

## PARAMETROS POBLACIONALES Y REPRODUCTIVOS DEL CIERVO (*CERVUS ELAPHUS*) Y DEL GAMO (*DAMA DAMA*) EN EL AREA MEDITERRANEA

J. M. RECARTÉ; L. ARIAS DE REYNA y P. RECUERDA<sup>1</sup>

### RESUMEN

Se analizan las relaciones existentes en los parámetros poblacionales y reproductivos del ciervo (*Cervus elaphus*) y del gamo (*Dama dama*) en fincas de caza mayor de Sierra Morena. Se ha encontrado una tendencia a que la relación entre la capacidad de carga del medio y las necesidades nutricionales de las poblaciones de cérvidos que existen en el mismo sea menor en las áreas donde coexisten el ciervo y el gamo (áreas de simpatría) que donde el ciervo se encuentra aislado (en alopatría), pero no existen diferencias significativas estadísticamente. Por otro lado, tampoco existen diferencias significativas en el índice de reproducción del ciervo, tanto en alopatría como en simpatría, y del gamo, si bien apareció una tendencia a que fuera mayor en este último.

### INTRODUCCION

En los últimos años se han introducido varias especies de ungulados salvajes en numerosas zonas de la Península Ibérica (ARENZANA *et al.*, 1965), muchas de ellas no autóctonas. Estas introducciones se han realizado, en gran medida, con el propósito de aumentar la variabilidad genética de las poblaciones, creyendo que al mezclar individuos de diferentes orígenes ésta aumentaría, lo cual no siempre es cierto (HERZOG, 1991). Por otro lado, pueden tener resultados diferentes sobre la tasa de crecimiento de la población existente en función de las densidades de cada una (WALLACE y PAUL, 1989), existiendo además pruebas circunstanciales de que la introducción de especies exóticas afecta seriamente a las poblaciones de ungulados autóctonos (HERRERA, 1990). Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre este tema en el biotopo mediterráneo. Se ha observado que una especie exótica, el gamo *Dama dama*, presenta unas estrategias alimentarias más eficaces que su posible competidor autóctono, el ciervo *Cervus el-*

*phus* (ALVAREZ y RAMOS, 1991), así como que estas especies solapan los recursos entre sí en mayor medida que las especies autóctonas (VENERO, 1984), si bien se desconocen los mecanismos responsables de la interacción.

En numerosas ocasiones, la competencia interespecífica es la causa más clara de la sustitución de una especie por otra (véase revisión en KREBS, 1972). Así, CARNE (1954, en BATCHELER, 1960) comprobó por medio de registros históricos que, al ser introducido el gamo (*Dama dama*) en un área de distribución histórica del corzo (*Capreolus capreolus*), la población de este último decreció hasta prácticamente desaparecer. Para que una especie sea competitivamente superior a otra debe (WILSON y BOSERT, 1971): (1) encontrar un hábitat óptimo más rápidamente, (2) reproducirse más eficazmente para explotar los recursos disponibles antes que la otra, y (3) dispersarse para buscar nuevos hábitats una vez que el aumento de la población en el hábitat original comienza a ser desfavorable. Las estrategias de búsqueda y explotación del alimento están basadas, en gran medida, en los patrones de locomoción y en el tamaño y grado de utilización (parcial o completo) del parche alimenticio (SCHRÖPFER y KLENNER-FRINGS, 1991). A su vez, las estrategias

<sup>1</sup> Dpto. Biología Animal (Etología), Univ. Córdoba. 14071 Córdoba.

reproductivas más eficaces se relacionan con una tasa mayor de desarrollo y reemplazo, longitud de vida más corta unida a una reproducción más temprana y un menor número de períodos reproductivos; es decir una estrategia de tipo  $r$  (PIANKA, 1970). Estos estrategias de tipo  $r$  deberían ser menos variables genéticamente, dentro de las poblaciones, que los estrategias de la  $k$  (HARRINGTON, 1985). De esta forma, una baja variabilidad genética prevendría una depresión endogámica, que pudiera ocurrir durante un cambio brusco en los tamaños poblacionales o bien cuando se fundan nuevas poblaciones con escaso número de individuos. Por lo tanto, las estrategias  $r$  y  $k$  de una población, en un biotopo concreto, estarían determinadas en última instancia por la composición genética de la misma (WILSON y BOSERT, 1971).

El ciervo y el gamo pertenecen a la subfamilia de los Plesiometacarpianos, por lo que se comportarían como estrategias de la  $k$  (HARRINGTON, 1985). Sin embargo, ningún organismo sigue completamente una de estas dos estrategias, sino que normalmente se alcanza un compromiso entre ellas (PIANKA, 1970). En este sentido, la variabilidad genética entre las poblaciones de ciervo es relativamente elevada (HERZOG *et al.*, 1991), mientras que en el gamo es más baja (HART *et al.*, 1986). En base a esta menor variabilidad genética del gamo, sin que se le hayan descrito problemas de fertilidad, éste podría comportarse, al menos localmente, como más estrategia de la  $r$  frente al ciervo, el cual sería típicamente un estrategia de la  $k$ . Esta hipótesis cobra más fuerza al haberse comprobado que en poblaciones en simpatria el gamo presenta un índice de reproducción mayor que el ciervo (DZIECIOLOWSKI, 1979). Unido a ello, esperaríamos encontrar también que las poblaciones de ciervo presentarían un crecimiento poblacional menor en simpatria con gamo que en alopatría. La consecuencia de esta competencia entre cérvidos podría ser, en última instancia, la eliminación del ciervo de sus áreas de distribución originales, debido a limitaciones geográficas de la distribución (BATCHELOR, 1960). Por otro lado, una especie que siga una estrategia de tipo  $r$  presentará unos tamaños poblacionales variables en el tiempo, en desequilibrio con el medio, y usualmente por debajo de la capacidad de carga del mismo (PIANKA, 1970), al contrario que un estrategia de la  $k$ .

En este trabajo se pretende determinar si existen diferencias entre las poblaciones de ciervo en alopatría y en simpatria con gamo, tanto en la densidad de individuos como en su relación con la capacidad de carga del hábitat y en el índice de reproducción.

## MATERIAL Y METODOS

El área de estudio de este trabajo se sitúa en Sierra Morena Central y Oriental. Se han seleccionado diversas fincas de caza mayor de las provincias de Córdoba (Parques Naturales de Hornachuelos y de Cardena-Montoro) y de Jaén (Parque Natural de Andújar). Los datos fueron obtenidos a partir de los Planes Técnicos de Caza, puestos a disposición por los Directores Conservadores de los distintos Parques mencionados (Agencia de Medio Ambiente de Córdoba y de Jaén). La información registrada en los mismos fue elaborada por un grupo reducido de técnicos especialistas durante los años 1991 y 1992. De las más de 100 fincas analizadas en un primer momento se escogieron aquellas que presentaron mayor fiabilidad para el estudio en base a ciertas características: una información completa, tanto en la estructura del hábitat como en los parámetros poblacionales; ausencia de una tercera especie de ungulado rumiante, para evitar la competencia difusa; hábitat idóneo, tanto en cuanto a las características del biotopo como a la superficie de las fincas; similitud en las características climáticas y de vegetación, escogiéndose fincas próximas dentro de una misma cadena montañosa; que sean sistemas cerrados, donde la existencia de valla cinegética asegure el aislamiento de las poblaciones; un manejo humano de las fincas similar, dado que están destinadas exclusivamente a la explotación cinegética y los criterios utilizados siguen patrones idénticos. Finalmente se seleccionaron 50 fincas (Tabla I), que suponen una superficie total de 61.380 ha, de las cuales 37 (42.838 ha) presentan ciervo aislado (en alopatría) y 13 (18.542 ha) están constituidas por poblaciones de ciervo en simpatria con gamo. Las comparaciones entre especies se han realizado con las poblaciones en simpatria, utilizándose las fincas en alopatría sólo para las comparaciones de ciervo. Tras diversos análisis previos, se comprobó que no existían diferencias significativas en los distintos parámetros analizados (capacidad de

**TABLA I**  
**NUMERO DE FINCAS ANALIZADAS EN CADA PARQUE NATURAL, EN FUNCION DE QUE SUS POBLACIONES DE CIERVO COEXISTIERAN (SIMPATRIA) O NO (ALOPATRIA) CON GAMO**

Parque	Alopatría	Simpatría
Hornachuelos .....	20	3
Cardeña .....	9	4
Andújar .....	8	6

carga y parámetros poblacionales) entre las fincas de los tres Parques Naturales, por lo que fueron agrupadas.

Este área pertenece a la cadena orogénica Herciniana, formando parte del Macizo Ibérico o Hespérico. Los materiales geológicos son Precámbricos y Paleozoicos, predominando las rocas silíceas. La elevada pluviosidad de la zona, unida a la naturaleza meteorizable de los materiales, ha dado lugar a un relieve de modelado suave en el que predominan los paisajes alomados de pendientes moderadas, y en el que no existe la alta montaña (MOLINA, 1991). El clima es de temperaturas suaves, con precipitaciones relativamente altas (VALLE y CANO, 1991). El piso bioclimático más extendido es el mesomediterráneo con ombroclimas seco, subhúmedo y húmedo (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987). La vegetación autóctona se caracteriza por la asociación entre la encina (*Quercus rotundifolia*) y el pírúetano (*Pyrus bourgaeana*) (VALLE, 1988). Sin embargo, la fuerte acción antropozógena ha destruido gran parte de los primitivos y extensos bosques, habiéndose realizado asimismo repoblaciones de coníferas en ciertas zonas.

La capacidad de carga del medio (o número de animales que soporta el hábitat sin degradarse su condición) se estableció en base al modelo de hábitat y alimentación del ciervo en ambiente mediterráneo (CABALLERO, 1985). Para ello se utilizó la productividad media estimada de cada tipo de vegetación, en kilogramos de nitrógeno, dado que es el factor más limitante. Asimismo, se tuvieron en cuenta las necesidades nutritivas (energéticas y proteicas) de cada clase de edad y sexo de ciervo, para un período crítico estival de 150 días. Para la comparación entre las fincas se consideró un índice de viabilidad, que se corres-

ponde a la relación existente entre esta productividad estimada del ecosistema y las necesidades nutritivas de la población existente en cada finca. Un valor de 1 nos indicará que la población existente se encuentra en equilibrio con el medio, al contrario que si el valor es inferior a 1, mientras que si es superior significará que el hábitat es capaz de soportar, sin degradarse, un número mayor de individuos. No obstante, este modelo no considera otras especies de herbívoros pastando la misma superficie, ya que no se conocen los índices de solapamiento estacional de la dieta entre ellos ni la ingestión voluntaria de cada especie (SAZAMA, 1975; en CABALLERO, 1985), por lo que se calculó otro índice más, sumando las necesidades de la población de gamo a las de ciervo. Para ello, se asumieron unos requerimientos nutritivos para el gamo proporcionales a los del ciervo, en base a la tasa metabólica basal (TMB) cuyo valor se obtiene a partir de la fórmula (KLEIBER, 1961; en CABALLERO, 1985):

$$TMB = aP^b$$

donde, para mamíferos placentarios, a tiene un valor de 70, b de 0,75, y P indica el peso medio del animal vivo. El cociente de tasas metabólicas entre el gamo y el ciervo, para cada clase de edad y sexo, nos indicó la relación de consumo entre las dos especies. A partir del mismo se determinaron las necesidades nutritivas del gamo, que se sumaron a las del ciervo para calcular el nuevo índice de viabilidad.

## RESULTADOS

### 1. Capacidad de carga

La superficie media de las fincas analizadas fue de  $1.227,6 \pm 95,65$  ha (media  $\pm$  error típico), con un rango amplio que osciló entre 501 y 3.760 ha. Se encontró una tendencia a que la superficie media fuera superior en las fincas de simpatría ( $1.426,32 \pm 171,68$  ha) que en las de alopatría ( $1.157,78 \pm 113,38$ ), pero la diferencia no resultó estadísticamente significativa (t de Student,  $t = 1,68$ ,  $gl = 48$ , ns).

La superficie relativa de cada tipo de vegetación fue similar en ambas áreas (Tabla II), predominando ligeramente la dehesa en simpatría y el matorral en alopatría.

TABLA II  
PROPORCIÓN RELATIVA (EN PORCENTAJES) DE CADA TIPO DE VEGETACIÓN, Z ESTADÍSTICO DEL TEST DE PORCENTAJES

Vegetación	Alopatría	Simpatría	z	p
Pastizal .....	2,89	2,41	0,09	ns
Dehesa .....	30,86	39,22	0,53	ns
Bosque .....	3,30	3,28	0,01	ns
Jaral .....	13,40	10,20	0,29	ns
Matorral .....	38,15	32,95	0,32	ns
Pinar .....	10,66	11,42	0,07	ns

La abundancia de las dos especies es muy diferente (Figura 1), siendo claramente inferior en el gamo (*t* de Student,  $t = 6,62$ ,  $gl = 23$ ,  $p < 0,001$ ), lo que muestra la predominancia del ciervo. Los tamaños poblacionales de este último presentaron una tendencia, no significativa, a ser superiores en fincas en simpatria que en alopatría (Figura 1, Tabla III), en correspondencia a una superficie mayor en las primeras. De forma análoga a la abundancia, la densidad de ciervos es superior a la de gamos (*t* de Student,  $t = 6,06$ ,  $gl = 23$ ,  $p < 0,001$ ), y no existieron diferencias significativas al comparar las poblaciones de ciervo en alopatría y en simpatria (*t* de Student,  $t = 6,06$ ,  $gl = 23$ ,  $p < 0,001$ ), y no existieron diferencias significativas al comparar las poblaciones de ciervo en alopatría y en simpatria (*t* de Student,  $t = 0,64$ ,  $gl = 48$ , ns). Tampoco existen diferencias significativas entre los dos tipos de fincas para la densidad total de cérvidos (*t* de Student,  $t = 1,09$ ,  $gl = 48$ , ns).

El índice de viabilidad medio obtenido para todas las fincas fue de  $1,01 \pm 0,09$ ET, indicando que las poblaciones en conjunto están ajustadas a

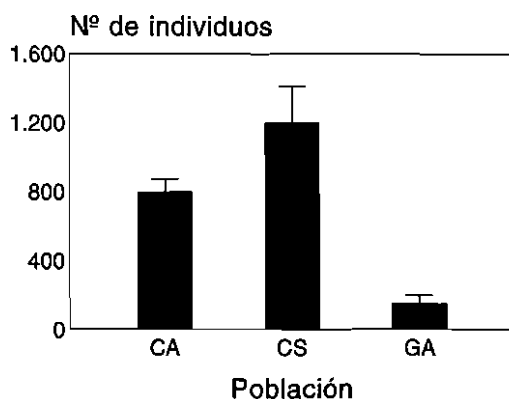


Fig. 1. Valor medio ( $\pm$ ET) de la abundancia (número de individuos) en cada población: CA, ciervo en alopatría; CS, ciervo en simpatria, y GA, gamo.

la capacidad de carga del medio. Sin embargo, el rango de este índice osciló entre 0,29 y 3,53, lo que muestra que la variabilidad existente es muy importante. Cuando se analiza el índice de viabilidad en cada tipo de finca se observa que es superior a uno solamente en alopatría y no en simpatria (Figura 2). En las fincas donde coexisten ambas especies el tamaño poblacional es muy superior al que puede soportar la capacidad de carga del medio, tanto si se considera sólo a la población de ciervo como si se incluye la de gamo. No obstante, no se encontraron diferencias significativas estadísticamente entre los dos tipos de fincas (*t* de Student, considerando el total de cérvidos  $t = 1,69$ ,  $gl = 46$ , ns; y si no se considera al gamo para calcular el índice  $t = 1,44$ ,  $gl = 46$ , ns).

TABLA III  
ANOVA DEL NUMERO DE CIERVOS EN FUNCION DE LA EXISTENCIA O NO DE GAMOS (SIMPATRIA), UTILIZANDO LA SUPERFICIE DE LA FINCA COMO VARIABLE. \*\*\* $p < 0,001$ ; ns  $p < 0,05$

Fuente variación		Suma de cuadrados	Cuadrado medio	gl	F	p
Covariable						
Efectos	Superficie	8,16	8,16	1	31,58	***
Residuos	Simpatría	0,22	0,22	1	0,84	ns
		12,15	0,26	47		

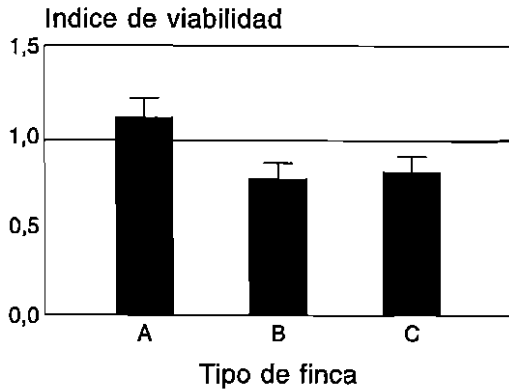


Fig. 2. Valor medio ( $\pm$ ET) del índice de viabilidad de cada finca, según se encuentre el ciervo en alopatría o en simpatría con gamo. Se han calculado tres valores: en alopatría (A), en simpatría considerando al gamo (B), y en simpatría sin considerar al gamo (C).

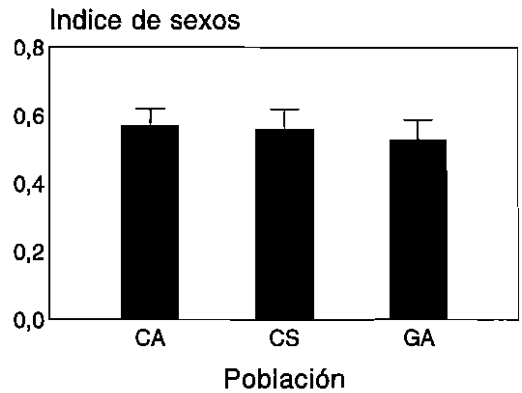


Fig. 3. Valor medio ( $\pm$ ET) del índice relativo de sexos entre adultos (machos/hembras) en cada población: CA, ciervo en alopatría; CS, ciervo en simpatría, y GA, gamo.

## 2. Parámetros reproductivos

La proporción de sexos en individuos adultos es muy similar en ambas especies (Figura 3), mientras que el índice de reproducción presenta una tendencia a ser superior en el gamo frente al ciervo (Figura 4). No obstante, no existen diferencias significativas ni para el índice relativo de sexos entre los adultos ( $t$  de Student,  $t = 0,32$ ,  $gl = 23$ , ns), ni para el índice de reproducción ( $t = 1,22$ ,  $gl = 23$ , ns). Tampoco se han encontrado diferencias en ambos parámetros al comparar las poblaciones de ciervo en alopatría y en simpatría ( $t$  de Student,  $t = 0,12$ ,  $gl = 48$ , ns;  $t = 1,13$ ,  $gl = 40$ , ns; respectivamente).

## DISCUSION

La relación entre la capacidad de carga de las fincas y las necesidades nutricionales de las poblaciones de cérvidos existentes en las mismas presentó una tendencia a ser menor en las áreas donde coexisten ambas especies que en las que el ciervo se encuentra en alopatría. Asimismo, el índice de reproducción fue ligeramente superior en las poblaciones de gamo que en las de ciervo, en concordancia con lo observado por DZIECIOLOWSKI (1979). No obstante, no se encontraron diferencias significativas en ningún caso, debido quizás al escaso tamaño de muestra de las pobla-

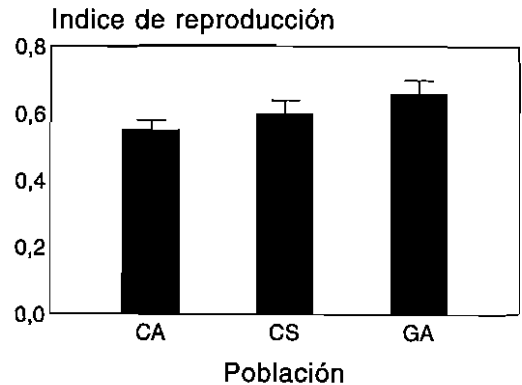


Fig. 4. Valor medio ( $\pm$ ET) del índice de reproducción (crías/hembras) en cada población: CA, ciervo en alopatría; CS, ciervo en simpatría, y GA, gamo.

ciones simpátridas. Por lo tanto, no podemos asegurar que en simpatría esté actuando la competencia interespecífica entre el ciervo y el gamo regulando sus dinámicas de población en las fincas estudiadas, aunque tampoco podemos descartarlo.

Sin embargo, el índice de viabilidad en simpatría fue menor que uno, lo que indicaría una falta de equilibrio de las poblaciones con el medio. Este hecho podría ser atribuido, más que a la competencia interespecífica en sí, a que la densidad es mayor (ya que si bien la superficie media de las fincas es mayor, los tamaños poblacionales son mayores aún) y, por ello, la viabilidad disminuye. Se trataría, pues, de un efecto directo del manejo humano sobre estas poblaciones (CABALLERO, 1985), habiéndose comprobado que la actividad humana disminuye la viabilidad del hábitat (PERRY y OVERLY, 1977; en CABALLERO, 1985). En este sentido, cabe destacar el aporte suplementario de alimento durante el verano (CABALLERO, 1985), que permite la supervivencia de estas poblaciones en épocas críticas. No obstante, este tipo de manejo genera una superpoblación que ocasiona graves desequilibrios (MUÑOZ-COBO, 1991), como el deterioro del hábitat, falta de alimentación, aumento de la mortalidad y un notable desequilibrio en la razón de los sexos a favor de las hembras (como se comprueba en este trabajo). Este aporte suplementario de alimento durante los períodos críticos puede mantener artificialmente densidades de población de ungulados simpátridos elevadas (GARCÍA-GONZÁLEZ y CUARTAS, 1992), con consecuencias directas sobre la dinámica de sus poblaciones, si bien no se ha podido determinar en qué grado queda afectada cada especie por este manejo humano.

Estos resultados muestran que las poblaciones de gamo no influyen sobre la viabilidad de las poblaciones de ciervo existentes en simpatría, ya que el índice de viabilidad considerando solamente al ciervo es también inferior a uno. En base a ello se podría pensar que la coexistencia del ciervo con el gamo no tendría efectos negativos sobre las poblaciones del primero, si bien sí podría acentuar éstos. En este sentido, se ha sugerido que dándose cambios apropiados en el hábitat, ciertas especies de ungulados, superiores competitivamente, pueden llegar a reemplazar a las especies originales en el área (ANTHONY y SMITH, 1977; WIGGERS y BEASOM, 1986).

Por otro lado, existe una tendencia a que el índice de reproducción sea mayor en las dos poblaciones en simpatría que en el ciervo en alopatría, a pesar de que el índice relativo de sexos es simi-

lar para las tres poblaciones. De corroborarse este hecho, podría estar indicándonos que la disponibilidad de recursos sería mayor en simpatría, por lo que aumentaría el éxito reproductivo de las dos poblaciones; sin embargo esto no está en concordancia con el índice de viabilidad, por tanto puede ser debido a factores no controlados en este estudio. Así, un aparte suplementario de alimento durante el verano, que podría ser diferente entre ambos tipos de fincas, enmascararía este hecho.

Otro factor a tener en cuenta en la comparación de los dos tipos de fincas es la competencia intraespecífica. Esta puede ser diferente para cada una de las especies en estudio, así como es probable que sea mayor que la interespecífica, especialmente teniendo en cuenta los bajos tamaños poblacionales de gamo frente a los de ciervo. La posible interacción entre ambos tipos de competencia no ha podido ser analizada, aunque es probable que sea de gran importancia.

Existe una relación directa entre la densidad de una población y su éxito reproductivo. En el ciervo se ha comprobado que el aumento de la densidad de población provoca un incremento en la competencia por los recursos, y ambos factores influyen en la acción de ciervas variables fenotípicas (como la edad y el estado reproductivo) sobre la fecundidad y la reproducción (CLUTTON-BROCK *et al.*, 1987). Por otro lado, un aumento de la densidad de población va asociado, asimismo, a un mayor solapamiento en el área de campeo entre los mamíferos sociales (CLUTTON-BROCK y ALBON, 1985), lo que puede provocar una interacción competitiva más acusada entre los mismos. Sin embargo, no se ha comprobado en este estudio esta relación entre densidad y fecundidad, que debería haber sido más evidente dada la elevada densidad de población existente en el área. A esto se une la escasez de recursos que parece evidente en las fincas con cérvidos simpátridos, ya que se ha encontrado un índice de viabilidad menor que 1, lo que indica que las necesidades nutricionales de las poblaciones son superiores a las que ofrece el medio. Por el contrario, otros estudios realizados en pequeños mamíferos muestran que con densidades poblacionales altas el estrés social aumenta, y se reduce el índice de reproducción (KREBS y MYERS, 1974).

Si bien no se ha observado un índice de reproducción diferente entre las distintas poblaciones, se podría esperar que en ausencia de especies competidoras se dé una reproducción estacional más temprana y más intensa (MONTGOMERY, 1981). De ser así, y en base a una competencia por interferencia (HAIRSTON *et al.*, 1987) se observaría que al eliminar la población de gamo de las fincas donde coexiste con el ciervo, éste vería aumentar sus índices reproductivos. No obstante, no puede rechazarse la realidad de una coexistencia estable, en la que un mecanismo posible que podría reducir los efectos de la interacción competitiva sería la alternancia en los picos de densidad de las dos especies a lo largo de una serie de años (BOITANI *et al.*, 1985), que sería dependiente de efectos temporales y del macro-

hábitat (MORRIS, 1987). Estas variaciones estacionales actuarían acentuando las diferencias iniciales en el crecimiento de los individuos, las cuales tienen efectos duraderos en el éxito reproductivo de los adultos (ALBON *et al.*, 1987).

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Dirección de Política Científica del Gobierno Vasco, de quien el primer autor recibió una beca de formación de investigadores; a la infraestructura aportada por el Grupo de Investigación de Etología (código 6004) de la Junta de Andalucía; así como a la información sobre los Planes Técnicos de Caza que suministró la Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

## SUMMARY

The relationships between population parameters and reproductive indices were compared in red (*Cervus elaphus*) and fallow deer (*Dama dama*) populations living in private closed areas in Sierra Morena (Spain). The ratio between the carrying capacity of these habitats and the nutrition requirements of populations living in them tended to be lower in areas where both species coexisted (sympatric areas) than where the red deer lived alone (alopatric areas), but there were not statistical differences. Moreover, not significant differences on the reproductive indices were founded between both types of areas, even if these indices tended to be bigger in the sympatric one.

## BIBLIOGRAFIA

- ALBON S. D.; CLUTTON-BROCK T. H. y GUINNESS, F. E. 1987: «Early development and population dynamics in red deer. II. Density-independent effects and cohort variation». *J. Anim. Ecol.*, 56: 69-81.
- ALVAREZ G. y RAMOS J. 1991: «Variación estacional de la dieta de machos, hembras y crías de gamo (*Dama dama*) en Quintos de Mora (Montes de Toledo)». *Doñana, Acta Vert.*, 18(2): 217-236.
- ANTHONY R. G. y SMITH N. S. 1977: «Ecological relationships between mule deer and white-tailed deer in Southeastern Arizona». *Ecol. Monogr.*, 47: 255-277.
- ARENZANA O.; GARCIA F. y FRAILE J. L. 1965: *Re poblaciones de caza mayor*. Bol. Téc. Serie Ciéngética. SNPFC. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- BATCHELER C. L. 1960: «A study of the relations between roe, red and fallow deer, with special reference to Drummond Hill Forest, Scotland». *J. Anim. Ecol.*, 29: 375-384.
- BOITANI L.; LOY A. y MOLINARY P. 1985: «Temporal and spatial displacement of two sympatric rodents (*Apodemus sylvaticus* and *Mus musculus*) in a Mediterranean coastal habitat». *Oikos*, 45: 246-252.
- CABALLERO R. 1985: *Hábitat y alimentación del ciervo en ambiente mediterráneo*. Monografía del I.CO.NA. n.º 34. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- CLUTTON-BROCK T. H. y ALBON S. D. 1985: «Reproductive success in wild red deer». In: *Biology of deer production*. FENESSY, P. F. y DREW, K. R. (eds.). The Royal Society of New Zealand, pp. 22-36.
- CLUTTON-BROCK T. H.; ALBON S. D. y GUINNESS F. E. 1987: «Interactions between population density and maternal characteristics affecting fecundity and juvenal survival in red deer». *J. Anim. Ecol.*, 56: 857-871.
- DZIECIOŁOWSKI R. 1979: «Structure and spatial organization of deer populations». *Acta Theriol.*, 24(19): 3-21.
- GARCÍA-GONZÁLEZ R. y CUARTAS P. 1992: «Foods habits of *Capra pyrenaica*, *Cervus elaphus* and *Dama dama* in the Cazorla Sierra (Spain)». *Mammalia*, 56(2): 195-202.
- HAIRSTON N. G.; NISHIKAWA K. C. y STENHOUSE S. L. 1987: «The evolution of competing species of terrestrial salamanders: niche partitioning or interference». *Evol. Ecol.*, 1: 247-262.
- HARRINGTON R. 1985: «Evolution and distribution of the Cervidae». In: *Biology of deer production*. FENESSY, P. F. y DREW, K. R. (eds.). The Royal Society of New Zealand, pp. 3-11.
- HARTL G. B.; SCHLEGER A y SLOWAK M. 1986: «Genetic variability in fallow deer, *Dama dama* L. *Animal Genetics*, 17: 355-341.
- HERRERA C. 1990: «Enseñanzas de un iceberg». *Quercus*, 50: 16-21.
- HERZOG S. 1991: «Management implications of genetic differentiation in red deer (*Cervus elaphus* Linné) populations». *XXth Congress of I.U.G.B., Hungary*.
- HERZOG S.; MUSHOVEL C.; HATTEMER H. H. & HERZOG A. 1991: «Transferrin polymorphism and genetic differentiation in *Cervus elaphus* (European red deer) populations». *Heredity*, 67: 231-239.
- KREBS C. J. 1972: *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Row. New York.
- KREBS C. J. y MYERS J. H. 1974: «Population cycles in small mammals». *Adv. Ecol. Res.*, 8: 267-399.
- MOLINA J. M. 1991: «Aproximación a la geología del Parque Natural «Sierra de Andújar» (Noroeste de la provincia de Jaén)». En: *Actas de las I Jornadas Medioambientales del Parque Natural «Sierra de Andújar»*. Diputación Provincial de Jaén. Jaén. Pp. 15-35.
- MONTGOMERY W. J. 1981: «A removal experiment with sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *A. flavicollis* (Melchior) (Rodentia: Muridae)». *Oecologia*, 51: 123-132.
- MORRIS D. W. 1987: «Ecological scale and habitat use». *Ecology*, 68(2): 362-369.
- MUÑOZ-COBO J. 1991: «Problemática de la gestión de la caza en el Parque Natural de Andújar». En: *Actas de las I Jornadas Medioambientales del Parque Natural «Sierra de Andújar»*. Diputación Provincial de Jaén. Jaén. Pp. 81-98.
- PINKA E. R. 1970: «On *r* and *k* selection». *Am. Nat.*, 104: 592-597.
- RIVAS-MARTÍNEZ S. 1987: *Mapa de las series de vegetación de España*. I.CO.NA. Madrid.
- SCHROPFER J. y KLENNER-FRINGS B. 1991: «Minimizing interspecific competition by different foraging strategies in two North African desert rodents». *Acta Theriol.*, 31(1-2): 109-117.
- VALLE J. 1988: «Apuntes sobre la vegetación de Sierra Morena». *Bol. Inst. Estudios Giennenses*, 134: 77-94.
- VALLE J. y CANO E. 1991: «Dinámica de la vegetación en la Sierra de Andújar». En: *Actas de las I Jornadas Medioambientales del Parque Natural «Sierra de Andújar»*. Diputación Provincial de Jaén. Jaén. Pp. 55-79.
- VENERO J. L. 1984: «Dieta de los grandes fitófagos silvestres del Parque Natural de Doñana-España». *Doñana, Acta Vert.*, 11(3): 1-130.
- WALLACE A. y PAUL M. 1989: «A revised scheme for the clasification of populations interactions». *Oikos*, 56(1): 141-143.
- WIGGERS E. P. y BEASOM S. L. 1986: «Characterization of sympatric or adjacent habitats of 2 deer species in west Texas (USA)». *J. Wildl. Manage.*, 50(1): 129-134.
- WILSON E. O. y BOSSERT W. H. 1971: *A primer of population biology*. Sinauer Associates, INC Publishers. Massachussetts.