

LIMITACIONES A LA AUTORREGENERACIÓN DE LA ENCINA EN DEHESAS Y MONTES DE SIERRA MORENA. PREDACIÓN DE FRUTOS

M. J. LEIVA y R. FERNÁNDEZ-ALÉS.

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad Sevilla. Apartado 1095, 41080-Sevilla, España.

RESUMEN, SUMMARY

Se estudia la predación de bellotas de encina por insectos, pequeños vertebrados y ungulados en dehesas y montes mediterráneos. Se encuentra una mayor actividad de roedores, capaces de actuar como dispersores de semillas y ayudar a la regeneración del arbolado, en montes que en dehesas. Sin embargo la predación por insectos y por ungulados no difiere significativamente entre los dos tipos de hábitat, siendo la predación por ungulados cercana al 100% en cualquiera de los sitios estudiados.

We study acorn predation by insects, ungulates and small vertebrates in Mediterranean savannah-like forests and shrublands. The higher activity of rodents that we found in shrublands than in savannah-like forests, likely contributes to oak regeneration in these ecosystems as these animals can act as disperser of acorns. Acorn predation by insects and ungulates were not significantly different among the two types of ecosystems.

P. C., K.W. predación pre y post dispersiva de bellotas. Predispersive and postdispersive acorn predation.

INTRODUCCIÓN

Muchas especies de *Quercus* se autorregeneran mal por semillas en numerosos ambientes (Crow 1988, Callaway y Davis 1998). En las dehesas mediterráneas del oeste y sudoeste español la autorregeneración de la encina *Quercus ilex subsp. ballota* (Desf.) también es muy baja a pesar de una elevada producción de bellotas (Martín-Vicente et al., 1998). El bajo reclutamiento de plántulas de encina en las dehesas se ha atribuido al sobrepastoreo por ganado doméstico (ovino, vacuno, porcino en montanera) que consume bellotas y plántulas (Montero et al 1998). Sin embargo existen pocos estudios que cuantifiquen la predación de frutos por diferentes grupos de animales en las dehesas y en otras formaciones donde también abundan las encinas como los montes mediterráneos. En estos últimos ecosistemas las encinas persisten sin el cuidado humano a pesar de que entre la fauna silvestre también abundan las especies consumidoras de bellotas (ungulados, pequeños vertebrados, etc). Algunas de las especies de pequeños mamíferos que se encuentran en estos hábitats (dehesas y montes mediterráneos) también pueden actuar como dispersoras almacenando las semillas en despensas. Estas semillas tienen mayor oportunidad de establecerse como plántulas (Crow 1988, Santos y Telleria 1997). Así el tipo de animal implicado en la desaparición de las bellotas puede ser importante para la autorregeneración de las encinas. Por otro lado en las dehesas habitualmente se poda el arbolado, lo que parece incidir en la producción de fruto (Porras 1998) y por ende en las poblaciones de ciertos insectos cuyas larvas predan las bellotas (Rupérez, 1957). En los montes, sin embargo, el arbolado habitualmente no está sometido a ningún tipo de manejo, lo que podría incidir sobre la tasa de infección de los frutos por larvas de insectos. En el presente trabajo se estudia la predación de bellotas por insectos y su posible relación con el tamaño de las bellotas en dehesas y montes mediterráneos de Sierra Morena. Igualmente se estudia la predación postdispersiva de bellotas debida a ungulados y pequeños mamíferos en ambas formaciones. Todo ello con objeto de entender la capacidad que presenta la encina para autorregenerarse por semillas en ambos casos.

MATERIAL Y METODO

La predación predispersiva de las bellotas por larvas de insectos cuyos huevos son depositados en el interior del fruto en formación se estudió en 1999 en tres fincas de dehesa (sitios 1-3, tabla 1) y tres de monte (sitios 4-6, tabla 1), en la Sierra Norte de Sevilla (Sierra Morena). En el

momento de máxima caída de bellota (primera quincena de diciembre) se recogieron bellotas de 90 árboles (15 árboles de cada finca, 50 bellotas de cada árbol). Las bellotas se incubaron en laboratorio a temperatura ambiente para permitir la salida de larvas de su interior. Las muestras de cada árbol se incubaron independientemente y se mantuvieron hasta que el número de bellotas que presentaban orificio de salida de larvas se estabilizó. También se midió el peso seco de las bellotas en una submuestra de 10 frutos sanos de cada árbol.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SITIOS ESTUDIADOS

Habitat	Dehesa			Monte		
	1	2	3	4	5	6
Sitios						
Ubicación	37°40'N, 5°59'W	37°45'N 5°45'W	37°54'N 5°55'W	37°54'N 5°55'W	37°45'N 5°45'W	37°54'N 5°55'W
Uso	Pastoreo	Pastoreo	Pastoreo	Caza	Caza	Caza
Ungulados existentes	Vacuno, Cerdo ibérico	Ovino	Ovino, Cerdo ibérico	Ciervo	Ciervo, Jabalí	Ciervo

Tabla 1

La predación postdispersiva de las bellotas se estudió en las mismas fincas anteriores (tabla 1) mediante un experimento de campo que se realizó en los años 1999 y 2000. En cada finca se establecieron 30 parcelas de 700 cm² y se aplicaron tres tratamientos de exclusión contra vertebrados: I) no exclusión, II) exclusión parcial (impidiendo el acceso a ungulados mediante maya metálica pero permitiendo el acceso a pequeños mamíferos mediante una franja de 10 cm de alto abierta en la base de la maya), III) exclusión completa (impidiendo el paso a cualquier vertebrado mediante una caja de maya de pequeña luz fijada al suelo). A mitad de diciembre, en el momento de máxima caída de bellotas, se añadieron 25 bellotas marcadas a cada parcela. Pasados 45 días se registró el número de bellotas intactas que quedaban dentro de las parcelas así como en un radio de 5 metros. Estas bellotas estaban enteras o solo presentaban orificios de salida de larvas. Además de las bellotas intactas se encontraron bellotas que habían sido roídas y bellotas de las que solo quedaban cubiertas vacías. Sin embargo fue imposible cuantificarlas ya que en su mayoría estaban rotas en múltiples trozos por pisoteo. Se calculó la desaparición de bellotas como la diferencia entre el número inicial de bellotas y el número de bellotas intactas reencontradas. Así nuestra medida de "bellotas desaparecidas" incluyó bellotas que fueron consumidas en su totalidad o parcialmente (roídas) y bellotas que pudieron haber sido trasladadas por dispersores a despensas alejadas.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las únicas especies cuyas larvas se encontraron en el estudio de la predación predispersiva de las bellotas fueron *Curculio elephas* Gyll y *Cydia flagiglandana* (Zel.). Estas especies, especialmente la primera, son las de mayor incidencia en encinares y castañares de la Península Ibérica descritas en la literatura. El porcentaje de bellotas infectadas por árbol (número de frutos con orificio de salida de larvas/50 frutos) varió entre el 9 y el 29% en el conjunto de árboles estudiados. Este nivel de variación (árbol) resultó altamente significativo, explicando el 71% de la varianza total. Las diferencias entre sitios también fueron significativas ($P=0,002\%$) aunque este nivel solo explicó el 28,7% de la varianza. Sin embargo el tipo de formación, monte o dehesa, no afectó significativamente ($P=0,568$) a la tasa de infección de las bellotas. Del mismo modo el peso de bellotas varió significativamente entre los distintos árboles estudiados, nivel que explicó la mayor proporción (70%) de la varianza total. El peso de bellota también varió significativamente entre sitios ($p=0,0027$), aunque este nivel solo explicó el 16,2% de la varianza. Sin embargo el tipo de formación (dehesa - monte) no afectó significativamente al peso de bellota ($p=0,8478$).

Los dos parámetros, peso medio de bellotas y tasa media de infección por insectos, presentaron un patrón muy similar de variación entre sitios como se puede observar (figuras 1 y 2). La dehesa 1 y el

monte 5 presentaron las bellotas mas grandes y las mayores tasas de infección mientras que la dehesa 3 y los montes 4 y 5 presentaron el patrón contrario. Sin embargo, cuando se consideraron conjuntamente los 90 árboles estudiados, el peso medio de bellota y la tasa media de infección por árbol no presentaron ninguna relación (figura 3). Esto parece indicar que el predominio en un sitio de árboles con bellotas grandes aumenta las oportunidades para el desarrollo de las larvas de insectos y el mantenimiento de sus poblaciones aunque no hay una especificidad en la búsqueda de determinados tipos de frutos por los insectos. Este efecto es independiente del tipo de formación de que se trate.

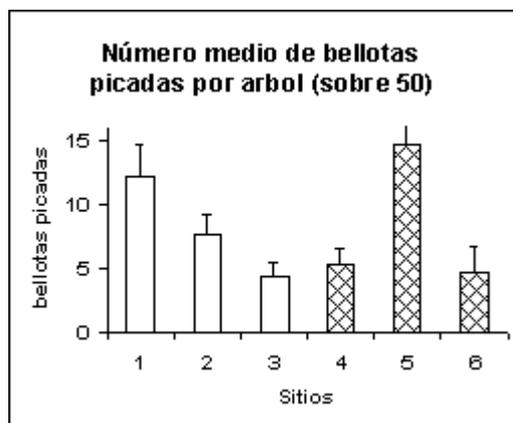


Figura 1

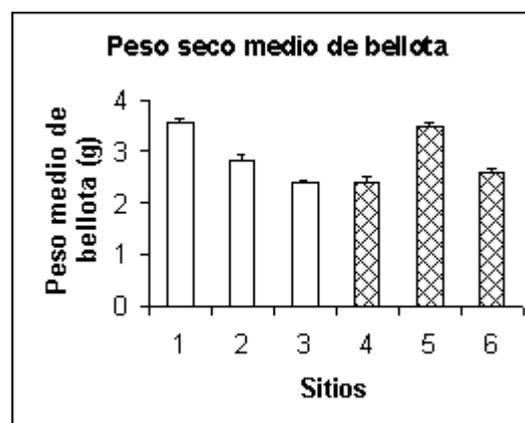


Figura 2

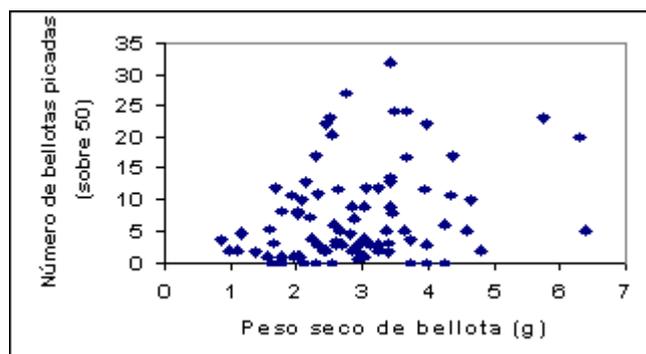


Figura 3. Relación entre el peso medio de bellotas por árbol y la tasa de infección

En el estudio de la predación postdispersiva no se encontraron diferencias significativas en la cantidad de bellotas desaparecidas entre dehesas y montes en el tratamiento de no exclusión en ninguno de los años (Mann–Whitney U-test, tabla 2 a,b). Casi el 100% de las bellotas desaparecieron de la mayoría de las parcelas en todas las fincas estudiadas. Sin embargo dehesas y montes si que mostraron diferencias significativas en desaparición de bellotas en el tratamiento de exclusión parcial al que tuvieron acceso los pequeños mamíferos pero no los ungulados ($z = -5,78$ y $-3,99$; $P = 7,2 \cdot 10^{-9}$ y $6,5 \cdot 10^{-5}$). Las pérdidas de bellotas fueron mayores en los montes (99-100 %) que en las dehesas (70-93%). Lo mismo ocurrió en el tratamiento de exclusión completa en 1999, encontrándose diferencias significativas ($z = -5,78$; $P = 7,091 \times 10^{-9}$) de desaparición de frutos entre dehesas y montes, con mayor desaparición en monte. Esto fue debido a que este año fallaron muchas de las exclusiones en monte ya que pequeños roedores excavaron numerosos túneles en el borde de las cajas, dejando muchas bellotas roídas en las cercanías (en el año 2000 se enterró parcialmente el borde de las cajas en el suelo y el tratamiento presentó menos fallos). Algunos de los roedores presumiblemente implicados en la desaparición de las bellotas en monte como *Apodemus sylvaticus*, muy frecuente en el área de estudio, pueden actuar como dispersores de semillas favoreciendo la regeneración del arbolado (Siscar et al 1999). Las diferencias en la actividad de los roedores entre montes y dehesas pueden estar relacionadas con la estructura de la vegetación que ofrece una mayor disponibilidad de refugio para estos pequeños vertebrados en los montes. Pero las elevadas cargas de ganado habituales en las dehesas también pueden ser responsables de estas diferencias ya que

perjudican a las poblaciones de roedores por perturbación del suelo y por competencia por el alimento (Mcshea and Schwede 1993) evitando así la acción dispersora de estos animales.

CONCLUSIONES

En las dehesas y montes mediterráneos estudiados no se encuentran diferencias en las tasas de infección de las bellotas de encina por *Curculio elephas* Gyll y *Cydia flagiglandana*, insectos cuya picadura puede reducir la germinación de las semillas en un 30% (Leiva, no publicado). En ambos tipos de formación prácticamente todas las bellotas que caen al suelo desaparecen en poco tiempo. Sin embargo, buena parte de esta desaparición de bellotas en los montes es atribuible a roedores, ya que presentan aquí una actividad nada despreciable. En las dehesas sin embargo los ungulados son los principales responsables de la desaparición de las bellotas. Estas diferencias son importante porque mientras que los ungulados (ganado doméstico, animales silvestres) solo consumen estos frutos, los pequeños vertebrados como los roedores pueden actuar como dispersores además de como consumidores.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a Carlos Herrera sus sugerencias en el planteamiento de este estudio. A Isabel Casado, Victor Vázquez, Juan Manuel Infante, Angel Martín-Vicente, Margarita Rosa, José Renovells y numerosos estudiantes de Biológicas su ayuda en el campo. Este estudio forma parte del proyecto PB 98-1142, DGESIC – MEC.

BIBLIOGRAFIA

- Callaway, R. & Davis, F.W., 1998. Recruitment of *Quercus agrifolia* in central California: the importance of shrub-dominated patches. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 647-656.
- Crow, T.R. 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of Northern Red Oak (*Quercus rubra*) - A review. *For. Sci.*, **34**,19-40.
- Martin-Vicente, A., Infante, J.M., García-Gordo, J., Merino, J. & Fernandez-Alés, R. 1998 Producción de bellotas en Montes y Dehesas del Suroeste Español. *Pastos*, **XXVIII**, 237-248
- Mcshea, W.J. & Schwede, G. 1993. Variable acorn crops responses of white tailed deer and other mast consumer. *Journal of Mammalogy*, **74**, 999-1006.
- Montero, G., San-Miguel, A. & Cañellas, I. 1998. Sistemas de Selvicultura Mediterránea. La Dehesa. En: Jimenez-Diaz R. & Lamo de Espinosa J.(Eds), *Agricultura Sostenible*. Mundiprensa, Madrid, pp. 519-554
- Porras, C. 1998. Efecto de la poda de la encina en los aspectos de producción y en el grosor de las bellotas. Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, 381-384.
- Rupérez, A. 1957. La encina y sus tratamientos. Ediciones sevícolas. Madrid.
- Santos T. & Tellería J.L. 1997. Vertebrate predation on Holm oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *Forests Ecology and management*, **98**,181-187.
- Siscart, D., Diego & V. Lloret, F. 1999. Acorn ecology. En : Rodá F., Gracia C., Retana J. & Bellot J. (Eds), *The ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer-Verlag, Berlin, pp 89-103

Desaparición de bellotas en 1999					
No exclusión		Exclusión parcial		Exclusión completa	
dehesa 1	monte 4	dehesa 1	monte 4	dehesa 1	monte 4
25 (8)	25 (8)	25 (3)	25 (9)	23 (1)	25 (7)
24 (1)	24 (1)	24 (2)		0 (9)	24 (2)
		23-22 (2)			
		21-18 (2)			

dehesa 2	monte 5	dehesa 2	monte 5	dehesa 2	monte 5
25(5)	25 (6)	23 (2)	25 (7)	16 (1)	25 (2)
24(4)	24 (3)	20-19 (2)	23 (3)	0 (9)	24 (2)
23(1)	- (1)	17-15 (2)			23-21 (2)
		13-12 (2)			0 (4)
		7-6 (2)			
dehesa 3	monte 6	dehesa 3	monte 6	dehesa 3	monte 6
25 (8)	25 (8)	23-20 (2)	25 (9)	16 (1)	25 (8)
24 (1)	24 (1)	18-17 (2)	23 (1)	0 (9)	24 (1)
23 (1)	- (1)	16-0 (3)			0 (1)
		9 (2)			
		6 (1)			
$\bar{X}= 24.6$	24.8	17.6	24.7	2.5	20.4
$z = -1.02;$		$z = -5.78;$		$z = -5.78;$	
$P = 0.31$		$P = 7.2 \cdot 10^{-9}$		$P = 7.1 \cdot 10^{-9}$	

Tabla 2, a. test U de Man-Whitney para diferencias entre hábitats. Se indica entre paréntesis el número de replicados que presentan una cantidad dada de bellotas desaparecidas (- indica dato desaparecido)

Desaparición de bellotas en 2000					
No exclusión		Exclusión parcial		Exclusión completa	
dehesa 1	monte 4	dehesa 1	monte 4	dehesa 1	monte 4
25(5)	25(9)	23(1)	25 (9)	21(2)	25(2)
-(4)		22(4)		0 (7)	0(7)
		19(3)			
		18(1)			
dehesa 2	monte 5	dehesa 2	monte 5	dehesa 2	monte 5
25 (9)	25 (6)	25 (9)	25(7)	25 (1)	25 (4)
23 (1)	24 (3)	24 (1)	23 (3)	17 (1)	0 (6)
	- (1)			0 (8)	
dehesa 3	monte 6	dehesa 3	monte 6	dehesa 3	monte 6
25 (6)	25 (10)	25 (9)	25 (9)	2 (1)	25 (2)
- (4)		24 (1)	23 (1)	0 (9)	7 (1)
					0 (6)
					- (1)
$\bar{X}= 25$	25	23.4	25	2.8	8
		$z = -3.99;$		$z = -1.87;$	
		$P = 6.5 \cdot 10^{-5}$		$P = 0.06$	

Tabla 2, b. test U de Man-Whitney para diferencias entre hábitats. Se indica entre paréntesis el número de replicados que presentan una cantidad dada de bellotas desaparecidas (- indica dato desaparecido)