

RELACIONES ENTRE LA ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE CAZA MENOR, SUS DEPRIDADORES Y LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT EN CASTILLA-LA MANCHA (ESPAÑA)

JESÚS HERRANZ*, MIGUEL YANES* Y FRANCISCO SUÁREZ*

RESUMEN

Se analizan las relaciones existentes entre ciertas variables estructurales del hábitat con la abundancia de especies cinegéticas de caza menor (perdiz roja, *Alectoris rufa*, conejo, *Oryctolagus cuniculus*, y liebre mediterránea, *Lepus granatensis*), la abundancia de sus principales depredadores (zorros, *Vulpes vulpes*, perros asilvestrados, *Canis familiaris*, urracas, *Pica pica*, cornejas, *Corvus corone*, y rapaces), y entre las especies o grupos de especies que componen estos dos grupos entre sí; también se consideró la relación entre la productividad post-reproductora de perdices rojas con la abundancia de depredadores. El estudio se realizó en un total de 30 localidades en Castilla-La Mancha, equidistribuidas entre las 5 provincias de esta comunidad. La abundancia de las aves, conejos y liebres se estimó mediante recorridos diurnos y nocturnos en vehículo por pistas. La abundancia de zorros y perros se estimó como el número de excrementos encontrados en una banda de 2 m en los recorridos de 3 km; con esta última metodología también se realizó una estima de la abundancia de conejo. Las relaciones de estas abundancias con distintas variables paisajísticas se han analizado de dos formas: (i) considerando los datos brutos de las variables paisajísticas (AE) y (ii) teniendo en cuenta los residuos (R), obtenidos al realizar una regresión entre las variables de paisajísticas y la altitud, con el fin de evitar el posible efecto que este factor pudiese tener en las relaciones analizadas.

Las abundancias estimadas de conejos en los recorridos de 25 km se relacionaron negativamente con la superficie en pastizal y positivamente con el número de bosquetes; esta abundancia de conejos se relacionó también positivamente con la superficie en rastrojo y negativamente con girasol, número de cortijos (solo AE), diversidad de usos y cambios de uso (R). Si se aplica la corrección secuencial de Bonferroni únicamente resultan significativos el pastizal (AE) y el girasol (R). La abundancia de liebres estuvo asociada negativamente con la superficie en girasol (AE y R) y la superficie de caméfitos (R), no siendo significativas al aplicar la corrección secuencial de Bonferroni. La abundancia de perdices rojas se relacionó con signo positivo con el número de linderos (AE), la superficie de olivar (AE) y superficie de árboles (R) y negativo con las superficie en girasol (AE) y barbecho (R). Estas relaciones no son significativas al aplicar la corrección secuencial de Bonferroni.

En cuanto a los depredadores, la abundancia de zorros se relacionó de forma negativa con los datos originales de superficie en girasol (AE), mientras que las cornejas se relacionaron negativamente con el número de linderos (AE y R) y positivamente con el número de bosquetes (R). La abundancia de urracas está correlacionada positivamente con el número de caminos (AE), la superficie de arbolado (R) y el

* Departamento Interuniversitario de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma. 28049 Madrid.

Recibido: 06/06/00.

Aceptado: 26/07/00.

número de bosquetes (R). Finalmente, las rapaces sólo se relacionaron positivamente con la superficie de pastizal (AE). Sólo la relación entre la abundancia de cornejas y los datos no transformados del número de linderos resultó significativa aplicando la corrección secuencial de Bonferroni.

Los residuos de la abundancia de conejos en los 25 km recorridos se relacionaron positivamente con los residuos de la abundancia de zorros y también se asociaron de forma negativa con la abundancia de la corneja (AE), liebre (AE) y perdiz roja (AE y R). Ninguna de estas relaciones fue significativa cuando se aplicó la corrección secuencial de Bonferroni. Las abundancias de zorros (AE) y cánidos (AE y R) se encuentran asociadas negativamente con el tamaño medio de los bandos de perdices, incluso en el caso de los cánidos cuando se aplica la corrección secuencial de Bonferroni. En cuanto a los córvidos los resultados no son significativos, a excepción de las cornejas (R), que tampoco resultan significativos cuando se aplica la corrección secuencial de Bonferroni.

Se concluye que, aunque es arriesgado establecer una causalidad entre los distintos factores en estudios extensivos como el presente, parece claro que ciertos usos del suelo, como el girasol, afectan a la abundancia de las especies cinegéticas, tanto a nivel del paisaje general como al considerar su efecto aislado con respecto al factor altitud. A falta de estudios de más detalle, incidir sobre estas variables puede ser un mecanismo interesante a la hora de realizar una gestión orientada a la mejora del hábitat de estas especies cinegéticas.

Palabras clave: Estructura del hábitat, depredadores, caza menor, Castilla-La Mancha, España, *Alectoris rufa*, *Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*, *Vulpes vulpes*, *Canis familiaris*, *Pica pica*, *Corvus corone*.

SUMMARY

The relationships between some structural habitat variables and the abundance of some small game species (red-legged partridge, *Alectoris rufa*, european rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, and Mediterranean hare, *Lepus granatensis*) and the abundance of their main predators (foxs, *Vulpes vulpes*, wild dogs, *Canis familiaris*, magpie, *Pica pica*, carrion crow, *Corvus corone*, and raptors) are analyzed. We also studied the association between red-legged partridge mean flock size and predators abundance. The study was carried in 30 locations of Castilla-La Mancha region (Central Spain). The bird, rabbit and hares abundances were estimated by means of diurnal and nocturnal vehicle 25 km long transects. The fox and feral dog abundances were measured as the excrement numbers found in a 2 m wide and 3 km long stripe; this methodology was additionally used to calculate the rabbit abundance. The relationships among abundances and several landscape variables were analyzed by two different means: (i) paying attention to the landscape variable gross data (EA) and (ii) considering the residuals of these variables, obtained when a linear regression was applied among the altitudes (R).

The 25 km rabbit abundance was negatively related with the pasture surface and positively with the woodland numbers; this abundance was also positively related with the stubble surface and negatively with the sunflower surface, number of houses (EA), landscape uses and land use changes (R). When the Bonferroni secuencial correction is used, the pastures (EA) and sunflower surface were the only significantly related variables. Hare abundance was negatively correlated with the sunflower surface (EA and R) and the shrub extension (R). Both were not significatives when the Bonferroni secuencial correction was applied. The red-legged partridge abundance was positively associated with the number of hedges (EA), olive tree surface (EA) and woodland surface (R) and negatively with the sunflower surface (EA) and fallow land (R). All these relationship were not significant when the Bonferroni secuencial correction was applied.

In relation to predators, the fox abundance was negatively related with the sunflower surface (EA), while carrion crow abundances were negatively related with hedge numbers (EA and R) and postively

with woodlot number (R). Magpie abundance were positively correlated with the tracks number (EA), woodland surfaces (R) and woodlot number (R). Finally, the raptors were only related positively with pastures (EA). All those relationships were not significant after the Bonferroni sequential correction was used, with the exception of the relationship between carrion crow and the hedge numbers (AE).

The 25 km rabbit abundance residuals were positively related with the residuals of the fox abundance. There was also negative relation between carrion crow abundance (EA) and hare (EA) and red-legged partridge (EA and R) abundances. None of these relationships were significant when the Bonferroni sequential correction was applied. Fox (EA) and canids (EA and R) abundances were related negatively with the mean red-legged partridge flock size, and this significance is maintained in the case of canids when applying Bonferroni sequential correction. On the corvids, only the carrion crow (R) abundance shows a correlation with this variable, and it is not significant after Bonferroni sequential correction.

Although to establish a causality among the different factors involved in extensive studies as the present is risky, we can conclude that some land uses, as the sunflower, affect the small game species abundances, not only at a regional, landscape, scale, but also when considering these effects after the variable corrections by altitude. The intervention over these variables could be an interesting tool to develop a land management plan oriented to small game species habitat improvement.

Key words: Habitat structure, predators, small game, Castilla-La Mancha, Spain, *Alectoris rufa*, *Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*, *Vulpes vulpes*, *Canis familiaris*, *Pica pica*, *Corvus corone*.

INTRODUCCIÓN

La gestión cinegética de caza menor ha estado orientada básicamente hacia el incremento de la abundancia de efectivos cazables, utilizándose dos grandes conjuntos de medidas para ello: la mejora del hábitat y el control de depredadores (p.e. PEIRO 1997; MENA & MOLERA 1997; BALLESTEROS 1998). No obstante, los datos con los que se cuenta para la toma de decisiones sobre cómo realizar estas actuaciones son limitados. La selección de hábitat de las especies de caza menor ibéricas ha sido estudiada sólo en escasas ocasiones (ROGERS & MYERS 1979; BORRALHO & VAZ 1994; BRAZA & ÁLVAREZ 1986; NADAL 1995; LUCIO & PURROY 1987, 1992; LUCIO, 1991; PEIRO *et al.* 1993; CALZADA & MARTÍNEZ 1994; MARTÍN *et al.* 1997) y otro tanto ocurre con los principales depredadores de las mismas (BLANCO 1986; SOLER 1991). A esto se añade que la gran mayoría de estos estudios se han realizado en ámbitos locales, sin que exista en nuestro conocimiento un estudio en un marco regional que trate de relacionar las variables estructurales del hábitat con la abundancia de las especies cinegéticas y depredadores y las relaciones existentes para ambos grupos entre sí. Además, en escasas

ocasiones se ha intentado asociar los niveles de productividad de las presas con los depredadores, en un marco geográfico extenso.

Castilla-La Mancha, la región en España que quizás muestre mayor actividad cinegética de caza menor, resulta idónea para este tipo de análisis ya que, acorde con las diferencias que muestra en altitud (de 600 a 1.100 m s.n.m. en las áreas estudiadas), presenta una considerable variabilidad de usos agropecuarios y forestales inter e intra-provinciales. Las principales especies de caza menor en Castilla-La Mancha son la perdiz roja, *Alectoris rufa*, el conejo, *Oryctolagus cuniculus*, y la libre, *Lepus granatensis*, y las especies que más actuaciones de control generan son los cánidos (zorros, *Vulpes vulpes*, y perros asilvestrados, *Canis familiaris*) y los córvidos (urraca, *Pica pica*, y corneja, *Corvus corone*). Estas especies, junto a las rapaces, son las consideradas en este trabajo.

El objetivo de este estudio es analizar, en un total de 30 zonas de Castilla-La Mancha, las relaciones entre (1) las variables del hábitat y la abundancia de presas y depredadores, (2) la abundancia de presas y depredadores e internamente entre sí y (3) la abundancia de los depredadores y el tama-

ño de bando de las perdices. Se parte de las hipótesis de que (1) la abundancia de las presas y los depredadores está condicionada por ciertas variables del hábitat, (2) existe una relación entre la abundancia de presas y depredadores, y aunque teóricamente el signo de esta relación debería ser positivo, debido al control de los depredadores, posiblemente más intenso en las fincas con mayor tradición cinegética y abundancia de caza menor, la relación es de signo negativo, (3) existe una relación entre la abundancia de las distintas especies de caza menor y entre los depredadores y (4) la abundancia de ciertos depredadores es uno de los factores que puede afectar el tamaño de los bandos de perdiz.

MATERIAL Y MÉTODOS

Áreas de estudio y métodos

El estudio se realizó durante el mes de julio de 1996. Las localidades ($n=30$, figura 1) se seleccionaron en función de que fueran zonas importantes para la caza menor en las distintas provincias de Castilla-La Mancha y que estuviesen equitativamente repartidas entre las cinco provincias de la Comunidad.

Las características del hábitat se estimaron durante la realización de recorridos a pie, de 3 km de longitud, en los que se anotaron las siguientes variables: tiempo recorrido en (1) rastrojos, (2) barbechos, (3) arados, (4) cultivos de girasol, (5) pastizales, (6) matorrales arbustivos, (7) caméfitos de bajo porte, (8) viñedos, (9) olivares, (10) almendros y frutales y (11) arbolado; estas variables se transformaron en porcentajes en función del tiempo total transcurrido durante el recorrido. Adicionalmente se consideraron también el número de (12) árboles aislados y (13) montones de piedras en una banda de 25 m a ambos lados del observador, (14) número de linderos y (15) caminos intersectados, (16) número de cortijos en una banda de 200 m a ambos lados de la línea de progresión, (17) número de bosquetes en esta misma banda y (18) cambios de uso entre las diferentes parcelas de cultivo. Finalmente, se calcularon (19) la diversidad de usos en cada área mediante el índice de Shannon-Weaver

y (20) el tamaño de las parcelas, estimado como el inverso del número de parcelas intersectadas en los 3 km de recorrido.

La abundancia específica de las especies cinegéticas y depredadores se estimó mediante métodos diferentes según especies. La abundancia de conejos y liebres se evaluó a través de dos estimas de abundancia, el número de individuos observa-

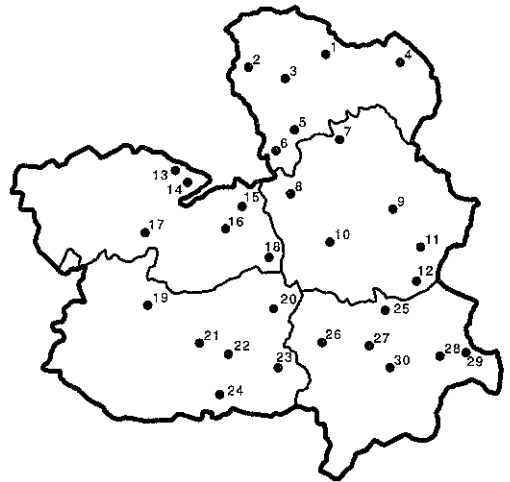


Fig. 1. Localización de las áreas de estudio. Guadalajara: 1, Sigüenza (41°03'N, 2° 40' W, 1.000 m); 2, Casa de Uceda (40°51'N, 3°20' W, 900 m); 3, Gajanejos (40°50'N, 2°52' W, 1.000 m); 4, Molina Aragón (40°52'N, 1° 52' W, 1.100 m); 5, Fuentelencina (40°33'N, 2°50' W, 900 m); 6, Albares (40°19'N, 3° 03' W, 700 m). Cuenca: 7, Canalejas del Arroyo (40°23'N, 2° 28' W, 800 m); 8, Uclés (39°58'N, 2° 52' W, 800 m); 9, Arcas (40°00'N, 2° 08' W, 900 m); 10, La Hinojosa (39°43'N, 2° 25' W, 900 m); 11, Campillo de Alto Buey (39°38'N, 1° 45' W, 900 m); 12, Iniesta (39°25'N, 1° 43' W, 700 m). Toledo: 13, Illescas (40°09'N, 2° 51' W, 600 m); 14, Numancia de la Sagra (40°05'N, 3° 48' W, 500 m); 15, Villatorbas (39°55'N, 3° 20' W, 700 m); 16, Tembleque (39°42'N, 3° 30' W, 600 m); 17, Pulgar (39°43'N, 4° 08' W, 700 m); 18, Quintanar de la Orden (39°37'N, 3° 00' W, 700 m). Ciudad Real: 19, Porzuna (39°10'N, 4° 08' W, 700 m); 20, Tomelloso (39°11'N, 3° 00' W, 600 m); 21, Moral de Calatrava (38°50'N, 3° 32' W, 800 m); 22, Valdepeñas (38°44'N, 3° 20' W, 800 m); 23, Villanueva de Los Infantes (38°45'N, 2° 58' W, 800 m); 24, Viso del Marqués (Peñalajo, 38°35'N, 3° 28' W, 800 m). Albacete: 25, Tarazona de La Mancha (39°15'N, 1° 55' W, 700 m); 26, El Bonillo (38°56'N, 3° 32' W, 1.000 m); 27, Balazote (38°55'N, 2° 08' W, 700 m); 28, Villar de Chinchilla (38°55'N, 1° 34' W, 900 m); 29, Alpera (38°58'N, 1° 16' W, 800 m); 30, Pozohondo (38°42'N, 1° 52' W, 900 m).

dos en un recorrido de 25 km realizado en vehículo durante la noche por caminos rurales (CON25 y LIE25), entre las 23,00 y 3,00 horas solares, y el número de grupos de excrementos de cada especie detectados en los recorridos a pie de 3 km, fuera de los caminos rurales, en una banda de 1 m a ambos lados del observador (EXCON3 y EXLIE3). En los análisis posteriores no se consideró la variable EXLIE3 por estar fuertemente correlacionada con LIE25 y ser su tamaño muestral menor. La abundancia de perdices (PERD) se estimó mediante el conteo de los individuos vistos u oídos en estos mismos recorridos de 25 km, pero realizados durante horas diurnas. Así mismo, para esta especie se apuntó el tamaño de los bandos de perdiz roja observados con pollos de tamaño superior o igual a una codorniz (TBAN), como medida del éxito reproductivo en cada área.

La abundancia de los depredadores se estimó con metodologías semejantes a las de las presas. La abundancia de zorros y perros se midió mediante dos métodos: el conteo del número de excrementos encontrados en una banda de 2 m en los recorridos de 3 km (ZORR y PERR) y los avistados durante los transectos nocturnos de 25 km. Estos últimos datos no se utilizaron en los análisis estadísticos debido al bajo número de registros.

La abundancia de cornejas y urracas (CORN y URRRA) se calculó como el número de individuos detectados en los 25 km de muestreo diurno, al igual que en las rapaces (RAP). En este último grupo no se incluyeron los cernícalos común y primilla, los buitres y el alimoche. Adicionalmente, se calculó la abundancia de cánidos (CAN), como la suma del número de excrementos detectados en los recorridos de 3 km de zorros y perros, y la abundancia de córvidos (CORV), estimada como la suma de urracas y cornejas.

Tratamiento de datos

Los resultados de estos censos se han analizado de tres formas diferentes. En primer lugar, para relacionar las variables de uso y características del hábitat con la abundancia de especies cinegéticas y depredadores se han establecido correlaciones de Spearman entre ellas. No obstante, debido a

que un análisis previo mediante regresiones demostró que la mayoría de los usos estaban estrechamente relacionados con la altitud, y por lo tanto ofrecían una visión sesgada de su importancia real para las especies, se han utilizado también para estas correlaciones los residuos originados al ajustar una regresión lineal considerando como variable independiente la altitud y como dependiente los usos y variables del hábitat. La latitud no fue incluida para calcular los residuos debido a que su relación con los usos era significativa sólo en contadas ocasiones. Las variables porcentuales de usos (variables 1-11) se transformaron para la regresión mediante la expresión arcoseno, con el fin de normalizarlas.

En segundo lugar, se ha analizado la relación entre la abundancia de especies cinegéticas y depredadores y la relación interna dentro de cada grupo. El procedimiento de análisis ha sido similar al anterior, puesto que un análisis previo también demostró que ciertos depredadores y presas estaban estrechamente relacionados con la altitud y escasamente con la latitud.

En tercer lugar, se han analizado las relaciones entre el tamaño de bando de las perdices adultas, bien con la abundancia de depredadores, bien con los residuos de la abundancia de estos depredadores considerando, como en casos precedentes, a la altitud como variable independiente.

Al tratarse de comparaciones múltiples existe el riesgo de incurrir, para un nivel de significación determinado, en un error Tipo II. Por ello, además de los valores de probabilidad obtenidos en las pruebas, se ha incluido también los resultados de la corrección secuencial de Bonferroni, considerando únicamente aquellas relaciones que a priori podían afectar a la abundancia de las distintas especies. No obstante, tal como señala CHANDLER (1995), este tipo de corrección resulta en ocasiones excesivamente conservadora, por lo que los resultados se han interpretado fundamentándose en los obtenidos sin corregir, siempre que tuviesen un significado biológico claro.

El programa utilizado para todos los cálculos fue STATISTICA v. 4.5 (STATISTICA 1994). El nivel de significación establecido fue de $\alpha=0,05$.

RESULTADOS

Relación entre las variables del hábitat y abundancia de presas y depredadores

Los valores medios provinciales de las variables de hábitat consideradas y de la abundancia de presas y depredadores se exponen en la tabla 1. Las diferencias interprovinciales en cuanto a las variables

del hábitat no son en la mayoría de los casos significativas (tabla 1), a excepción de la superficies en girasol y pastizales. Esto es debido posiblemente a que existe en todas las provincias una considerable variación altitudinal (figura 1). Las diferencias entre las abundancias de las presas sí resultan en muchos casos significativas, al igual que, entre los depredadores, la corneja (tabla 1).

TABLA 1

VALORES MEDIOS DE LOS MUESTREOS POR PROVINCIAS (n=6) Y DESVIACIÓN TÍPICA DE LA MUESTRA DE LOS DISTINTOS PARÁMETROS CONSIDERADOS. SE HA INCLUIDO TAMBIÉN EL VALOR DE SIGNIFICACIÓN DEL TEST DE KRUSKAL-WALLIS RESULTANTE DE COMPARAR ENTRE PROVINCIAS LAS DIFERENTES VARIABLES. LOS CÓDIGOS UTILIZADOS SON LOS SIGUIENTES: EXCON3, ABUNDANCIA ESTIMADA EN LOS RECORRIDOS DE 3 KM; CON25 Y LIE25, ABUNDANCIA ESTIMADA DE CONEJO Y LIEBRE, RESPECTIVAMENTE, EN LOS 25 KM DE RECORRIDOS EN COCHE. {AVERAGE PROVINCIAL VALUES (n=6) AND STANDARD DEVIATION OF THE DIFFERENT CONSIDERED VARIABLES. THE SIGNIFICATION VALUE OF THE KRUSKAL-WALLIS TEST TO COMPARE AMONG PROVINCES FOR THE DIFERENT VARIABLES WERE ALSO INCLUDED. THE CODES UTILIZED ARE THE FOLLOWING: EXCON3, RABBIT ABUNDANCE ESTIMATED DURING THE 3 KM CENSUSES; CON25 AND LIE25, RABBIT AND HARE ABUNDANCES ESTIMATED DURING THE 25 KM CAR CENSUSES}

	Guadalajara		Cuenca		Toledo		Ciudad Real		Albacete		P
	Media	Std	Media	Std	Media	Std	Media	Std	Media	Std	
Rastrojo	41,93	31,34	49,90	13,88	43,90	25,30	35,00	25,17	62,22	19,71	0,395
Barbecho	0,56	1,38	0,85	1,52	4,78	11,09	0,00	0,00	1,19	2,34	0,589
Girasol	9,53	12,92	27,64	17,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	1,06	0,000
Arado	13,37	21,72	6,16	7,60	22,84	8,94	19,96	19,51	15,42	4,35	0,149
Pastizal	14,14	16,29	0,23	0,56	3,47	5,55	6,27	9,80	0,00	0,00	0,026
Matorral	0,72	1,75	0,20	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00	3,61	6,35	0,368
Caméfitos	4,13	8,86	4,23	6,15	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	2,92	0,088
Vñedos	1,79	4,39	6,13	12,71	12,04	18,29	16,06	17,61	11,89	14,10	0,457
Olivares	7,11	17,40	3,48	5,03	7,70	11,54	18,61	26,33	0,00	0,00	0,133
Almen. y frutales	0,00	0,00	0,50	1,22	0,62	1,51	0,00	0,00	0,48	1,17	0,707
Arbolado	5,20	5,28	0,69	1,70	4,65	11,39	3,95	9,67	3,57	8,75	0,362
N.º arb. aislados	7,17	8,70	9,67	7,00	3,33	5,82	5,00	5,87	2,17	2,14	0,336
Májanos	3,83	4,02	6,17	6,85	5,00	5,22	2,00	1,26	3,83	4,36	0,943
Linderos	2,50	2,59	4,00	2,83	8,67	7,26	7,67	5,99	1,33	1,21	0,088
Camínos	2,17	1,33	2,00	0,00	4,00	2,37	4,83	3,49	2,83	1,17	0,195
Cortijos	0,67	0,52	0,50	0,84	2,50	1,64	1,67	2,25	0,50	0,84	0,125
N.º bosquetes	1,67	2,07	1,33	1,21	1,17	1,83	0,67	1,21	2,33	1,63	0,345
Cambios uso	18,17	13,06	12,67	4,84	17,67	6,89	10,67	5,92	9,17	4,54	0,208
Tám. parcelas	183,71	76,90	207,66	64,29	131,30	36,65	191,91	73,72	249,19	84,80	0,076
Diversidad	1,60	0,60	1,61	0,47	1,56	0,35	1,45	0,42	1,38	0,62	0,857
Excon3	1,17	1,60	1,33	1,37	2,83	2,48	9,50	17,09	21,50	36,27	0,084
Con25	2,33	3,61	1,50	3,21	1,83	1,17	17,67	38,89	22,17	32,43	0,033
Lie25	2,50	1,87	1,00	0,89	5,67	5,61	5,83	3,71	4,17	2,79	0,032
Perdiz	5,83	9,72	1,83	1,94	33,50	19,74	41,83	40,10	8,50	7,69	0,002
Zorros	0,67	1,03	1,33	1,97	0,67	1,03	0,33	0,52	0,17	0,41	0,706
Cánidos	1,17	0,75	1,50	2,07	0,83	1,33	0,50	0,55	0,17	0,41	0,287
Cornejas	9,50	5,68	3,50	2,88	0,33	0,82	0,33	0,82	4,67	4,80	0,003
Urracas	9,67	10,46	2,67	4,18	14,33	13,38	8,67	8,82	13,50	9,65	0,118
Córvidos	19,17	9,33	6,17	4,17	14,67	13,54	9,00	9,36	18,17	9,37	0,097
Rapaces	16,50	36,08	0,33	0,52	1,00	1,10	0,33	0,52	1,50	2,07	0,356

TABLA 2

RESULTADOS DE LAS CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LA ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES Y DEPRADADORES Y LAS VARIABLES BRUTAS DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS ZONAS Y LOS RESIDUOS DE ESTAS VARIABLES, CALCULADOS TOMANDO LA ALTITUD COMO VARIABLE INDEPENDIENTE. EN ESTE ANÁLISIS NO SE HAN CONSIDERADO LOS CÁNIDOS Y LOS CÓRVIDOS, PUESTO QUE LOS ZORROS Y LOS PERROS Y LAS URRACAS Y CORNEJAS MOSTRABAN UNAS PREFERENCIAS DIFERENTES RESPECTO A LAS VARIABLES DEL HÁBITAT. SE HAN INCLUIDO ÚNICAMENTE AQUELLAS VARIABLES EN QUE $p < 0,05$. EN NEGRITAS FIGURAN AQUELLAS VARIABLES QUE SON SIGNIFICATIVAS AL APLICAR EL TEST SECUENCIAL DE BONFERRONI CON UN NIVEL DE SIGNIFICACIÓN DE $\alpha = 0,05$. N=30 EN TODOS LOS CASOS. LOS CÓDIGOS DE LAS VARIABLES SON SEMEJANTES A LOS DE LA TABLA 1. (SPEARMAN RANK CORRELATION VALUES BETWEEN THE ABUNDANCE OF PREY AND PREDATOR SPECIES AND THE HABITAT VARIABLES ORIGINALS AND RESIDUALS. CANIDS AND CORVIDS AS GROUPS WERE NOT INCLUDED IN THESE ANALYSIS BECAUSE OF THE OPPOSITE TRENDS BETWEEN FOX AND FERAL DOGS, AND BETWEEN MAGPIE AND CARRION CROW. ONLY THOSE RELATIONSHIPS IN WHICH $p < 0,05$ WERE INCLUDED. THE SIGNIFICANT CORRELATIONS AFTER APPLYING THE BONFERRONI SECUENCIAL TEST ARE BOLD SINGALED. N=30 IN ALL CASES. CODES AS IN TABLE 1)

Comparación	Originales		Residuos	
	r_s	P	r_s	P
Excon3 vs. girasol		n.s.	-0,389	0,0339
Excon3 vs. pastizal	-0,424	0,020	-0,375	0,0412
Excon3 vs. n1 de bosquetes	0,430	0,018	0,458	0,011
Con25 vs. rastrojos	0,477	0,010	0,483	0,007
Con25 vs. girasol	-0,418	0,022	-0,561	0,001
Con25 vs. pastizal	-0,534	0,000	-0,468	0,009
Con25 vs. cortijos	-0,366	0,047		n.s.
Con25 vs. n1 de bosquetes	0,476	0,010	0,492	0,006
Con25 vs. cambios uso		n.s.	-0,362	0,0496
Con25 vs. diversidad	-0,431	0,017	-0,430	0,0176
Lie25 vs. girasol	-0,459	0,011	-0,408	0,0254
Lie25 vs. carnefitos	-0,462	0,010		n.s.
Perdices vs. barbechos		n.s.	-0,415	0,0225
Perdices vs. girasol	-0,477	0,010		n.s.
Perdices vs. arbustivo		n.s.	0,475	0,008
Perdices vs. olivos	0,386	0,035		n.s.
Perdices vs. n.º de linderos	0,415	0,023		n.s.
Zorros vs. girasoles	0,363	0,049		n.s.
Cornejas vs. n.º de linderos	-0,551	0,000	-0,417	0,022
Cornejas vs. n.º de bosquetes	0,371	0,043		n.s.
Urracas vs. arbustivo		n.s.	0,424	0,0196
Urracas vs. n.º de árboles		n.s.	0,439	0,0151
Urraca vs. n.º de caminos	0,397	0,030		n.s.
Rapaces vs. pastizales	0,423	0,020	-	

La abundancia de ciertas especies cinegéticas y de depredadores está relacionada con toda una serie de variables del hábitat sin transformar (tabla 2). La abundancia de conejos, estimada como EXCON3 o como CON25, se relaciona negativamente con la superficie en pastizal y positivamente con el número de bosquetes; esta última estima de abundancia (CON25) se relaciona también positivamente con la superficie en rastrojo y negativamente con girasol, número de cortijos y diversidad

de usos. Si se aplica la corrección secuencial de Bonferroni únicamente el pastizal resulta significativo.

Este panorama resulta parecido si la comparación se realiza con los residuos de las variables respecto la altitud. Las únicas diferencias que se obtienen respecto al análisis inicial son que EXCON3 está relacionada negativamente con la superficie en girasol, que el número de cortijos no se relaciona con los conteos de 25 km (CON25) y que

los cambios de uso entre parcelas están asociados positivamente con esta misma estima de abundancia. Aplicando la corrección secuencial de Bonferroni, únicamente el girasol resulta significativo.

La abundancia de liebres está relacionada con menos variables, existiendo una relación negativa con la superficie en girasol, tanto en las variables transformadas como en los residuos; también los datos de superficie de caméfitos transformados se relacionan negativamente con la abundancia de este lagomorfo. Ninguno de estos resultados resultó significativo al aplicar la corrección secuencial de Bonferroni.

La abundancia de perdices también presenta relaciones significativas con algunas características del hábitat, aunque la identidad de las variables varía si se consideran los valores originales o los residuos. En el primer caso, existe una relación positiva con el número de linderos y la superficie de olivar y negativa con la superficie en girasol. En el segundo, únicamente se relaciona con las superficies en barbechos y árboles, con signo negativo y positivo, respectivamente. Al igual que en el caso anterior, estas relaciones no son significativas al aplicar la corrección secuencial de Bonferroni.

En cuanto a los depredadores, la abundancia de zorros se relacionó únicamente y de forma negativa con los datos originales de superficie en girasol. Las cornejas y urracas sí presentan mayor número de asociaciones, aunque distintas entre sí. La primera especie se relaciona negativamente con los datos originales y los residuos del número de linderos y positivamente con los residuos del número de bosquetes. La abundancia de urracas está correlacionada positivamente con los datos originales del número de caminos y con los residuos de la superficie de arbolado y el número de bosquetes. Finalmente, las rapaces sólo se relacionaron positivamente con los datos originales de superficie de pastizal. Al aplicar la corrección secuencial de Bonferroni, sólo la relación entre la abundancia de cornejas y los datos no transformados del número de linderos resultó significativa.

Relaciones entre la abundancia de las presas y depredadores

Las relaciones entre la abundancia de las presas y los depredadores muestran ciertas correlaciones significativas aunque, cuando se relativizan mediante la corrección secuencial de Bonferroni, estas resultan en casi todos los casos no significativas (tabla 3). No obstante, sin utilizar esta corrección, existe una relación positiva entre los residuos de la abundancia del conejo (CON25) con los residuos de la abundancia de zorros y una relación negativa entre los datos sin transformar de abundancia de la corneja con la abundancia de liebre y perdiz roja, relación que se mantiene también en el caso de la perdiz roja cuando se utilizan los residuos.

Relaciones internas entre la abundancia de las presas y entre la abundancia de depredadores

Los resultados de estos dos análisis se muestran en la tabla 4. La abundancia de las especies de presas parecen estar relacionadas entre sí, pudiendo interpretarse como que las mejores zonas cinegéticas son aquellas que presentan la mayor abundancia de todas las especies. Este hecho se ve también confirmado, aunque en menor medida, al considerar los residuos.

En cuanto a las especies de depredadores, la abundancia de la mayoría de ellos no está relacionada. Tan sólo se observa una relación entre la abundancia de rapaces y córvidos, y de los residuos de la abundancia de las rapaces con las cornejas y los córvidos (tabla 4).

Relaciones entre la abundancia de los depredadores y el tamaño de bando de las perdices

Los valores brutos de abundancia de zorros y cánidos en las distintas localidades se encuentran asociados negativamente con el tamaño medio de los bandos de perdices y también con los residuos de transformar las abundancias de este último grupo en función de la altitud, incluso en el caso de los cánidos cuando se aplica la corrección

TABLA 3

RESULTADOS DE LAS CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LA ABUNDANCIA DE PRESAS Y DEPREDADORES TENIENDO EN CONSIDERACIÓN LOS VALORES DE ABUNDANCIA OBTENIDOS Y LOS RESIDUOS DE ESTAS VARIABLES, CALCULADOS TOMANDO LA ALTITUD COMO VARIABLE INDEPENDIENTE. SE HAN INCLUIDO ÚNICAMENTE AQUELLAS VARIABLES EN QUE $p < 0,05$. EN NEGRITAS FIGURAN AQUELLAS VARIABLES QUE SON SIGNIFICATIVAS AL APLICAR EL TEST SECUENCIAL DE BONFERRONI CON UN NIVEL DE SIGNIFICACIÓN DE $\alpha = 0,05$. N=30 EN TODOS LOS CASOS. LOS CÓDIGOS DE LAS VARIABLES SON SEMEJANTES A LOS DE LA TABLA 1. (SPEARMAN RANK CORRELATION OBTAINED BETWEEN THE ABUNDANCE OF PREY AND PREDATOR SPECIES CONSIDERING THE ORIGINAL AND RESIDUAL VALUES. ONLY THOSE RELATIONSHIPS IN WHICH $p < 0,05$ WERE INCLUDED. THE SIGNIFICANT CORRELATIONS AFTER APPLYING THE BONFERRONI SECUENTIAL TEST ARE BOLD SIGNED. N=30 IN ALL CASES. CODES AS IN TABLE 1)

Comparación	Originales		Residuos	
	r_s	P	r_s	P
Con25 vs. zorros			0,4056	0,0262
Liebre vs. corneja	-0,4228	0,0199		
Perdiz vs. corneja	-0,634	0,0002	-0,3899	0,0332

secuencial de Bonferroni (tabla 5). En cuanto a los córvidos, bien considerados específicamente o como grupo, y las rapaces, los resultados no son significativos, a excepción de los residuos de las cornejas, que tampoco resultan significativos cuando se aplica la corrección secuencial de Bonferroni. Aunque en ocasiones no se llegue al grado de significación, las relaciones entre la abundancia de depredadores y el tamaño de bando es siempre negativa.

DISCUSIÓN

La abundancia de las especies cinegéticas en relación con las variables del hábitat

Los resultados obtenidos parecen indicar que ciertas variables del hábitat afectan a la densidad de las especies cinegéticas. La abundancia del conejo está determinada en muchas ocasiones por factores diferentes al tipo de hábitat, como pueden ser la incidencia local de la mixomatosis y la neumonía

TABLA 4

RESULTADOS DE LAS CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LA ABUNDANCIA DE PRESAS ENTRE SI Y DEPREDADORES ENTRE SI TENIENDO EN CONSIDERACIÓN LOS VALORES DE ABUNDANCIA OBTENIDOS Y LOS RESIDUOS DE ESTAS VARIABLES, CALCULADOS TOMANDO LA ALTITUD COMO VARIABLE INDEPENDIENTE. SE HAN INCLUIDO ÚNICAMENTE AQUELLAS VARIABLES EN QUE $p < 0,05$, PERO NO LOS RESULTADOS DE AQUELLAS QUE NO FUESEN TOTALMENTE INDEPENDIENTES, TALES COMO LAS DISTINTAS MEDIDAS DE ABUNDANCIA DE UNA MISMA ESPECIE (P.E. ECON3 VS. CON25) O AQUELLAS QUE FUESEN EL RESULTADO DEL SUMATORIO DE LA ABUNDANCIA DE DOS O MÁS ESPECIES (P.E. CORNEJAS VS. CORVIDOS). EN NEGRITAS FIGURAN AQUELLAS VARIABLES QUE SON SIGNIFICATIVAS AL APLICAR EL TEST SECUENCIAL DE BONFERRONI CON UN NIVEL DE SIGNIFICACIÓN DE $\alpha = 0,05$. N=30 EN TODOS LOS CASOS. LOS CÓDIGOS DE LAS VARIABLES SON SEMEJANTES A LOS DE LA TABLA 1. (SPEARMAN RANK CORRELATION OBTAINED BETWEEN THE INTERNAL ABUNDANCE OF PREYS AND THE INTERNAL ABUNDANCE OF PREDATOR SPECIES, CONSIDERING THE ORIGINAL AND RESIDUAL VALUES. ONLY THOSE RELATIONSHIPS IN WHICH $p < 0,05$ WERE INCLUDED. THOSE VARIABLES NOT ABSOLUTELY INDEPENDENTS WERE NOT CONSIDERED. THE SIGNIFICANT CORRELATIONS AFTER APPLYING THE BONFERRONI SECUENTIAL TEST ARE BOLD SIGNED. N=30 IN ALL CASES. CODES AS IN TABLE 1)

Comparación	Originales		Residuos	
	r_s	P	r_s	P
Excon3 vs. liebres	0,3827	0,0368	n.s.	n.s.
Con25 vs. liebres	0,4639	0,0098	0,5569	0,0014
Lieb25 vs. perdices	0,5464	0,0018	0,6083	0,0004
Cornejas vs. rapaces	n.s.	n.s.	0,4018	0,0278
Córvidos vs. rapaces	0,401	0,0281	0,4829	0,0069

vírica o la presión cinegética (p.e. ROGERS *et al.* 1994), pero también por otras variables relacionadas con las características del propio hábitat, como pueden ser la presencia de sustratos para realizar madrigueras (BALLESTEROS 1998), de vaguadas con pastos húmedos o de majanos (ROGERS & MYERS 1979; BORRALHO & VAZ 1994) y la diversidad de la vegetación (PEIRO & SEVA 1993). En nuestro caso, sólo las relaciones con tres variables del hábitat muestran resultados consistentes, tanto al tener en cuenta los dos tipos de muestreos de abundancia de conejos, como al considerar los

TABLA 5

RESULTADOS DE LAS CORRELACIONES DE SPEARMAN ENTRE LOS VALORES OBTENIDOS DE ABUNDANCIA DE DEPREDADORES Y LOS RESIDUOS DE ESTAS VARIABLES, CALCULADOS TOMANDO LA ALTITUD COMO VARIABLE INDEPENDIENTE, Y EL TAMAÑO MEDIO DE LOS BANDOS DE PERDICES. LOS VALORES BRUTOS EN QUE $p < 0,05$ SE HAN SEÑALADO CON *ITÁLICAS* Y EN **NEGRITAS** FIGURAN AQUELLAS VARIABLES QUE SON SIGNIFICATIVAS AL APLICAR EL TEST SECUENCIAL DE BONFERRONI CON UN NIVEL DE SIGNIFICACIÓN DE $\alpha = 0,05$. $N = 24$ EN TODOS LOS CASOS. (SPEARMAN RANK CORRELATION OBTAINED BETWEEN THE PREDATOR SPECIES ABUNDANCE AND THE MEAN RED-LEGGED PARTRIDGE FLOCK SIZE. THE ORIGINAL VALUES IN WHICH $p < 0,05$ ARE IN *ITALICS* AND THE SIGNIFICANT CORRELATIONS AFTER APPLYING THE BONFERRONI SEQUENTIAL TEST ARE **BOLD** SIGNED. $N = 24$ IN ALL CASES)

	Originales		Residuos	
	<i>r_s</i>	<i>P</i>	<i>r_s</i>	<i>P</i>
Zorros	-0,4895	<i>0,0152</i>	-0,2248	0,2908
Cánidos	-0,4271	<i>0,0374</i>	-0,533	<i>0,0073</i>
Cornejas	-0,2365	0,2659	-0,4692	<i>0,0207</i>
Urracas	-0,218	0,3062	-0,1169	0,5864
Córvidos	-0,3461	0,0975	-0,3717	0,0737
Rapaces	-0,1405	0,5124	-0,2231	0,2948

datos brutos o los residuos. Estas relaciones son de carácter negativo con la superficie en girasol y de pastizal, y de tipo positivo con los bosquetes. La primera y la tercera de ellas son bastante lógicas, debido a que los cultivos de girasol, comparados con el cereal, ofrecen menos recursos tróficos al conejo; así mismo, los bosquetes ofrecen refugio a esta especie, y pueden condicionar por tanto su densidad. Parece por ello normal que se establezca una relación con estas variables, tanto a escala de los usos paisajísticos sin transformar, como de estos usos controlados por la variable altitud.

La relación existente con el pastizal está menos clara, aunque también parece consistente con los resultados obtenidos. Una posible explicación a este hecho es que las mayores superficies de pastizal se encuentran en los suelos calcáreos, más pobres y de mayor pedregosidad, siendo estos suelos poco adecuados para el establecimiento de las huras cuando la topografía no es quebrada. El resto de las relaciones con las variables considera-

das (positiva con la superficie de rastrojos y negativa con los cortijos, cambios de uso y diversidad) varía su significación dependiendo de la metodología utilizada para estimar la abundancia del conejo y de si se utilizan los datos brutos o los residuos. En este sentido, deben considerarse como resultados orientativos, a confirmar en otros estudios de ámbito geográfico extenso.

La abundancia de las liebres se ha relacionado en Portugal principalmente con pastizales (véase no obstante PEPIN 1977), sobre todo en invierno, pero también con los campos de cereal y cultivos en regadío y girasoles, evitando los arrozales y cultivos abandonados y los alcornocales (BORRALHO & VAZ, 1994). También TAPPER & BARNES (1986) han demostrado que esta especie prefiere alimentarse en cereales no desarrollados y que adapta su comportamiento al desarrollo de los cultivos (véase también CALZADA & MARTÍNEZ 1994); además, según estos autores, en sus ámbitos vitales la liebre explota preferentemente aquellas zonas donde pueden acceder a mayor variabilidad de cultivos, estando el número de liebres en otoño correlacionado con la diversidad del paisaje.

En nuestro caso, la abundancia de las liebres, al igual que la de conejos, está correlacionada negativamente con los datos brutos y los residuos de la superficie en girasol, y con el mismo signo con los datos brutos de la superficie de matorral, pero no con los residuos al corregirlos por la altitud. Estas dos relaciones son claramente interpretables, puesto que se trata de una especie que, en general, muestra una clara preferencia por los medios abiertos, siendo una excesiva cobertura y desarrollo de la vegetación factores que pueden afectar negativamente su densidad.

Las relaciones de la abundancia de la perdiz roja en la península con las variables del hábitat se conocen algo mejor que en las otras especies cinegéticas. Aunque su selección de hábitat muestra diferencias estacionales notables, la diversidad de sustratos agrarios, así como la presencia de matorrales y tomillares, son variables que parecen estar asociadas con su abundancia en distintos estudios (BRAZA & ÁLVAREZ 1986; BORRALHO & VAZ 1994; LUCIO & PURROY 1992; LUCIO 1991; PEIRO *et al.* 1993; MARTÍNEZ & DE JUANA 1996).

En medios agrícolas la perdiz roja parece mostrar preferencia por zonas donde quedan retazos de vegetación arbustiva, tales como viñedos y tomillares; en estos medios también mostraría una selección por zonas con mayor número de linderos y una tendencia a ocupar áreas más homogéneas durante otoño e invierno y los cultivos de cereal en invierno (LUCIO & PURROY 1992). Los resultados obtenidos en Castilla-La Mancha confirman sólo parcialmente estos resultados. Al igual que ocurría con las especies anteriores, la perdiz roja muestra una relación negativa con los valores brutos de superficie en girasol y positiva con el mismo tipo de datos de superficie en olivares y número de linderos, y también positiva con los residuos de la extensión del matorral. No obstante, los valores más directamente relacionados con la diversidad agraria (tamaño de las parcelas, cambios de uso y diversidad), que aparecen como variables relevantes en los otros estudios (ver citas anteriores), no parecen en nuestro caso condicionar la densidad de la perdiz roja.

En conjunto, se aprecia claramente que todas las especies cinegéticas muestran una relación negativa con la superficie de girasol, tanto si se tienen en consideración los valores originales como los residuos, lo cual puede deberse a que este cultivo se sitúa preferentemente en zonas más productivas y por consiguiente habitualmente más intensivas (véase p.e. SUÁREZ *et al.* 1999). Las otras variables que parecen afectar la densidad de estas especies varían según la especie cinegética en cuestión.

La abundancia de depredadores en relación con las variables del hábitat, asociación con las presas y entre sí

Las relaciones de los depredadores con las variables del hábitat no parecen tan claras como en el caso de las especies cinegéticas, reflejando en cierta medida el carácter oportunista de estos. Así, la abundancia del zorro sólo está relacionada negativamente con los datos brutos de la superficie de girasol, aunque no con los residuos, lo cual parece indicar que, aisladamente, ninguna variable estudiada condiciona la abundancia del zorro, lo cual confirma el carácter ecléctico de este mamífero (LLOYD 1980).

En cuanto a los dos córvidos considerados, las relaciones que se establecen con las variables parecen ser distintas entre sí. La corneja se relaciona negativamente con el número de lindes intersectadas, tanto considerando los datos brutos como los residuos. Este hecho, unido a que la abundancia de la especie se relaciona con los datos brutos del número de bosquetes, puede interpretarse como que a nivel de paisaje es más abundante en zonas de cultivos cerealistas extensos con presencia de bosquetes, tal como ha sido señalado anteriormente por numerosos autores (WAITE 1984; BOSSEMA *et al.* 1986; SOLER 1991; PLEGUEZUELOS 1992; ANDRÉN 1992). Las relaciones de la urraca con las superficies de matorral y número de árboles parecen responder a la necesidad de esta especie de estos elementos paisajísticos para su nidificación (TELLERÍA *et al.*, 1999). Esta relación entre estos dos córvidos y los ambientes próximos a árboles parece ser general en toda su área de distribución, requiriendo la corneja zonas forestales o retazos de vegetación arbórea de mayor extensión (ANDRÉN 1992).

Las relaciones entre la abundancia de los depredadores y la de las presas pueden interpretarse de dos formas diferentes. Por una parte, las relaciones de signo positivo que se establecen entre los residuos de la abundancia del conejo en los transectos de 25 km y los residuos de la abundancia del zorro indicarían que las localidades donde esta presa es más abundante también son más abundantes los zorros. Este hecho puede estar determinado tanto por la dinámica poblacional de esta última especie como por los extensos movimientos dispersivos y diarios que realiza (p.e. BLANCO 1986), concentrándose los individuos en las zonas donde existe mayor abundancia de conejos.

Por otra parte, las relaciones negativas que se establecen entre las liebres y perdices observadas en los 25 km de censo con la abundancia de cornejas deben estar causadas por una selección diferente de hábitat y no tanto porque esta especie tenga un efecto negativo sobre las poblaciones de liebres y perdices. El hecho de que las relaciones con respecto a la variable lindes sea de distinto signo en la perdiz roja y la corneja parece apoyar

la idea de que no existe una relación causal entre las abundancias de estas dos especies.

Las relaciones entre la abundancia de las presas entre sí son todas de signo positivo, estando prácticamente todas ellas correlacionadas, tanto si se consideran los datos brutos como los residuos. Este hecho indica que, a pesar de que las presas muestran unos requerimientos de hábitat diferentes entre ellas, en los cotos donde es abundante una especie cinegética de caza menor son abundantes también las demás, lo cual puede deberse a factores tales como la gestión e intensidad de la práctica cinegética. En el caso de los depredadores, esta relación no se establece y tan solo existe una relación de signo positivo entre las cornejas y córvidos con las rapaces, sugiriendo que los distintos depredadores no tienden a concentrarse en localidades concretas.

Relaciones con el tamaño de bando

El tamaño de bando de las perdices está influido por la depredación de nidos y pollos, pero también por otros factores que influyen en el tamaño de puesta y la supervivencia de los pollos, como pueden ser el tipo, calidad y estructura del hábitat, las condiciones climatológicas del año en cuestión, etc. (POTTS 1986; RANDS 1985, 1986 1987; PANEK 1992). La depredación en nido de las especies que crían en el suelo suele ser en general elevada (véanse revisiones de MARTIN 1993 y YANES & SUÁREZ 1995). Estas tasas de depredación de los nidos afectan al tamaño de los bandos, puesto que las puestas de sustitución presentan tamaños de puesta sensiblemente inferiores a los de la primera (CRICK *et al.* 1993; ROWE *et al.* 1994). En Castilla-La Mancha, los principales depredadores de los nidos de perdiz roja son los cánidos y los córvidos, particularmente la urraca (YANES *et al.* 1998). En cuanto a la depredación de pollos, los escasos estudios existentes sobre la perdiz pardiella muestran que el espectro de depredadores es relativamente amplio (BRO 1998), y aunque los cánidos son los que producen mayores tasas de pérdidas de pollos, las rapaces, especialmente el aguilucho pálido (*Circus cyaneus*), pueden tener en ocasiones cierta influencia, concretamente en

ciertas localidades de Francia (BRO 1998). En este sentido parece lógico que exista una relación entre el tamaño de los bandos y la abundancia de cánidos y/o córvidos. Los resultados obtenidos muestran, por una parte, que el signo de las correlaciones entre el tamaño de bando de las perdices y la abundancia de los distintos depredadores es siempre negativo, y por otra, que sólo en ciertas especies esta relación es significativa (zorros, cánidos y cornejas). No obstante, únicamente en el caso de los cánidos son significativas las dos correlaciones (datos brutos y residuos). La ausencia de correlación en las rapaces parece mostrar que en las localidades estudiadas de Castilla-La Mancha su efecto en los tamaños de bando no son relevantes.

Es interesante señalar que también existe una correlación negativa entre la abundancia de perdices en las distintas localidades y el tamaño de bando ($r_s = -0,345$, $n=24$, $p < 0,05$), lo cual podría mostrar un carácter densodependiente de la depredación, aunque no debe descartarse también una relación densodependiente con la productividad de pollos.

No cabe duda que establecer una causalidad entre los distintos factores es arriesgado en estudios extensivos como el presente. No obstante, parece claro que ciertos usos del suelo como el girasol afectan a la abundancia de las especies cinegéticas, tanto a nivel del paisaje general como al considerar su efecto aislado con respecto al factor altitud. A falta de estudios de más detalle, incidir sobre estas variables puede ser un mecanismo interesante a la hora de realizar una gestión orientada a la mejora del hábitat de estas especies cinegéticas.

AGRADECIMIENTOS

A Sagrario Arrieta y Carlos Cummings por sus sugerencias y ayuda en la traducción. Carlo Tognoni ayudó durante la realización de los muestreos. Un revisor anónimo aportó valiosas sugerencias que sirvieron para mejorar el manuscrito original. Este estudio ha sido financiado por la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉN, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- BALLESTEROS, F. 1998. Las especies de caza mayor en España. Biología, ecología y conservación. Estudio y Gestión del Medio, Colección técnica, Oviedo.
- BLANCO, J.C. 1986. On the diet, size and use of home range and activity patterns of a red fox in Central Spain. *Acta Theriologica* 31: 547-556.
- BORRALHO, R. & VAZ, P. 1994. Predator/prey relationships in the southern Portugal. En: J. Murray-Evans (ed.), *The game conservancy review of 1993*, pp. 99-101. The Game Conservancy Trust, Hampshire.
- BOSSEMA, I., RÖEL, A. & BAEYENS, G. 1986. Adaptations to interspecific competition in five corvid species in the Netherlands. *Ardea* 74: 199-210.
- BRAZA, F. & ÁLVAREZ, F. 1986. Détermination des préférences d'habitat de la Perdrix Rouge par dénombrement d'excrements. *Bulletin de l'Office Nationale de la Chasse* 102: 25-26.
- BRO, E. 1998. Corrélat environnementaux du status démographique de la perdrix grise en France. These doctoral, Université Paris-sud, Paris.
- CALZADA, E. & MARTÍNEZ, F.J. 1994. Requerimientos y selección de hábitat de la liebre mediterránea (*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856) en un paisaje agrícola mesetario. *Ecología* 8: 381-394.
- CHANDLER, C.R. 1995. Practical considerations in the use of simultaneous inference for multiple test. *Animal Behaviour* 49: 524-527.
- CRICK, H.Q.P., GIBBONS, D.W. & MAGRATH, R.D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology* 62: 263-273.
- LOYD, H.G. 1980. *The red fox*. B.T. Batsford Ltd, Londres.
- LUCIO, A.J. 1991. Selección de hábitat de la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterráneos del NW de la Cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. *Ecología*, 5: 337-353.
- LUCIO, A.J. & PURROY, F.J. 1987. Selección de hábitat de *Alectoris rufa* en la llanura cerealista del SE de León. En: V. Ena (ed.), *Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 225-264. Junta de Castilla y León, León.
- LUCIO, A.J. & PURROY, F.J. 1992. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in Northwest Spain. *Gibier et Faune Sauvage* 9: 417-429.
- MARTIN, T.E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: Revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897-913.
- MARTÍN, J.A., MARTÍN, P., SÁNCHEZ, C., NAVESO, M.A. & MUÑOZ, A. 1997. Seguimiento mediante radio-emisores de una población de liebre ibérica. En: M. Rodríguez & J. Palacios (eds.), *La liebre*, pp. 57-89. Ed. MundiPrensa, Madrid.
- MARTÍNEZ, C. & DE JUANA, E. 1996. Breeding bird communities of cereal crops in Spain: Hábitat requirements. En: J. Fernández Gutiérrez y J. Sanz-Zuasti (eds.), *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 99-105. Junta de Castilla y León, Valladolid.

- MENA, Y. & MOLERA, M. 1997. Bases Biológicas y Gestión de Especies Cinegéticas en Andalucía. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- NADAL, J. 1995. Impacto de la predación sobre las poblaciones de perdiz roja. En: Predación, caza y vida silvestre, pp. 31-59. Fundación La Caixa/Aedos, Barcelona.
- PANEK, M. 1992. The effect of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chicks in Poland during 1987-89. *Journal of applied Ecology* 29: 745-750.
- PEIRÓ, V. 1997. Gestión Ecológica de Recursos Cinegéticos. Universidad de Alicante, Alicante.
- PEIRO, V. & SEVA, E. 1993. Le lapin de la garenne (*Oryctolagus cuniculus*) dans la province d'Alicante (sud-est de l'Espagne). *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 182: 2-7.
- PEIRO, V., SEVA, E. & ALMIÑANA, M. 1993. Selección de hábitat en una población de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en una zona de la sierra del sur de la provincia de Alicante. *Mediterranea Servicio Biología* 14:5-22.
- PEPIN, D. 1977. Biologie et devenir du lièvre. En: P. Pesson & M. Birkan (eds.), *Ecologie du petit gibier et aménagement des chasses*, pp. 249-265. Gauthiers-Villards, Paris.
- PLEGUEZUELOS, J.M. 1992. Avifauna nidificante de las Sierras Béticas Orientales y Depresión de Guadix, Baza y Granada. Universidad de Granada, Granada.
- POTTS, G.R. 1986. The partridge: Pesticides, predation and conservation. Collins, London.
- RANDS, M.R.W. 1985. Pesticide use on cereals and the survival of partridge chicks: A field experiment. *Journal of applied Ecology* 22: 49-54.
- RANDS, M.R.W. 1986. The effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of applied Ecology* 23: 479-487.
- RANDS, M.R.W. 1987. Hedgerow management for the conservation of partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. *Biological Conservation* 40: 127-139.
- ROGERS, P.M. & MYERS, K. 1979. Ecology of the European Wild Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (L.), in Mediterranean habitats. I. Distribution in the landscape of the Coto Doñana, S. Spain. *Journal of applied Ecology* 16: 691-703.
- ROGERS, P.M., ARTHUR, C.P. & SORIGUER, R.C. 1994. The rabbit in continental Europe. En: H.V. Thompson & C.M. King (eds.), *The European Rabbit. The history and biology of a successful colonizer*, pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- ROWE, L., LUDWING, D. & SCHLUTER, D. 1994. Time, condition, and seasonal decline of avian clutch size. *American Naturalist* 143: 698-722.
- SOLER, J.J. 1991. Reparto de recursos y mecanismos de coexistencia en cinco especies simpátricas de córvidos. Tesis doctoral, Universidad de Granada, Granada.
- STATISTICA, 1994. *Statistica for Windows*. Statsoft, Tulsa.
- SUÁREZ, F., OÑATE, J. & HERRANZ, J. 1999. Estado y problemática de conservación de las gangas en España. En: J. Herranz & F. Suárez (eds.), *La gansa ibérica (*Pterocles alchata*) y la gansa ortega (*P. orientalis*) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 281-310. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- TAPPER, S.C. & BARNES, R.F.W. 1986. Influence of farming practice on the ecology of the Brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of applied Ecology* 23: 39-52.
- TELLERÍA, J.L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M. 1999. Aves Ibéricas. II. Paseriformes. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- WAITE, R.K. 1984. Winter habitat selection and foraging behaviour in sympatric corvids. *Ornis Scandinavica* 15: 55-62.
- YANES, M. & SUÁREZ, F. 1995. Nest predation patterns in ground-nesting passerines on the Iberian Peninsula. *Ecography* 18: 423-428.
- YANES, M., HERRANZ, J., DE LA PUENTE, J. & SUÁREZ, F. 1998. La Perdiz Roja. Identidad de los depredadores e intensidad de la depredación. En: La Perdiz Roja. I Curso. Fedenca/Grupo Editorial V, Madrid.