%); raña (25%); tierras aradas (15%)	1,35
4	Tierras aradas y cultivadas con maíz (55%); pastos de ribera (20%); jaral (10%); encinar adhesionado (15%)	1,68
5	Encinar adhesionado para pastos (75%); encinar (25%)	0,81
6	Jaral (35%); raña (25%); barbechos (15%); tierras aradas (25%)	1,94

ros 5 m por delante del investigador y 2.5 m a cada lado suyo, a lo largo de seis transectos (uno en cada parcela; fijos durante todo el estudio) de 1 km de longitud, siguiendo la metodología de Pollard (1977). En total se han llevado a cabo 144 transectos. En la parcela 1 los muestreos se comenzaron en el mes de mayo. Las mariposas eran identificadas al vuelo, capturando y volviendo a soltar las de difícil identificación y estudiando en el laboratorio los caracteres morfológicos y/o la genitalia de los individuos que así lo requiriesen. Para la denominación de las especies se ha seguido a Karsholt & Razowski (1996), excepto para *Lycaena bleusei*, la cual se ha elevado a categoría de especie (Cassulo et al., 1989).

Para analizar si las diferencias en el número medio de especies y de individuos colectados en cada parcela eran estadísticamente significativos se efectuó un análisis de la varianza (ANOVA), transformando los datos del número de individuos mediante la expresión $\log(n+1)$ para ajustarlos a una distribución normal, y realizando posteriormente un test de Tukey (HDS) para detectar los pares con diferencias significativas ($p < 0,05$).

Para cada parcela se ha calculado el índice de equitabilidad de Pielou, y para agruparlas en función de su composición de especies se ha realizado un análisis de agrupamiento (Cluster Analysis) empleando el Porcentaje de Disimilitud como medida de proximidad y el método de Ward como estrategia de agrupamiento (Legendre & Legendre, 1998).

Se han estudiado las curvas de acumulación de especies para cada parcela con el fin de conocer el grado de precisión de los inventarios faunísticos y ofrecer estimas de su riqueza de especies (Colwell & Coddington, 1994). Estas curvas posibilitan la com-

paración de inventarios de lugares diferentes ya que hacerlo exclusivamente mediante el valor del número de especies encontradas, sin hacer referencia al esfuerzo invertido, puede producir resultados engañosos (Gotelli & Colwell, 2001). El número de transectos se empleó como medida del esfuerzo de muestreo, y su orden se aleatorizó 100 veces con el fin de construir curvas suavizadas empleando el programa Estimates 6.0 (Colwell, 2000). Las asíntotas de las curvas se estimaron ajustando la ecuación de Clench a las curvas de acumulación (Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994) mediante el método de Quasi–Newton (StatSoft, 1999), y el valor asíntótico predicho se empleó para estimar el grado de precisión de los seis inventarios. También se ha realizado la curva de acumulación para el conjunto de las seis parcelas con el fin de estimar la fiabilidad del inventario total del Parque Nacional de Cabañeros.

Resultados

Ninguna de las curvas de acumulación de especies alcanza la asíntota (fig. 2). Sin embargo, la ecuación de Clench se ajusta bastante bien a las seis curvas con porcentajes de varianza explicada que oscilan entre el 98.7 y el 99.9%. En todos los casos la asíntota predicha no difiere mucho del valor de riqueza observado, oscilando los porcentajes de especies colectadas entre el 81% y el 85% (tabla 2), estando además los valores estimados y los reales altamente correlacionados ($r = 0,997$, $p < 0,0001$). Estos resultados indican que, a pesar de no ser unos inventarios completos, los valores obtenidos permiten hacer comparaciones fiables entre las

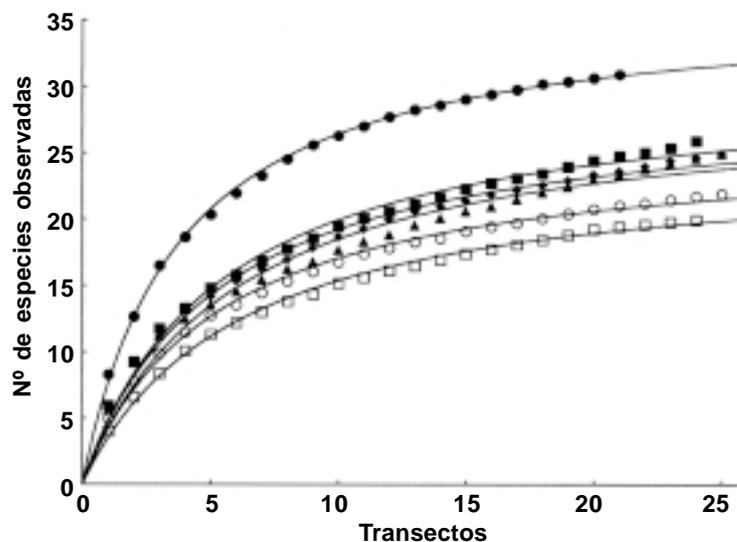


Fig. 2. Curvas de acumulación de especies en las diferentes parcelas, efectuadas con el programa EstimateS 6.0 (Colwell, 2000), y ajuste de la ecuación de Clench (línea continua). ● Parcela nº 1; □ Parcela nº 2; ◆ Parcela nº 3; • Parcela nº 4; ○ Parcela nº 5; ■ Parcela nº 6.

Fig. 2. Species accumulation curves of the different sampling plots calculated with EstimateS 6.0 software (Colwell, 2000), and Clench equation fitted. ● Sampling plot nº 1; □ Sampling plot nº 2; ◆ Sampling plot nº 3; • Sampling plot nº 4; ○ Sampling plot nº 5; ■ Sampling plot nº 6.

seis parcelas. Para el conjunto de la región, la curva se muestra bastante asintótica, alcanzándose un porcentaje de especies colectadas del 91% (fig. 3). Es decir, según las estimas quedarían 4 especies por inventariar en la zona. Jiménez-Valverde et al. (2002) observan 7 especies más de las aparecidas en los transectos en visitas esporádicas a zonas de interés lepidopterológico en el área. Por tanto, la estima de la función de Clench para el conjunto de los seis transectos se ajusta bastante bien al número de especies observado en el área de Cabañeros.

El número medio de especies difiere significativamente entre las parcelas ($F = 9,6$; $g. l. = 5$; $p < 0,01$), presentando la parcela 1 una mayor riqueza de especies que el resto y la parcela 2 menor riqueza que las parcelas 1, 4 y 6 (test HDS de Tukey, fig. 4A). Son, además, las parcelas que muestran mayor y menor número total observado y predicho de especies respectivamente (tabla 2). El número medio de individuos también varía significativamente entre las parcelas ($F = 11,4$; $g. l. = 5$; $p < 0,01$), presentando las parcelas 1 y 2 mayor y menor número que el resto, respectivamente (fig. 4B), al igual que ocurre con el total de individuos observados (tabla 2).

No existe correlación significativa entre el número de especies o individuos y la diversidad ambiental de las parcelas ($r = 0,394$; $p > 0,9$ y $r = 0,184$; $p > 0,7$, respectivamente).

En las seis parcelas se repite un patrón de dominancia (tabla 3). Hay unas pocas especies muy abundantes, típicas de pastizales y zonas abiertas, y una mayoría de especies escasamente representadas. Llama la atención la fuerte dominancia de *Aricia cramera* en la parcela 1, con el 43,5% del total de los individuos. En esta misma parcela *Maniola jurtina*, especie típica de prados, muestra un valor similar a otras especies eminentemente forestales como *Pyronia bathseba*, *Satyrrium esculi* o *Neozephyrus quercus* y, a pesar de que las estimaciones realizadas para las dos últimas especies no sean muy precisas debido al método de muestreo empleado (Stefanescu, 2000), consideramos que el dato sigue siendo relevante. De la misma manera, hay una fuerte presencia de otras especies típicas de zonas abiertas y herbazales como *Coenonympha pamphilus* y *Lycaena phlaeas*. *Celastrina argiolus*, *Coenonympha dorus* y *Melanargia lachesis* son especies exclusivas de esta parcela y son propias de zonas boscosas bien conservadas. En la parcela 2 es *P. bathseba* la especie dominante, con el 33,6% de los individuos, seguida de *M. jurtina* y *A. cramera*. En la parcela 3, *Pyronia cecilia* representa por sí sola el 42,3% del total de los individuos, seguida de *C. pamphilus* y *M. jurtina*. En el resto de parcelas son especies dominantes *P. cecilia*, *L. phlaeas*, *A. cramera*, *M. jurtina* y *C. pamphilus*, componiendo estas dos últimas especies el 69,4% del total en la parcela 5. Esta es, de hecho, la parcela con el índice de equidad más bajo (tabla 2).

Tabla 2. Número de visitas, especies e individuos, índice de equidad de Pielou (EP), valor asintótico de la función de Clench (VC) y tanto por ciento de especies colectadas para las distintas parcelas (%).

Table 2. Number of visits, species and individuals, Pielou equitability index (EP), asymptotic value of the Clench function (VC) and percentage of collected species for the different sampling plots (%).

	Parcela					
	1	2	3	4	5	6
Nº visitas	21	24	25	25	25	24
Nº especies	31	20	25	25	22	26
Nº individuos	1498	304	856	836	709	684
EP	0,63	0,73	0,61	0,61	0,59	0,72
VC	36,5	24,7	29,4	29,5	26,1	30,6
%	84,93	80,97	85,03	84,74	84,29	84,97

La abundancia relativa de Lycaenidae, Pieridae y Satyrinae difiere significativamente entre las parcelas ($P^2 = 1206,1$; $g. l. = 10$; $p < 0,01$; fig. 5), siendo los licénidos especialmente abundantes en la parcela 1 (debido a la elevada densidad de *A. cramera*), los píeridos en la parcela 4 y los satirinos en las parcelas 2, 3 y 5.

El análisis de agrupamiento genera dos grupos principales (fig. 6). El primer grupo está compuesto únicamente por la parcela 1, la que representa el hábitat con menor grado de alteración y más homogéneo: el encinar. El segundo

grupo está formado por el resto de parcelas que han sufrido una mayor antropización del medio. Este segundo grupo se divide, a su vez, en dos subgrupos. El primero lo forman las parcelas 2, 4 y 5. Son parcelas que tienen en común una alta proporción de hábitat hostil para las mariposas (tabla 1) presentando además, las dos primeras, bajos valores de diversidad ambiental. El segundo subgrupo está formado por las parcelas 3 y 6, ambas con una elevada proporción de matorral y con un alto valor de diversidad ambiental (tabla 1).

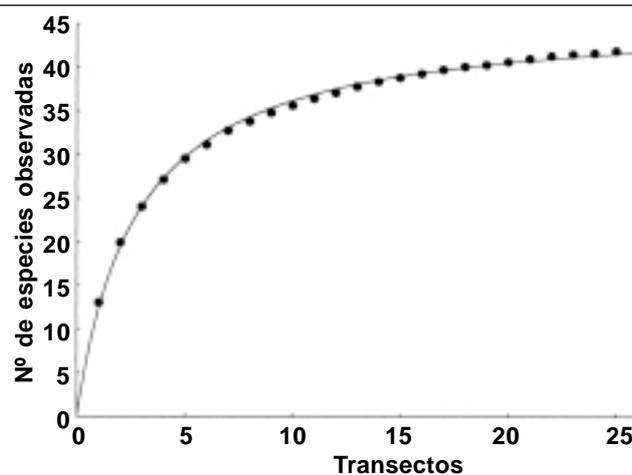


Fig. 3. Curva de acumulación de especies para el conjunto de las parcelas con la ecuación de Clench ajustada (valor de la asíntota = 46,1; $R^2 = 99,9$).

Fig. 3. Species accumulation curve for the six sampling plots altogether with Clench equation fitted (asymptotic value = 46.1; $R^2 = 99.9$).

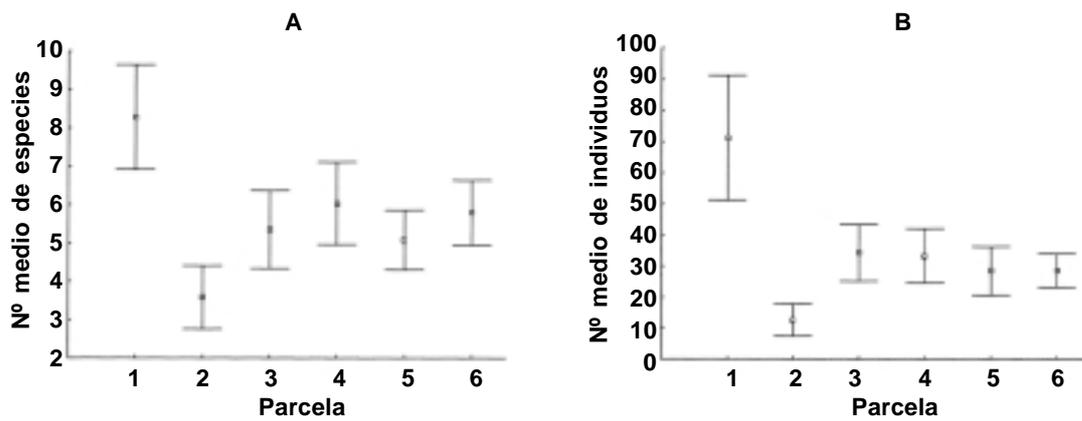


Fig. 4. Número medio de especies (A) e individuos (B) en las diferentes parcelas (\pm intervalo de confianza 95%).

Fig. 4. Mean total species richness (A) and abundances (B) at the different sampling plots (\pm 95% confidence interval).

Discusión

Los niveles de sombra afectan negativamente a la abundancia de mariposas ya que son animales que necesitan cierto nivel de insolación para volar. Por otra parte, el grado de insolación de una zona va a condicionar la presencia de flores para que liben los adultos y de plantas nutricias para la alimentación de las larvas (Pollard & Yates, 1993). En el interior de las formaciones boscosas el grado de insolación es un factor crítico que gobierna la selección de hábitat de muchas especies, cada una de las cuales puede presentar asociaciones con niveles de sombra específicos (Warren, 1985). Así, es normal encontrar especies propias de prados en las zonas abiertas (caminos y claros) de los bosques (Warren, 1985). La fuerte abundancia de especies típicas de herbazales en el encinar estudiado se debe a que es un bosque con presencia de zonas aclaradas, donde junto a las especies forestales aparecen especies típicas de prados que encuentran en estos lugares hábitats adecuados intercalados entre el dosel arbóreo. Martín Cano & Ferrín (1998) encuentran el mismo fenómeno al comparar una plantación de *Pinus sylvestris* en Valsaín (Sierra de Guadarrama, España central) con un bosque cercano de *Quercus pyrenaica*. En su estudio, la especie oportunista *Melanargia lachesis* alcanzaba elevadas densidades en los claros del bosque de quercinias, haciendo descender el índice de equitabilidad de éste por debajo del de la plantación.

Según García-Barros et al. (1998), la relación de dominancia de las comunidades de formaciones prateras difiere marcadamente de la que puede encontrarse en zonas dominadas por bosques y matorrales mediterráneos. En el primer

caso, hay una marcada dominancia de unas pocas especies típicas de prados, dominancia que no se observa en zonas con vegetación más boscosa. En Cabañeros, estas diferencias no se aprecian tan claramente como en el estudio de García-Barros et al. (1998). El encinar presenta una elevada abundancia de *A. cramera*, de manera similar a lo observado en el robledal de Valsaín por Martín Cano & Ferrín (1998) con *M. lachesis*, provocando que la abundancia de licénidos sea significativamente alta. En la parcela 3, con dominancia de matorral, *P. cecilia*, *C. pamphilus* y *M. jurtina* se encuentran en elevadas densidades, resultando en una abundancia de satirinos significativamente alta.

De esta manera, el encinar aparece claramente diferenciado respecto a su composición, riqueza y abundancia de especies del resto de parcelas que se han visto sometidas a una mayor presión antrópica. Así, el mantenimiento de masas boscosas bien conservadas es esencial para asegurar la protección de la biodiversidad de mariposas, viéndose enriquecida ésta gracias a la presencia de caminos y claros que favorecen el crecimiento de plantas para la alimentación de las orugas, para la ovoposición y de flores para la alimentación de los imagos.

En el conjunto de las parcelas 2, 3, 4, 5 y 6 están representadas 11 especies que no se presentan en el encinar. Estas especies aparecen en muy baja frecuencia, aunque su presencia es indicadora de ciertas condiciones ambientales. Así, por ejemplo, los piéridos *Pieris rapae* y *Pontia daplidice* son especies propias de áreas destinadas a labores agrícolas, como demuestran sus elevadas y significativas densidades en la parcela 4. *Vanessa cardui* prefiere parajes abiertos y secos y *Papilio machaon*

Tabla 3. Frecuencia total de las especies en las seis parcelas muestreadas.

Table 3. Total species frequencies in the six sampling plots.

Especie	Parcela					
	1	2	3	4	5	6
<i>Aporia crataegi</i>	0,1	–	–	0,1	–	–
<i>Argynnis pandora</i>	1,2	1,0	0,2	0,1	2,5	2,2
<i>Aricia cramera</i>	43,5	10,9	5,6	18,9	8,3	10,7
<i>Brintesia circe</i>	0,5	1,0	3,4	0,1	0,3	3,7
<i>Callophrys rubi</i>	–	0,3	0,1	–	–	0,3
<i>Celastrina argiolus</i>	0,3	–	–	–	–	–
<i>Charaxes jasius</i>	0,3	–	1,1	0,1	–	0,1
<i>Coenonympha dorus</i>	0,2	–	–	–	–	–
<i>Coenonympha pamphilus</i>	3,6	3,6	15,1	38,2	36,1	11,3
<i>Colias croceus</i>	0,1	5,9	0,5	4,2	0,8	0,6
<i>Euchloe belemia</i>	–	–	–	–	0,1	0,3
<i>Euchloe crameri</i>	0,1	1,3	0,9	1,3	1,6	2,9
<i>Euphydryas aurinia</i>	0,7	–	4,2	–	–	–
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	0,5	–	0,9	0,1	1,3	0,3
<i>Heodes bleusei</i>	0,7	0,3	–	–	–	–
<i>Hipparchia alcyone</i>	0,3	9,9	–	0,1	–	–
<i>Hipparchia semele</i>	–	0,7	0,4	–	0,1	0,4
<i>Hipparchia statilinus</i>	4,1	6,9	6,8	0,4	2,0	5,3
<i>Hyponephele lupinus</i>	0,4	0,3	1,3	0,7	1,0	–
<i>Issoria lathonia</i>	0,3	–	–	0,2	–	–
<i>Lampides boeticus</i>	0,1	–	–	–	–	0,1
<i>Lasiommata megera</i>	0,5	6,6	0,1	–	–	–
<i>Leptidea sinapis</i>	–	–	0,1	–	–	0,1
<i>Lycaena phlaeas</i>	2,7	0,7	1,4	6,8	5,2	14,9
<i>Maniola jurtina</i>	8,6	14,1	13,0	14,5	33,3	15,4
<i>Melanargia ines</i>	0,2	–	–	–	–	0,1
<i>Melanargia lachesis</i>	0,1	–	–	–	–	–
<i>Muschampia proto</i>	–	–	–	–	0,1	–
<i>Neozephyrus quercus</i>	7,3	–	0,2	0,2	2,8	–
<i>Papilio machaon</i>	–	–	–	–	–	0,1
<i>Pieris rapae</i>	–	0,3	–	4,4	0,3	0,9
<i>Pontia daplidice</i>	–	–	0,4	2,3	0,1	0,4
<i>Pyronia bathseba</i>	8,7	33,6	–	0,1	–	–
<i>Pyronia cecilia</i>	2,2	–	42,3	4,4	2,4	23,2
<i>Pyronia tithonus</i>	1,5	1,0	0,1	–	–	–
<i>Satyrrium esculi</i>	8,3	–	0,1	0,2	0,6	0,7
<i>Thymelicus acteon</i>	0,3	–	0,1	–	–	–
<i>Thymelicus lineola</i>	–	–	–	0,2	–	–
<i>Thymelicus sylvestris</i>	1,7	–	1,6	0,5	0,3	2,0
<i>Tomares ballus</i>	–	–	–	–	–	0,1
<i>Vanessa cardui</i>	–	1,0	–	1,6	0,4	0,4
<i>Zerynthia rumina</i>	0,9	0,7	0,1	0,1	0,3	3,2

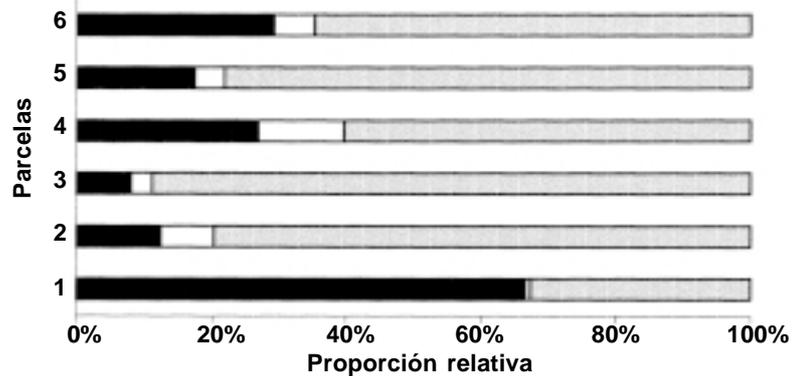


Fig. 5. Abundancia relativa de Lycaenidae (en negro), Pieridae (en blanco) y Satyrinae (en gris) en cada parcela.

Fig. 5. Relative abundance of Lycaenidae (black), Pieridae (white) and Satyrinae (grey) in each sampling plot.

vuela en los bordes de caminos y barbechos donde crecen sus plantas nutricias. Es decir, las transformaciones que el hombre realiza en el medio benefician a ciertas especies que prefieren territorios abiertos y ruderales a los bosques más cerrados. Se observa, por tanto, que las áreas fragmentadas agrícolas y ganaderas con explotación extensiva,

que mantienen zonas con el bosque original y pastos seminaturales junto con cultivos, pueden conservar una buena representación de la biodiversidad de mariposas. Precisamente el tamaño y calidad de la red de las superficies boscosas es el factor fundamental para el mantenimiento de esta biodiversidad.

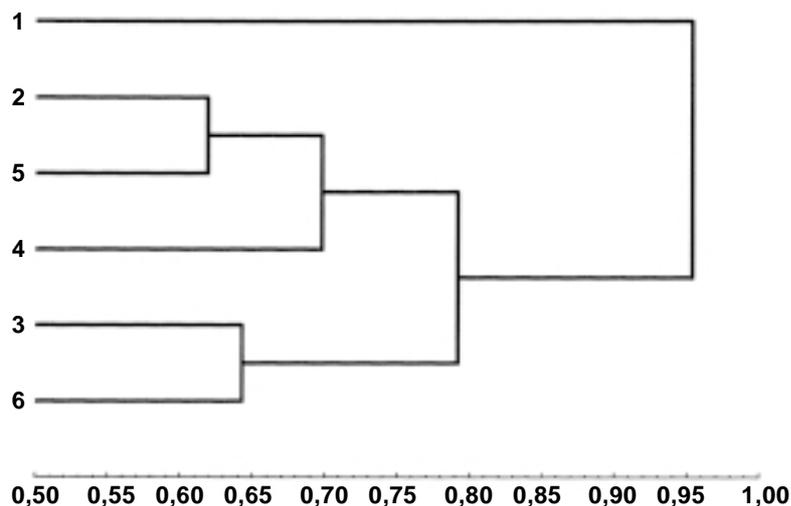


Fig. 6. Dendrograma de clasificación de las parcelas muestreadas en función de su composición de especies. Se ha empleado el Porcentaje de Disimilitud como medida de proximidad y el método de Ward como estrategia de agrupamiento (Legendre & Legendre, 1998).

Fig. 6. Classification tree of the sampling plots based on species composition. The percent disagreement has been used as distance measure and Ward's method as linkage rule (Legendre & Legendre, 1998).

Sin embargo, una estructura forestal no es garantía de una mayor diversidad. La plantación de coníferas parece no diferir del resto de parcelas con intensa presión antrópica, presentando incluso una menor riqueza específica y un menor número de individuos que éstas. Las plantaciones de coníferas son sistemas complejos cuya naturaleza se ve influenciada por numerosos factores: localización geográfica, especie arbórea empleada, técnica usada de reforestación y el posterior manejo y uso del territorio. En general, las plantaciones hacen decrecer la riqueza faunística de mariposas, en mayor o menor grado dependiendo del porte del dosel arbóreo y de la estructura y composición de los estratos subarbóreos (Martín Cano & Ferrín, 1998). Greatorex–Davis et al. (1992) comprobaron cómo, en varias plantaciones de coníferas, tanto el número de especies de mariposas como el número de individuos estaban correlacionados negativamente con el grado de sombra de los diferentes caminos. La composición faunística de las plantaciones de coníferas suele consistir en especies comunes y de amplia distribución (Pollard & Yates, 1993). La plantación de este estudio es una plantación antigua y con un dosel arbóreo muy desarrollado, por lo que el interior del pinar tiene un bajo grado de insolación y una diversidad vegetal baja. En este caso es *Pyronia bathseba* la especie oportunista que alcanza densidades significativamente elevadas. El hecho de que de las 20 especies encontradas, 6 aparezcan exclusivamente en el cortafuegos, subraya la pobreza de la plantación y pone de relieve la importancia de los cortafuegos como elementos fundamentales para enriquecer la fauna de mariposas de las plantaciones de coníferas, además de la importancia de las estructuras lineales en el movimiento de las mariposas (Dover et al., 1997). La riqueza del cortafuegos muestra la importancia de facilitar la existencia de espacios abiertos en este tipo de biotopos. Sería interesante establecer una red de caminos, de diferentes anchuras, con el fin de crear nichos adecuados para distintas especies. También resultaría útil aclarar este tipo de plantaciones antiguas que poseen un dosel arbóreo muy denso que impide la llegada del sol al piso inferior del bosque, provocando la escasez de zonas apropiadas para las mariposas y la reducción de la diversidad vegetal.

Es interesante el agrupamiento de la plantación de coníferas junto a las parcelas 4 y 5. Las tres son parcelas en las que domina un hábitat poco adecuado para las mariposas. La parcela 5 tiene una dominancia de pastos adhesionados y la parcela 4 una dominancia de tierras dedicadas a cultivos. Las zonas abiertas no ofrecen protección a las mariposas frente a las inclemencias temporales (Dover et al., 1997). El viento y, en áreas mediterráneas, el seco y caluroso verano obligan a los lepidópteros a buscar refugio en la vegetación, refugio que no encuentran en los hábitats mencionados. El agrupamiento de la plantación de coníferas con estas otras dos apoya la idea de lo desfavorables que resultan las plantaciones de coníferas para la fauna lepidopterológica.

Agradecimientos

Al personal del Parque Nacional de Cabañeros y especialmente a su director, José Jiménez García Herrera, por permitirnos llevar a cabo este estudio. Al propietario y personal de la finca "Las Póvedas", especialmente a Daniel, por su amabilidad y por todas las facilidades dadas. Este estudio ha sido financiado por el proyecto europeo Biodiversity Assessment Tools (BioAssess) EUK4–1999–00280.

Referencias

- Cassulo, L., Mensi, P. & Balletto, E., 1989. Taxonomy and evolution in *Lycaena* (subgenus *Heodes*) (Lycaenidae). *Nota lepidopterologica*, Suppl. 1: 23–25.
- Colwell, R. K., 2000. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Versión 6.0.
En: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, series B*, 345: 101–118.
- Costa Tenorio, M., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H. (Eds.), 1998. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Geoplaneta, Barcelona.
- Dover, J. W., Sparks, T. H. & Greatorex–Davies, J. N., 1997. The importance of shelter for butterflies in open landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 1: 89–97.
- García–Barros, E., Martín, J., Munguira, M. L. & Viejo, J. L., 1998. Relación entre espacios protegidos y la diversidad de la fauna de mariposas (*Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea*) en la Comunidad de Madrid: una evaluación. *Ecología*, 12: 423–439.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379–391.
- Greatorex–Davis, J. N., Sparks, T. H., Hall, M. L. & Marrs, R. H., 1992. The influence of shade on butterflies in rides of coniferised lowland woods in England and implications for conservation management. *Biological Conservation*, 63: 31–41.
- Jiménez–Valverde, A., Martín Cano, J. & Munguira, M. L., (2002). Fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real) (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *SHILAP, Revista de Lepidopterología*, 30(120): 271–279.
- Karsholt, O & Razowski, J., 1996. *The Lepidoptera of Europe. A distributional Checklist*. Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- Legendre, P. & Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Martín Cano, J. & Ferrín, J. M., 1998. Changes in

- butterfly diversity in three reforested areas in Spain. *Journal of the Lepidopterists Society*, 52(2): 151–165.
- Martín Cano, J., Ferrín J. M., García-Barros, E., García-Ocejo, A., Gurrea, P., Lucianez, M. J., Munguira, M. L., Perez Barroeta, F., Ruiz Ortega, M., Sanz Benito, M. J., Simon, J. C. & Viejo, J. L., 1996. Las comunidades de insectos del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (centro de España): estado de conservación. *Graellsia*, 51: 101–111.
- Mousson, L., Nève, G., & Baguette, M., 1999. Metapopulation structure and conservation of the cranberry fritillary *Boloria aquilionaris* (Lepidoptera, Nymphalidae) in Belgium. *Biological Conservation*, 87: 285–293.
- New, T. R., Pyle, R. M., Thomas, J. A., Thomas, C. D. & Hammond, P. C., 1995. Butterfly conservation management. *Annual Review of Entomology*, 40: 57–83.
- Pollard, E., 1977. A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation*, 12: 115–134.
- Pollard, E. & Yates, T. J., 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman & Hall, Londres.
- Rodríguez González, J., 1991. Las mariposas del Parque Nacional de Doñana. Biología y ecología de *Cyaniris semiargus* y *Plebejus argus*. Tesis doctoral, Univ. de Córdoba.
- Soberón, J. & Llorente, B. J., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480–488.
- StatSoft, 1999. *Statistica for Windows, Computer program manual*. StatSoft, Inc., Tulsa, OK.
- Stefanescu, C., 2000. El Butterfly Monitoring Scheme en Catalunya: los primeros cinco años. *Treballs de la Societat Catalana de Lepidopterologia*, 15: 5–48.
- Swaay, C. A. M. van & Warren, M. S., 1999. Red Data Book of European butterflies (Rhopalocera). Nature and Environment 99. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- V.V.A.A., 1997. *Parque Nacional de Cabañeros*. Ecohábitat, Ciudad Real.
- Warren, M. S., 1985. The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the Wood White *Leptidea sinapis*. *Biological Conservation*, 33: 147–164.
-