

SELECCION DE HABITAT EN TRES ESPECIES SIMPATRICAS DE ALCAUDONES (REAL, *LANIUS EXCUBITOR* L., DORSIRROJO, *LANIUS COLLURIO* L. Y COMUN, *LANIUS SENATOR* L.): SEGREGACION INTERESPECIFICA

A. HERNÁNDEZ¹

RESUMEN

Lanius collurio (LC) se segrega altitudinalmente de *Lanius excubitor* (LE) y *Lanius senator* (LS) en el área de estudio (cuenca del río Torío, provincia de León, noroeste de España), alcanzando el piso montano hasta 1.500 m, pero las tres especies coexisten en el intervalo 800-1.100 m. LE y LS ocupan principalmente terrenos de labor intensiva salpicados con bosquetes, matorral, huertas, setos, prados y pastizal, mientras LC habita preferentemente en campiñas, borde de bosque y pastizal-matorral de montaña. Los hábitats seleccionados por los alcaudones tienen en común la presencia de árboles y arbustos (necesarios para anidar, y utilizados como posaderos de caza, lugares de marcaje del territorio, refugio contra depredadores y almacén de alimento), y un elevado porcentaje de superficie cubierta por estrato herbáceo (más del 70%), en el que capturan las presas; sin embargo, se diferencian interespecíficamente por la mayor cobertura arbórea de las zonas ocupadas por LS y la superior cobertura arbustiva de las zonas ocupadas por LC, ubicándose LE en situación intermedia. Con respecto al hábitat de nidificación, el porcentaje de superficie atribuido al estrato herbáceo aumenta en invierno para LE, y también considerando el hábitat general de LC durante el período de reproducción.

A su vez, se produce segregación en los taxones vegetales utilizados para el emplazamiento de los nidos, en las dimensiones de la masa vegetal donde los instalan, en la situación de los nidos dentro de la masa vegetal, y en la topografía del terreno. Los nidos de LE son sustentados fundamentalmente por *Rubus* y *Rosa*; los de LC por *Rubus*, *Rosa* y *Crataegus*; y los de LS por *Quercus pyrenaica*, *Rubus*, *Crataegus* y *Rosa*. La participación de *Q. pyrenaica* en la masa vegetal donde son instalados los nidos es importante, sobre todo en el caso de LE y LS. LC emplaza los nidos en las masas vegetales con menor volumen, mientras que LE y LS lo hacen, en orden creciente, en las más grandes. La altura desde el suelo aumenta en el sentido LC-LE-LS, y la distancia desde el nido al exterior lo hace en el sentido LC-LS-LE. Los nidos de LE y LS se encuentran generalmente en terrenos llanos, mientras que la mayoría de los nidos de LC se hallan en laderas y fondos de valle.

La densidad de las poblaciones aumenta y el tamaño del territorio disminuye al incrementarse la calidad del hábitat.

INTRODUCCION

Los estímulos inmediatos que influyen en la selección de hábitat por las aves son las características estructurales del medio, las oportunidades de alimentación y reproducción, y la presencia de otras especies de aves, actuando éstos independiente, jerárquica o sinérgicamente (véanse

las revisiones de HILDÉN, 1965, y CODY, 1985a). Por lo tanto, la configuración vertical y horizontal de la vegetación juega un papel crucial en la selección del hábitat (WILLSON, 1974; ROTH, 1976; TERBORGH, 1977; CODY, 1985a). Especies de aves con requerimientos ecológicos similares, particularmente si son congéneres, se segregan habitualmente en el hábitat o en el espacio para relajar la competencia entre ellas (HILDÉN, 1965; PINKOWSKI, 1979; ROSENZWEIG, 1981; SAETHER, 1983; CODY, 1985b; MARTIN, 1986).

¹ Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

En el presente estudio se pretende analizar la selección y segregación de hábitat en tres especies de alcaudones (real, *Lanius excubitor*, dorsirrojo, *Lanius collurio*, y común, *Lanius senator*), atendiendo a los factores de estructura del paisaje y de la vegetación, emplazamiento de los nidos, topografía, variación estacional y densidad de población. Hasta el momento, no se ha investigado este aspecto de la ecología de los alcaudones en la Península Ibérica, a no ser descripciones muy generales, con excepción de algunas aportaciones sobre la ubicación de los nidos (destaca el trabajo de DE LA CRUZ y DE LOPE, 1985 sobre *Lanius excubitor* en Extremadura). En el resto de Europa se conocen con más detalle las exigencias de hábitat de estas especies (BASSIN, 1981, OLSSON, 1984a, para *Lanius excubitor*; DURANGO, 1954, ASH, 1970, MOIS, 1973, LEFRANC, 1979, JAKOBER y STAUBER, 1981, para *Lanius collurio*; DURANGO, 1954, ULLRICH, 1971, para *Lanius senator*, entre otros estudios).

MATERIAL Y METODOS

El área de estudio se localiza en la provincia de León, noroeste de España, y comprende la cuenca del río Torío (42°35'-43°02' N, 5°25'-5°35' E). En ella confluye el piso bioclimático supramediterráneo de la región biogeográfica mediterránea y el piso montano de la región eurosiberiana. Aparecen las series de vegetación *Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum*/*Holco molli-Querceto pyrenaicae sigmetum* (robledales) en el piso supramediterráneo y *Linario triornithophorae-Querceto pyrenaicae sigmetum* (robledales), *Carici sylvaticae-Fageto sigmetum/luzulo henriquesii-Fageto sigmetum* (hayedos), y *Luzulo henriquesii-Betuleto celtibericae sigmetum* (abedulares), en el piso montano (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987). En cuanto al paisaje, la mitad sur del valle está cubierta por prados en regadío-setos, labor intensiva y matorral-robletal y la mitad norte por prados en regadío-setos, prados naturales, pastizal, matorral, pequeñas manchas de frondosas, y roquedo.

El período de estudio fue 1988-1990. Ha sido descrito el hábitat de *Lanius excubitor* (en adelante LE), *Lanius collurio* (en adelante LC), y *Lanius senator* (en adelante LS), en parcelas de diferente superficie alrededor de ejemplares, parejas, o nidos detectados. Los radios de las parcelas fueron 600 m, 150 m y 25 m. El radio de las parcelas

más extensas (600 m) equivale aproximadamente a la distancia media registrada entre los nidos de LE y LS, en sentido intraespecífico. La descripción del hábitat de los alcaudones en estas parcelas se hizo teniendo en cuenta el mapa de cultivos y aprovechamientos con escala 1:50.000 (MINISTERIO DE AGRICULTURA, 1979). El hábitat disponible fue descrito alrededor de los puntos formados en las intersecciones entre líneas de un retículo con cuadrículas de 1 km × 1 km, situado al azar sobre el sector del mapa estudiado. En las parcelas de 150 m y 25 m de radio se consideraron unidades paisajísticas y estratos de vegetación arbitrarios, respectivamente. Fueron estimados porcentajes de cobertura en vista aérea. Se estableció la dominancia de los distintos géneros de arbustos espinosos en el hábitat de las tres especies. Fueron analizados el emplazamiento de los nidos referido a los taxones de árboles y arbustos utilizados para su instalación, las dimensiones de las masas vegetales seleccionadas, la situación de los nidos dentro de éstas, y las características topográficas del terreno. Los datos sobre el hábitat de nidificación se tomaron en primavera y verano (abril-agosto); en el caso de LE en invierno, los datos corresponden al período diciembre-marzo. Los resultados que hacen mención a bosques se refieren a robledales de melojo (*Quercus pyrenaica*).

La densidad de población fue estimada mediante el método absoluto del mapeo de parcelas (véase TELLERÍA, 1986). En las comparaciones de densidad poblacional en el período de reproducción con otros estudios se han tenido en cuenta sólo datos de aves/superficie, desestimándose aquellos resultados ofrecidos en forma de aves/longitud.

Los cálculos estadísticos se realizaron con el programa Stat View 512+ para Macintosh. Para evitar la farragosidad, en algunos casos en que los resultados de un test implicaron un número excesivo de valores continuados, se indica únicamente el test utilizado y la existencia o inexistencia de significación (probabilidad límite para la significación 0,05).

RESULTADOS

Consideraciones generales

LC se segrega altitudinalmente de LE y LS en el área de estudio, ya que se asienta fundamental-

mente en el intervalo 1.000-1.500 m, mientras que las otras dos especies lo hacen entre 800 m y 1.000 m, en el período de reproducción. Sin embargo, las tres especies coexisten a una altitud de 800-1.100 m. LC encuentra en el sur del área de estudio, coincidente con la zona de menor altitud, un límite en su rango de distribución. Es conveniente señalar que cada especie pertenece a un tipo faunístico distinto: LE es holártico, LC es paleártico, y LS es mediterráneo (VOOUS, 1960). Aparte de razonamientos biogeográficos, se establece así una primera asociación entre las especies y el tipo de hábitat, de forma que LE y LS ocupan principalmente terrenos de labor intensiva salpicados con bosquetes, matorral, huertas, setos, prados y pastizal, situados a baja altitud, y LC ocupa preferentemente campiñas, borde de bosque y pastizal-matorral de montaña, situados a mayor altitud.

Selección del hábitat de nidificación

La estructura del hábitat utilizado por LE durante el período de reproducción no es significativamente diferente de la estructura del hábitat disponible, teniendo en cuenta la ordenación gradual de los porcentajes medios de superficie cubierta por los distintos usos del suelo en parcelas de 600 m de radio ($r_s=0,94$, $n=6$, $p<0,05$). A pesar de ello, en el hábitat utilizado se aprecian porcentajes comparativamente mayores de labor intensiva, matorral y bosque, y menores de prados, cultivos herbáceos

en regadío y núcleos de población humana (Tabla I). En la Figura 1 se han cartografiado las parejas y nidos de LE considerados en este análisis, localizados en un sector del área de estudio con altitud 800-1.000 m. Tampoco existe una diferencia significativa entre la distancia media desde los nidos o parejas a la masa arbórea más cercana y la distancia media desde los puntos elegidos al azar a tales masas vegetales ($t=0,47$, 76 g.l., $p>0,05$), siendo $446,43$ m en el primer caso (d.e.= $406,56$, $n=42$) y $404,17$ m en el segundo (d.e.= $386,26$ $n=36$). A esta escala y en el mismo sector geográfico, la ordenación gradual de los porcentajes medios de superficie cubierta por los distintos usos del suelo es igual para LS que para LE, pero la importancia del matorral y el bosque es notablemente superior para LS, en detrimento de la extensión de labor intensiva (Tabla I). Aunque no hay diferencias significativas entre los nidos o parejas de LS y los puntos elegidos al azar en cuanto a la distancia media a la masa arbórea más cercana ($t=1,59$, 59 g.l., $p>0,05$), la proximidad a bosques o huertas se acentúa en el caso de nidos o parejas ($\bar{x}=240$ m, d.e.= $412,81$, $n=25$). Las escasas parejas de LC que nidificaron en esta zona se ubicaron en bordes de bosques, setos y vaguadas con arbustos, en lugares húmedos con una cubierta herbácea tupida.

A menos escala, teniendo en cuenta parcelas de 150 m de radio alrededor de los nidos en toda el área de estudio, las unidades paisajísticas que

TABLA I

UTILIZACION DEL HABITAT POR *LANIUS EXCUBITOR* Y *LANIUS SENATOR*. PORCENTAJE MEDIO DE SUPERFICIE CUBIERTA POR LOS USOS DEL SUELO EN PARCELAS DE 600 m DE RADIO ALREDEDOR DE n NIDOS-PAREJAS (HABITAT UTILIZADO) Y n PUNTOS TOMADOS AL AZAR (HABITAT DISPONIBLE)

	Hábitat utilizado por <i>Lanius excubitor</i> (n=42) Porcentaje medio (%)	Hábitat utilizado por <i>Lanius senator</i> (n=25) Porcentaje medio (%)	Hábitat disponible (n=36) Porcentaje medio (%)
Labor intensiva	70,42	52,00	66,78
Pastizal, prados y cultivos herbáceos en regadío .	5,52	4,28	9,28
Matorral	9,28	13,60	6,69
Prados y huerra	3,38	1,56	5,39
Bosque	10,88	28,20	10,36
Improductivo	0,50	0,36	1,50

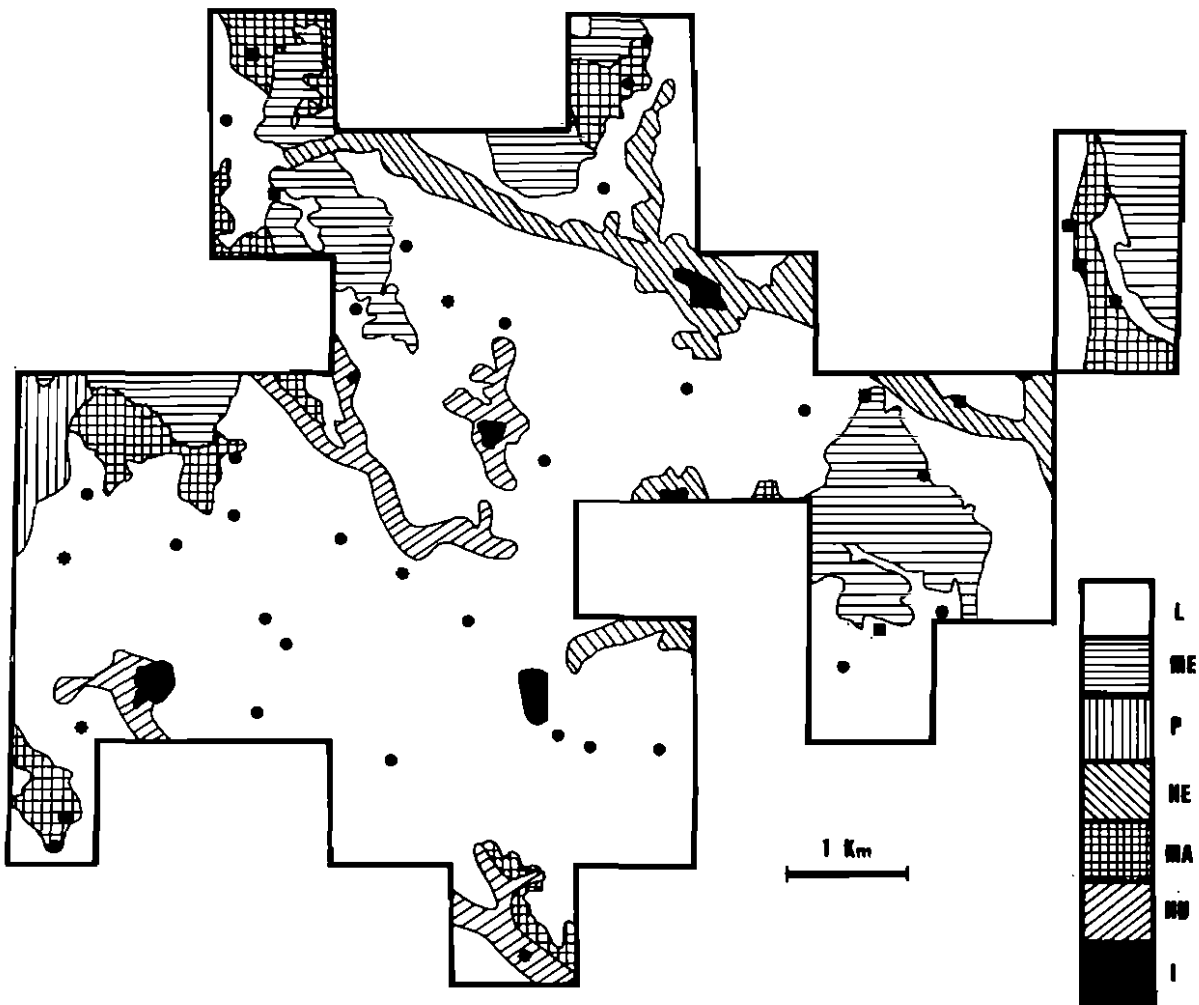


Fig. 1. Distribución de parejas y nidos de *Lanius excubitor* en un sector de 40 km² del área de estudio. Círculos: nidos encontrados en 1990 mediante búsqueda exhaustiva. Asteriscos: nidos encontrados durante 1988 y 1989 mediante búsqueda no exhaustiva, no detectándose posteriormente presencia en esos territorios en 1990. Cuadrados: parejas detectadas durante 1988-1990, no habiéndose encontrado el nido. L: labor intensiva. ME: melojar. P: pinar. HE: cultivos herbáceos en regadío. MA: matorral. HU: huerta. I: improductivo.

dominan en el hábitat de LE son los cultivos de cereales y matorral-arbustos, seguidos del borde de bosque; LS se asienta en lugares dominados por el borde de bosque, con importancia moderada de los cultivos de cereales; y LC ocupa hábitats dominados por el borde de bosque y prados-setos, y en menor grado por matorral-arbustos y pastizal-prados naturales (Tabla II).

En un análisis más detallado de la estructura vertical del hábitat, considerando parcelas de 25 m de

radio alrededor de los nidos en toda el área de estudio, se obtienen para las tres especies ordenaciones graduales significativamente correlacionadas de los porcentajes medios de superficie atribuidos a los diferentes estratos de vegetación ($r_s=0,95$, $n=8$, $p<0,01$, para LE-LC; $r_s=0,09$, $n=8$, $p<0,01$, para LE-LS; $r_s=0,09$, $n=8$, $p<0,01$, para LC-LS). Sobresale la importancia del estrato herbáceo, que representa más del 70% de la superficie para las tres especies (Tabla III). El suelo desnudo alcanza el valor mínimo en el caso de LC y el máximo en

TABLA II

FRECUENCIA RELATIVA DE LA DOMINANCIA DE LAS UNIDADES PAISAJÍSTICAS EN PARCELAS DE 150 m DE RADIO ALREDEDOR DE n NIDOS DE ALCAUDONES

Unidad Paisajística	<i>Lanius excubitor</i>		<i>Lanius collurio</i>		<i>Lanius senator</i>	
	1D % n	2D % n	1D % n	2D % n	1D % n	2D % n
A	13,85	30,77	72,16	6,18	80,00	20,00
B	43,08	24,61	1,03	43,30	10,00	60,00
C	15,38	10,77	3,09	39,17	—	10,00
D	23,08	33,85	—	4,12	10,00	10,00
E	1,53	—	1,03	2,06	—	—
F	1,53	—	21,65	3,09	—	—
G	1,53	—	1,03	2,06	—	—
n	65	65	97	97	10	10

1D: Primer dominante. 2D: Segundo dominante. Para *Lanius excubitor* y *Lanius senator*: borde de melojar (A), cultivos de cereales (B), barbecho (C), matorral-arbustos (D), setos (E), prados (F), borde de pinar de repoblación (G). Para *Lanius collurio*: borde de melojar (A), matorral-arbustos (B), pastizal-prados naturales (C), alfalfar (D), borde de pinar de repoblación (E), prados-setos (F), cultivos de cereales (G).

TABLA III

PORCENTAJE MEDIO Y DESVIACION ESTANDAR DE LA SUPERFICIE CUBIERTA POR LOS ESTRATOS DE VEGETACION EN PARCELAS DE 25 m DE RADIO ALREDEDOR DE n NIDOS DE ALCAUDONES

	<i>Lanius excubitor</i>		<i>Lanius collurio</i>		<i>Lanius senator</i>	
	Porcentaje medio (%)	Desviación estándar	Porcentaje medio (%)	Desviación estándar	Porcentaje medio (%)	Desviación estándar
Suelo desnudo	9,48	10,81	2,92	4,75	8,70	10,91
Estrato herbáceo (0-10 cm)	17,82	6,05	23,85	15,62	24,00	10,75
Estrato herbáceo (10-20 cm)	26,46	7,17	23,25	7,87	26,55	8,11
Estrato herbáceo (20-50 cm)	28,85	10,22	29,28	14,42	20,00	10,00
Estrato arbustivo (0,5-2 m)	11,66	5,84	14,24	7,61	9,25	7,82
Estrato arbóreo (2-6 m)	3,69	4,15	2,60	3,21	5,00	3,54
Estrato arbóreo (6-12 m)	1,29	2,40	2,69	5,50	5,25	6,50
Estrato arbóreo (> 12 m)	0,45	1,63	1,01	2,64	1,25	2,12
n	65		97		10	

LE, el estrato arbustivo es mínimo en LS y máximo en LC, y el estrato arbóreo es mínimo en LE y máximo en LS. El estrato arbustivo está siempre presente en las parcelas de LE y LC, y aparece en el 90% de las parcelas de LS. El estrato arbóreo está presente en el 61,54%, 60,83% y 80% de las parcelas de LE, LC y LS, respectivamente.

Importancia de los arbustos espinosos

Los arbustos espinosos (*Crataegus*, *Prunus*, *Rosa*, *Rubus*) aparecen en el 98,46% de las parcelas de 25 m y 150 m de radio alrededor de los nidos de LE; en el 98,97% y 100% de las parcelas de 25 m y 150 m, respectivamente, de LC; y en el 80% y 90% de las parcelas de 25 m y 150 m, respectivamente, de LS. Se aprecian diferencias significativas, en la frecuencia con que dominan los distintos géneros de arbustos espinosos, entre las parcelas de las tres especies, tanto de 25 m ($X^2=33,54$, 8 g.l., $p<0,001$) como de 150 m ($X^2=25,63$, 8 g.l., $p<0,005$) de radio. Emparejando las especies de alcaudones, las diferencias son siempre significativas (X^2), excepto entre LE y LS en parcelas de 150 m de radio ($X^2=2,70$, 2 g.l., $p>0,05$). En el caso de LE dominan *Rosa* y *Rubus* a cualquier escala, y nunca *Crataegus* y *Prunus*; en el caso de LC dominan *Rubus* y *Rosa* mayoritariamente a cualquier escala, aunque *Crataegus* lo hace en un porcentaje moderado, y a veces *Prunus*; en el caso de LS domina *Rosa* en las parcelas de 25 m de radio, y *Rubus* en las de 150 m de radio, y nunca *Crataegus* y *Prunus* (Tabla IV).

Emplazamiento de los nidos

Se comprueba una asociación significativa entre las tres especies de alcaudones y los taxones vegetales donde nidifican, ya sea considerando los árboles y arbustos que sustentan el nido ($X^2=55,66$, 18 g.l., $p<0,001$) o que componen la masa vegetal donde se ubica el nido ($X^2=58,99$, 26 g.l., $p<0,001$). En el análisis de especie con especie dicha asociación es siempre significativa (X^2), excepto en el par LE-LS teniendo en cuenta los árboles y arbustos que forman la masa vegetal donde se ubica el nido ($X^2=10,16$, 8 g.l., $p>0,05$). Los nidos de LE son sustentados por seis taxones vegetales, pero fundamentalmente por *Rubus*, y en segundo término por *Rosa* (Tabla V). La masa vegetal está constituida principalmente por *Rubus*, *Rosa* y *Q. pyrenaica*. LC construye los nidos sobre ocho taxones vegetales, sobre todo *Rubus*, aunque con valores importantes de *Rosa* y *Crataegus*. La masa vegetal se compone mayoritariamente de *Rubus*, *Rosa* y *Crataegus*, contribuyendo *Q. pyrenaica* con importancia moderada. *Q. pyrenaica*, *Rubus*, *Crataegus* y *Rosa* sustentan los nidos de LS. En la masa vegetal, *Q. pyrenaica* alcanza aún mayor relevancia.

LE nidificó en setos, considerando éstos hileras de árboles y arbustos con una longitud superior a 50 m, el 7,69% de las veces sobre 65 nidos; LC el 1,03% sobre 97 nidos; y LS nunca sobre 10 nidos.

Se aprecian diferencias significativas entre las

TABLA IV

FRECUENCIA RELATIVA DE LOS GÉNEROS DE ARBUSTOS ESPINOSOS DOMINANTES EN PARCELAS DE 25 m Y 150 m DE RADIO ALREDEDOR DE n NIDOS DE ALCAUDONES

	<i>Lanius excubitor</i>		<i>Lanius collurio</i>		<i>Lanius senator</i>	
	25 m radio % n	150 m radio % n	25 m radio % n	150 m radio % n	25 m radio % n	150 m radio % n
<i>Crataegus</i>	—	—	16,49	18,56	—	—
<i>Prunus</i>	—	—	5,15	2,06	—	—
<i>Rosa</i>	49,23	53,85	35,05	39,17	50,00	40,00
<i>Rubus</i>	49,23	44,61	42,27	40,21	30,00	50,00
Ausencia	1,54	1,54	1,03	—	20,00	10,00
n	65	65	97	97	10	10

TABLA V
EMPLAZAMIENTO DE LOS NIDOS DE ALCAUDONES

	<i>Lanius excubitor</i>		<i>Lanius collurio</i>		<i>Lanius senator</i>	
	A % n	B % n	A % n	B % n	A % n	B % n
<i>Q. rotundifolia</i>	4,61	6,15	—	—	—	—
<i>Q. pyrenaica</i>	4,61	30,77	1,03	12,37	30,00	60,00
<i>Ulmus</i>	—	1,54	—	—	—	—
<i>Populus</i>	—	1,54	—	—	—	—
<i>Salix</i>	3,08	9,23	—	2,06	—	—
<i>Erica</i>	—	—	3,09	5,15	—	—
<i>Crataegus</i>	1,54	10,77	18,56	30,93	20,00	20,00
<i>Rosa</i>	36,92	66,15	28,86	45,36	20,00	30,00
<i>Rubus</i>	66,15	76,92	52,58	67,01	30,00	30,00
<i>Prunus</i>	—	3,08	5,15	8,25	—	—
<i>Cytisus</i>	—	—	—	2,06	—	—
<i>Adenocarpus</i>	—	—	6,18	6,18	—	—
<i>Cornus</i>	—	—	—	1,03	—	—
<i>Ligustrum</i>	—	—	2,06	5,15	—	—
n	65	65	97	97	10	10

A: Árboles y arbustos que sustentan el nido. B: Árboles y arbustos que componen la masa vegetal donde se ubica el nido. n: Número de nidos.

tres especies en la longitud media ($F_{2,163}=10,60$, $p<0,001$), anchura media ($F_{2,163}=10,65$, $p<0,001$), y altura media ($F_{2,163}=6,78$, $p<0,005$) de la masa vegetal donde se ubica el nido. Emparejando las especies, las diferencias son siempre significativas (t), salvo entre LE y LS en la altura media ($t=1,21$, 68 g.l., $p>0,05$). LC instala los nidos en las masas vegetales con dimensiones más pequeñas, mientras LS lo hace en las más grandes (Tabla VI). El volumen de la masa vegetal es 79 m³, 256 m³ y 1.081 m³, para LC, LE y

LS, respectivamente, calculado mediante la longitud, anchura y altura medias.

La altura media desde el nido al suelo es significativamente diferente entre las tres especies ($F_{2,169}=185,85$, $p<0,001$), sucediendo lo mismo con la distancia media desde el nido al exterior del arbusto o árbol ($F_{2,169}=21,30$, $p<0,001$). Entre pares de especies, existen diferencias significativas en cualquier caso (t), exceptuando la distancia desde el nido al exterior en el par LE-LS ($t=0,69$, 73 g.l.,

TABLA VI
DIMENSIONES DE LAS MASAS VEGETALES DONDE SE UBICAN LOS NIDOS DE ALCAUDONES. NO SE HAN TENIDO EN CUENTA LOS NIDOS LOCALIZADOS EN SETOS

	Longitud (m)			Anchura (m)			Altura (m)		
	Media	Desviación estándar	n	Media	Desviación estándar	n	Media	Desviación estándar	n
<i>L. excubitor</i>	10,61	8,73	60	5,74	4,21	60	4,20	2,84	60
<i>L. collurio</i>	7,15	6,26	96	3,85	3,86	96	2,87	2,62	96
<i>L. senator</i>	20,35	24,39	10	9,80	7,48	10	5,42	3,65	10

n: Número de nidos.

TABLA VII
EMPLAZAMIENTO DE LOS NIDOS DE ALCAUDONES. ALTURA DESDE EL NIDO AL SUELO Y DISTANCIA
MINIMA DESDE EL NIDO AL EXTERIOR DEL ARBUSTO O ARBOL'

	Altura desde el nido al suelo (m)			Distancia mínima desde el nido al exterior del arbusto-árbol		
	Media	Desviación estándar	n	Media	Desviación estándar	n
<i>L. excubitor</i>	1,13	0,57	65	1,28	0,54	65
<i>L. collurio</i>	0,84	0,49	97	0,80	0,34	97
<i>L. senator</i>	2,13	1,80	10	1,14	0,89	10

n: Número de nidos.

$p > 0,05$). La altura desde el nido al suelo aumenta en el sentido LC-LE-LS, y la distancia desde el nido al exterior lo hace en el sentido LC-LS-LE (Tabla VII).

Topografía

Las tres especies de alcaudones se diferencian significativamente en las características topográficas del terreno donde se localizan los nidos (llanura, ladera de valle, fondo de valle) ($X^2=99,63$, 4 g.l., $p < 0,001$). La diferencia es significativa en los pares LE-LC ($X^2=88,83$, 2 g.l., $p < 0,001$) y LC-LS ($X^2=38,15$ 2 g.l., $p < 0,001$), pero no en LE-LS ($X^2=0,26$, 1 g.l., $p > 0,05$). Los nidos de LE y LS se encuentran generalmente en terrenos llanos, mientras que la mayoría de los nidos de LC se hallan en laderas y fondos de valle (Tabla VIII). En 63 nidos de LC localizados en laderas, éstas se orientan preferentemente al S (39,68%) y O (33,33%), y en siete nidos de LE localizados en ladera domina la orientación E (71,43%). La inclinación media con respecto a la horizontal de

las laderas donde se encuentran los nidos de LC es 33° (d.e. = 14, n=63), siendo 31° en el caso de LE (d.e. = 5, n=7).

Hábitat de *Lanius collurio*: relación de nidos y aves con la estructuración vegetal

La comparación en la importancia gradual de los porcentajes medios de superficie cubierta por los distintos estratos de vegetación, entre parcelas de 25 m de radio alrededor de nidos y ejemplares adultos observados en cualquier lugar, refleja una correlación significativa ($r_s=0,94$, n=6, $p < 0,05$), en el caso de LC. No obstante, en los sectores del hábitat que utilizan los individuos disminuye la superficie cubierta por los estratos arbustivos y arbóreo, y aumenta la superficie cubierta por el estrato herbáceo (Tabla IX).

TABLA VIII
UBICACION TOPOGRAFICA DE LOS NIDOS DE
ALCAUDONES

	<i>Lanius</i>	<i>Lanius</i>	<i>Lanius</i>
	<i>excubitor</i>	<i>collurio</i>	<i>senator</i>
	% n	% n	% n
Llanura	89,23	14,43	100,00
Ladera de valle	10,77	64,95	—
Fondo de valle	—	20,62	—
n	65	97	10

n: Número de nidos.

TABLA IX
PORCENTAJE MEDIO DE SUPERFICIE Y FRECUENCIA DE
APARICION DE LOS ESTRATOS DE VEGETACION EN
PARCELAS DE 25 m DE RADIO ALREDEDOR DE
EJEMPLARES DE *LANIUS COLLURIO* REGISTRADOS EN
PRIMAVERA-VERANO

	Porcentaje medio (%)	Frecuencia de aparición
Suelo desnudo	2,11	50,00
Estrato herbáceo (0-10 cm)	25,73	100,00
Estrato herbáceo (10-20 cm)	27,69	100,00
Estrato herbáceo (20-50 cm)	30,20	100,00
Estrato arbustivo (0,5-2 m)	9,88	96,15
Estrato arbóreo (> 2 m)	4,39	60,58
Número de contactos	104	104

TABLA X

PORCENTAJE MEDIO DE SUPERFICIE Y FRECUENCIA DE APARICION DE LOS ESTRATOS DE VEGETACION EN PARCELAS DE 25 m DE RADIO ALREDEDOR DE EJEMPLARES DE *LANIUS EXCUBITOR* REGISTRADOS EN INVIERNO EN DOS LOCALIDADES DIFERENTES

	LOCALIDAD 1		LOCALIDAD 2	
	Porcentaje medio (%)	Frecuencia de aparición	Porcentaje medio (%)	Frecuencia de aparición
Suelo desnudo	5,86	51,52	5,47	63,33
Estrato herbáceo (0-10 cm)	31,29	96,97	43,03	100,00
Estrato herbáceo (10-20 cm)	27,27	96,97	18,23	100,00
Estrato herbáceo (20-50 cm)	20,75	96,97	20,50	100,00
Estrato arbustivo (0,5-2 m)	8,48	78,79	9,30	100,00
Estrato arbóreo (> 2 m)	6,53	75,76	3,47	73,33
Número de contactos	33	33	30	30

Selección de hábitat por *Lanius excubitor* en invierno

No existe correlación significativa entre la ordenación gradual de los porcentajes medios de superficie atribuidos a distintos estratos de vegetación en invierno y en el período de reproducción, teniendo en cuenta parcelas de 25 m de radio alrededor de ejemplares (invierno) y nidos de LE, y considerando dos localidades del área de estudio en invierno ($r_s=0,71$, $n=6$, $p>0,05$, para la localidad 1; $r_s=0,83$, $n=6$, $p>0,05$, para la localidad 2). Durante el período de reproducción disminuye el estrato herbáceo de 0-10 cm de altura y aumenta el estrato herbáceo de 20-50 cm de altura, circunstancia probablemente determinada por la variación estacional de estos estratos (obs. pers.); asimismo, se incrementa el estrato arbustivo. La correlación sí es significativa en este sentido entre las dos localidades en invierno ($r_s=0,89$, $n=6$, $p<0,05$) (véase la Tabla X). LE es

fiel al territorio de nidificación durante el invierno en el área de estudio, aunque uno de los ejemplares de la pareja lo abandona. En otoño e invierno se observan ejemplares, generalmente jóvenes en dispersión, a mayor altitud que durante el período de reproducción, superando los 1.100 m.

Densidad de población y tamaño del territorio

La densidad de LE en el sector del área de estudio representado en la Figura 1 (40 km²) es 1,05 parejas/km², obtenida mediante la suma de parejas-nidos detectados en territorios diferentes durante 1988-1990. No se han tenido en cuenta solamente los datos de 1990, aunque en ese año se efectuó una búsqueda exhaustiva de nidos, ya que en un sector tan extenso algunos de ellos pudieron pasar desapercibidos. La distancia media de los nidos-parejas al nido-pareja más cercano fue 573,81 m (d.e.=290,55, $n=42$) (véase la Figura 2). Por enci-

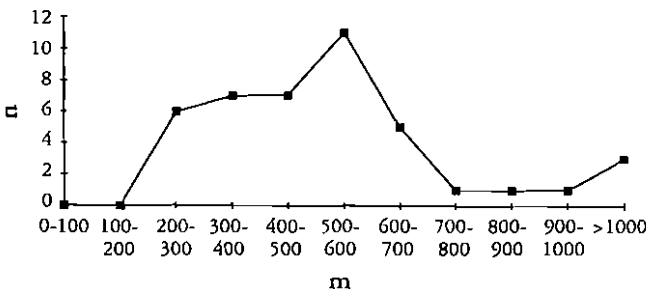


Fig. 2. Distancia de los nidos o parejas de *Lanius excubitor* al nido o pareja más cercano. n: número de nidos-parejas. m: intervalos de distancia en metros.

ma de 1.000 m de altitud la densidad de LE es muy baja, ocupando bordes y claros de bosque, así como pastizal-matorral con arbustos y árboles dispersos. En invierno se registran 2-5 aves/km en mosaico de cultivo-barbecho-matorral-bosquetes, y 0,7-0,8 aves/km en setos, a baja altitud.

La densidad de LC en diferentes tipos de hábitat aparece reflejada en la Figura 3. Dicha densidad es nula en bosque cerrado, mínima en labor intensiva (valor medio 0,5 parejas/km²), pequeña en matorral-pastizal (3,5 parejas/km²), moderada en bosque aclarado y setos (28-45 parejas/km²), alta en borde de bosque (100 parejas/km²), y máxima en campiña con arbustos-árboles aislados y escasa superficie dedicada a cultivos (152 parejas/km²). Estos resultados fueron obtenidos en parcelas

pequeñas, generalmente menores de 1 km², situadas en los distintos hábitats. Obviamente, la asociación entre tipo de hábitat y densidad condiciona los valores de distancia media de los nidos al nido más próximo, oscilando entre 64 m en algunas campiñas y 1.230 m en labor intensiva (Tabla XI).

La densidad de LS en una parcela de robleal aclarado de 1 km² es 15 parejas/km², disminuyendo hasta 0,8 parejas/km² en una parcela de 7,5 km² dominada por labor intensiva y con retazos de formaciones arbustivas y arbóreas. La distancia media de los nidos-parejas al nido-pareja más cercano es 203,33 m en robleal aclarado (d.e.=63,99, n=15) (véase la Figura 4) y 1.050 m en labor intensiva (d.e.=431,28, n=6). Por encima de 1.000 m de altitud, parejas muy dispersas

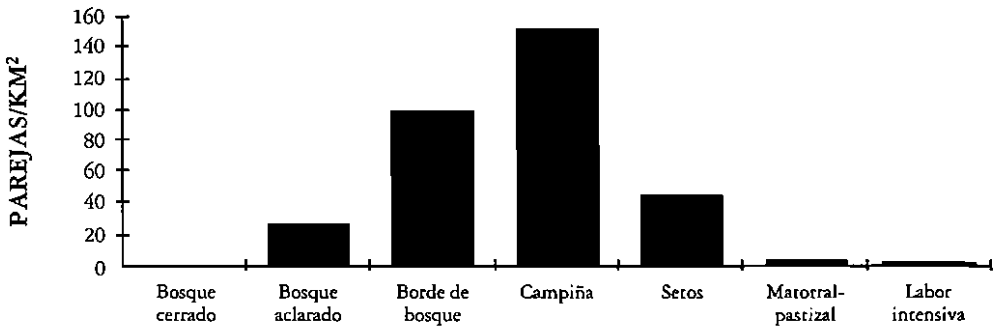


Fig. 3. Valores medios de la densidad de *Lanius collurio* en diferentes hábitats. Se ha considerado campiña a mosaicos de usos del suelo, generalmente prados y pastizales, con arbustos y árboles aislados, y con escasa superficie dedicada a cultivos.

TABLA XI
DISTANCIA MEDIA DE LOS NIDOS DE *LANIUS COLLURIO* AL NIDO MAS CERCANO EN DIFERENTES LOCALIDADES Y HABITATS

Localidades	Hábitat	Distancia media al nido más cercano (m)	n
1	Bosque aclarado	260	5
2	Bosque aclarado	151	2
3	Borde de bosque	89	17
4	Campiña	64	9
5	Campiña	78	4
6	Setos	109	5
7	Matorral-Pastizal	417	2
8	Matorral-Pastizal	500	3
9	Labor intensiva	1.230	2

n: Número de nidos.

de esta especie se asientan en hábitats similares a los indicados para LE a esa altitud.

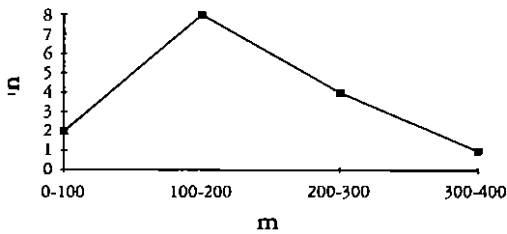


Fig. 4. Distancia de los nidos o parejas de *Lanius senator* al nido o pareja más cercano en melojar aclarado. n: número de nidos-parejas. m: intervalos de distancia en metros.

La superficie media de los territorios de LE en el período de reproducción es 99.538 m² (radio medio 178 m), según la distancia máxima de los adultos al nido observada en diez parejas. Suponiendo territorios totalmente excluyentes, la distancia media entre nido y nido sería 356 m si el área estuviera ocupada por territorios adyacentes. Sin embargo, la distancia real media entre nidos es muy superior, lo cual denota que gran parte del área no está habitada por LE.

En el caso de LC, la superficie media de los territorios es 15.393 m² (radio medio 70 m), según datos sobre siete parejas asentadas en bosque aclarado y borde de bosque, equivaliendo hipotéticamente a 140 m entre nido y nido para territorios excluyentes y adyacentes. A la vista de la distancia real media entre nidos en los hábitats con mayor densidad de población (por ejemplo campiña), inferior a 100 m, puede deducirse que la extensión del territorio decrece en tales hábitats y que en hábitats con escasa densidad poblacional, como los de labor intensiva, gran parte de la superficie no está ocupada por LC.

Los territorios de LS tienen una superficie media de 22.698 m² (radio medio 85 m), según datos sobre cuatro parejas en bosque aclarado, equivaliendo hipotéticamente a 170 m entre nido y nido para territorios excluyentes y adyacentes. En hábitats poco poblados la separación real entre nidos es muy superior a ésta, señal de su baja ocupación.

DISCUSION

Características del hábitat

Los resultados sobre utilización del hábitat reflejan una afinidad ecológica global entre especies, con singularidades en facetas concretas. Las tres especies exigen hábitats con presencia de árboles o arbustos. En este aspecto, las zonas ocupadas por LS se segregan por su mayor cobertura arbórea, y las ocupadas por LC por su mayor cobertura arbustiva, ubicándose LE en situación intermedia. LC evita lugares dominados por cultivos intensivos de secano. Por otra parte, más del 70% de la superficie del hábitat de nidificación de las tres especies está cubierta por estrato herbáceo, porcentaje que se incrementa en invierno (caso de LE) y considerando el hábitat de los individuos, frente al de ubicación de los nidos, durante el período de reproducción (caso de LC), en detrimento de los estratos arbustivo y arbóreo. Durante el invierno desaparece la dependencia hacia arbustos y árboles para la nidificación y aumenta la explotación de sectores con superior porcentaje de cobertura herbácea utilizados como cazadero. Algo parecido sucede al considerar el hábitat general de los individuos durante el período de reproducción, sin restricción exclusiva a los alrededores inmediatos al nido.

Los alcaudones se diferencian interespecíficamente en los taxones vegetales utilizados para el emplazamiento de los nidos, en las dimensiones de la masa vegetal donde los instalan, en la situación de los nidos dentro de la masa vegetal, y en la topografía del terreno. En el hábitat de las tres especies dominan géneros distintos de arbustos espinosos, lo que se refleja en la segregación de los taxones vegetales donde construyen los nidos.

Por consiguiente, el hábitat óptimo de estos tres alcaudones debe contener: a) arbustos y árboles necesarios como soportes de los nidos, posaderos para la caza al acecho, refugios contra depredadores, y lugares de marcaje visual y sonoro del territorio, y b) estrato herbáceo suficientemente extenso donde capturar las presas. Los arbustos espinosos son a su vez importantes para el almacenamiento de alimento (HERNÁNDEZ, 1993).

La no disparidad a grandes rasgos entre el hábitat utilizado y el disponible en parcelas grandes de 600 m de radio parece indicar una falta de selec-

ción de hábitat a esa escala; asimismo, debe tenerse en cuenta que en los mapas de cultivos y aprovechamientos sólo aparecen usos del suelo bien definidos y no pequeños elementos del paisaje tales como bosquetes-isla o árboles y arbustos dispersos. LE selecciona aparentemente los cultivos de cereales; sin embargo, esto puede ser consecuencia de su asentamiento en zonas despejadas con árboles y arbustos aislados.

En la Península Ibérica, LE ocupa en el período de reproducción diferentes etapas de regresión del bosque mediterráneo (*Quercus* spp.) de la mitad sur, es decir, dehesas, campos de cultivo con arbolado disperso, faldas de sierra con monte bajo, bosques aclarados, y matorral-arbustos (HERRERA y SORIGUER, 1977; DE LOPE, 1983; ARROYO y TELLERÍA, 1983; SOLER *et al.*, 1983; OBESO, 1987; ZÚNIGA *et al.*, 1987; DE LA CRUZ *et al.*, 1990; entre otros). Aparece también en pinares laxos (COSTA, 1984) y semidesiertos (TELLERÍA *et al.*, 1988b). Su distribución en la mitad norte ibérica denota una tendencia mediterránea, evitando zonas montañosas por encima de 1.000 m de altitud y rarificándose en la vertiente atlántica; se asienta en todo tipo de áreas abiertas, con o sin matorral, y con arbustos y árboles desperdigados, por ejemplo páramos y terrenos de labor, así como en bordes y claros de bosques, preferentemente de quercíneas (por ejemplo, TELLERÍA y GARZA, 1983; FERRERO *et al.*, 1984; POTTI y TELLERÍA, 1986; SANTOS y TELLERÍA, 1987; SÁNCHEZ y TELLERÍA, 1988; TELLERÍA *et al.*, 1988a, 1988b; SÁNCHEZ, 1991; presente estudio). En otoño e invierno parece frecuentar parajes muy deforestados (HERRERA y SORIGUER, 1977; ARROYO y TELLERÍA, 1983; POTTI y GARRIDO, 1986; CANUT *et al.*, 1987; TELLERÍA *et al.*, 1988a, 1988b; ALEGRE y HERNÁNDEZ, 1989), demostrado localmente en el área de estudio. En masas forestales cantábricas aparece exclusivamente en invierno en abedulares y pinares albares, si bien con abundancia muy débil (0,09 aves/km) (ALVAREZ, 1989). La variación estacional en la utilización del hábitat es común entre las aves (por ejemplo, RICE *et al.*, 1980; VAN HORNE, 1983).

La ligazón de LS la región mediterránea es clara en el contexto de la Península Ibérica, donde habita en lugares con mayor cobertura arbórea que los ocupados por LE, coincidiendo con lo

observado en el área de estudio. Se detecta en bosques de *Quercus* spp. claros o adhesados, matorral con arbustos y árboles, riberas fluviales arboladas, cultivos de porte arbóreo y bosques poco densos de coníferas, de la mitad sur ibérica, en altitudes que sobrepasan a veces los 1.000 m (HERRERA, 1980; HARO y VARGAS, 1982; TORRES y LEÓN, 1982, 1985; DE LOPE, 1983; GIL-DELGADO, 1983; CUADRADO, 1986; ZAMORA, 1987, entre otros). En el norte peninsular generalmente no asciende por encima de 1.000 m de altitud y escasea en zonas con influencia atlántica; la estructura del hábitat es semejante a la comentada para la mitad sur, repartiéndose por bosques claros, bordes de bosque, matorral con arbustos y árboles, dehesas, cultivos de frutales y otros cultivos salpicados con arbolado, sotós fluviales y jardines (por ejemplo, SANTOS *et al.*, 1983; FERRERO *et al.*, 1984; BONALS *et al.*, 1985; POTTI y TELLERÍA, 1986; BATLLORI y URIBE, 1988; SÁNCHEZ y TELLERÍA, 1988; SÁNCHEZ, 1991).

LC es un elemento ibérico norteño que ocupa, en grandes líneas, las montañas y estribaciones cántabro-pirenaicas y sectores septentrionales del Sistema Ibérico, hasta 1.500 m de altitud, aunque se ha confirmado su reproducción en el Sistema Central (GÓMEZ y SOTO-LARGO, 1993). Al igual que en el área de estudio, la utilización de hábitats despejados con arbustos es habitual en otros lugares: campiña con prados de siega, setos o arbustos-árboles dispersos, y a veces cultivos; orlas arbustivas espinosas en bordes de bosque, a menudo robledales y hayedos; y pastizales de montaña con arbustos (FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; MARTINO, 1986; CARRASCAL y TELLERÍA, 1988; TELLERÍA y GALARZA, 1990; HERNÁNDEZ y ALEGRE, 1991, entre otros).

BASSIN (1981), en un estudio sobre el hábitat de LE en Suiza, comprueba que en todos los territorios aparecen pastos, cultivos y árboles, en época de reproducción. El mismo autor remarca la importancia de árboles y arbustos, ya sean diseminados, en setos, bordes de bosque, o bosquetes-isla, como oteaderos para la caza a la espera, atalayas de canto, lugares de nidificación, refugio contra depredadores y almacenamiento de alimento. En Suecia, LE requiere herbazales ricos en arvicolidos, posaderos de caza elevados y cierta cubierta arbóreo-arbustiva donde protegerse en caso de

peligro, en invierno (OLSSON, 1984a). LE expande su territorio si se eliminan los posaderos de caza, lo que es índice de la importancia de éstos (YOSEF, 1993). Según DURANGO (1954, 1956), LC necesita durante el período de reproducción un hábitat con tres componentes esenciales: arbustos densos para nidificar, estrato herbáceo con abundancia de insectos y oteaderos adecuados para cazar y dominar el territorio. LEFRANC (1979) y JAKOBER y STAUBER (1981) hacen hincapié en que la presencia de arbustos y de terrenos despejados es precondición imprescindible para el asentamiento de LC. Esta especie suele mostrar preferencia por zonas con arbustos espinosos (GÉROUDET, 1957; MOIS, 1973). SCHREURS (1936) sugiere que LC tolera una mayor cubierta arbustiva que LS. Este último ocupa parajes más arbolados que LE (ULLRICH, 1971) y en caso de coexistencia con LC, se localiza en lugares con un estrato herbáceo comparativamente menos denso y alto (DURANGO, 1954). Los resultados obtenidos en el área de estudio se ajustan a estas exigencias y segregación de hábitat, en términos globales.

Aunque los nidos de LE son sustentados mayoritariamente por zarzas (*Rubus*) en el área de estudio, hay que destacar el papel del melojo (*Q. pyrenaica*) en la masa vegetal donde se ubica el nido. En Andalucía (SOLER *et al.*, 1983) y Extremadura (DE LA CRUZ y DE LOPE, 1985) este alcaudón construye los nidos a mayor altura que en León, 1,9 m y 3 m de media respectivamente, preferentemente en encinas (*Q. Rotundifolia*). La altura desde el nido al suelo es aún superior en regiones más septentrionales de Europa y en el norte de América —a veces se superan los 10 m—, dependiendo así en mayor medida de los árboles y menos de los arbustos para anidar (BENT, 1950; GÉROUDET, 1957; CADE, 1967; ULLRICH, 1971; BASSIN, 1982). En Tenerife, Islas Canarias, la altura media desde los nidos de LE al suelo es 1,22 m, similar a la registrada en el área de estudio, encontrándose el gneseo de ellos en arbustos de euforbiáceas (MARTÍN, 1985). En el desierto del Sáhara esta especie construye los nidos casi siempre a menos de 1 m desde el suelo, sobre todo en acacias de pequeño porte (VALVERDE, 1957), y en el desierto del Negev (Israel) la altura media de los nidos al suelo es 0,96 m, la mayoría de ellos instalados en *Atriplex halimus* (JOSEF y PINSHOW, 1988a). Puede deducirse, en suma, una gran adaptabilidad de LE en este sentido.

No se dispone de estudios amplios que traten el emplazamiento de los nidos de LC y LS en España, si bien GARCÍA-ROVÉS y GARCÍA-ROVÉS (1989) encuentran cuatro nidos de LC en Asturias situados en zarzas a una altura media desde el suelo de 1,7 m, MUNTANER *et al.*, (1983) citan *Prunus spinosa* y *Buxus sempervirens* como arbustos donde este alcaudón instala los nidos en Cataluña, y BONALS *et al.* (1985) hallan nidos de LS en *Pinus halepensis*, *Q. ilex* y *Olea europaea*, en Cataluña. En otros países europeos, la selección de arbustos espinosos como *Prunus*, *Crataegus*, *Rosa*, *Rubus* y *Ulex*, y de alturas medias al suelo que apenas sobrepasan 1 m, es manifiesta por parte de LC (LABITTE, 1952; GÉROUDET, 1957; ASH, 1970; JAKOBER y STAUBER, 1981; y referencias en LEFRANC, 1979); no obstante, en ocasiones puede construir casi la mitad de los nidos en coníferas jóvenes (LEFRANC, 1979 encuentra 150 nidos en *Picea excelsa* sobre un total de 370, en Francia). Por su parte, LS nidifica primordialmente en árboles o grandes arbustos, con frecuencia a más de 3 m de altura desde el suelo (GÉROUDET, 1957; ULLRICH, 1971; LEFRANC, 1980). El emplazamiento de los nidos de LC y LS en el área de estudio no difiere *grossomodo* de estos resultados. La elección del lugar de nidificación por LC está influenciada por las condiciones locales del hábitat (JAKOBER y STAUBER, 1981). En la misma línea, este alcaudón se adapta a los géneros de arbustos espinosos disponibles en diferentes sectores del área de estudio ya que aunque prefiere arbustos densos (*Rubus* y *Crataegus*), instala los nidos en *Rosa* en zonas donde no hay otros taxones vegetales. La ubicación de los nidos está determinada a menudo por su salvaguarda de los depredadores (COLLIAS y COLLIAS, 1984); en este sentido, el emplazamiento frecuente de los nidos de alcaudones en arbustos espinosos densos parece responder a ello.

Las diferencias interespecíficas detectadas en la topografía de los terrenos de nidificación están en consonancia con la distribución altitudinal de las especies y la orografía del hábitat.

Densidad de población

La densidad de LE estimada en el área de estudio durante el período de reproducción (0,21 aves/10 ha) es inferior a la registrada en encinares aclarados de la meseta de León (1,10 aves/10 ha, GAR-

NICA, 1978) y Madrid (0,72 aves/10 ha, TELLERÍA y GARZA, 1983); similar a la de páramos del norte de la Península Ibérica (0,25 aves/10 ha, TELLERÍA *et al.*, 1988b); y superior a la de cultivos-eriales de meseta (0,07 aves/10 ha, TELLERÍA *et al.*, 1988a), jarales basales del Sistema Central (0,08 aves/10 ha, POTTI y TELLERÍA, 1986), pinares del Parque Nacional de Doñana (menos de 0,1 aves/10 ha, COSTA, 1984), y semidesiertos almerienses (0,16 aves/10 ha, TELLERÍA *et al.*, 1988b). En invierno, los índices de abundancia varían desde 0,05 aves/km en páramos (TELLERÍA *et al.*, 1988b) y campiñas septentrionales (TELLERÍA, 1983; ALVAREZ, 1989), hasta 0,21 aves/km en semidesiertos almerienses (TELLERÍA *et al.*, 1988b), 0,31 aves/km en zonas de matorral de Gibraltar (ARROYO y TELLERÍA, 1983), y 1,5 aves/km en monte bajo de Sierra Morena (HERRERA y SORIGUER, 1977) y pseudoestepas de Cataluña (CANUT *et al.*, 1987). Los valores obtenidos en setos del área de estudio son intermedios (véase HERNÁNDEZ y ALEGRE, 1991). El conocimiento detallado de tal área quizás ha influido en la elevada abundancia de LE registrada en zona de mosaico, ya que algunos ejemplares pudieron ser detectados a gran distancia. TELLERÍA *et al.* (1988a) constatan un aumento en la densidad de esta especie en invierno, con respecto a la primavera, en eriales de meseta, sucediendo lo contrario en cultivos. En Gibraltar, la abundancia de LE en invierno es superior en lugares dominados por matorral que en otros dominados por pastizal (ARROYO y TELLERÍA, 1983). DORKA y ÚLLRICH (1975) aprecian densidades superiores de LE en la Península Ibérica que en el centro de Europa, en invierno, atribuyéndolo a la mayor disponibilidad alimentaria en el primer caso.

La escasez de recursos tróficos en invierno, y no tanto la falta de hábitats adecuados para la reproducción, puede afectar negativamente a la densidad de LE en regiones con clima riguroso (CADE, 1967 para Alaska; OLSSON, 1984a para Suecia). En el área de estudio se pudo comprobar, en fase de construcción del nido, que a los pocos días después de la muerte de dos hembras de LE en el momento de su captura para ser anilladas, éstas fueron reemplazadas por otras dos; es decir, en este caso la población parece estar saturada, y la densidad probablemente refleja la calidad del hábitat.

Las poblaciones más densas de LS se localizan en encinares andaluces (1,7-2,7 aves/10 ha, HERRERA, 1980) y del Sistema Central (1,5 aves/10 ha, SÁNCHEZ, 1991), y en melojares abiertos leoneses (3 aves/10 ha, presente estudio); asimismo, se documentan valores altos en encinar aclarado leonés (1,1 aves/10 ha) (GARNICA, 1978), olivares del Sistema Central (1 ave/10 ha, SÁNCHEZ, 1991), monte bajo-olivar catalán (1,3 aves/10 ha, BONALS *et al.*, 1985), y parques arbolados de Barcelona (1,3 aves/10 ha, BATLLORI y URIBE, 1988). Densidades de 0,1-0,7 aves/10 ha han sido estimadas en jarales montanos (POTTI y TELLERÍA, 1986) y diversos hábitats con matorral y bosque (SÁNCHEZ, 1991) del Sistema Central, bosques de sabina albar (*Juniperus thurifera*) del Sistema Ibérico (SANTOS *et al.*, 1983), naranjales valencianos (GIL-DELGADO, 1983), y labor intensiva con árboles y arbustos del área de estudio. TELLERÍA *et al.* (1988a) obtienen 0,08 aves/10 ha en sotos ribereños de meseta.

La densidad de LC en las campiñas cantábricas se sitúa habitualmente en el intervalo 3-4 aves/10 ha (FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; TELLERÍA y GALARZA, 1990), superando los cálculos de 0,1-0,7 aves/10 ha en labor intensiva y matorral-pastizal del área de estudio, pero representando cifras inferiores a las registradas en León en bosques claros y setos (5,6-9 aves/10 ha), y bordes de bosque y campiña (20-30,4 aves/10 ha).

En resumen, las densidades máximas de LE y LS se alcanzan en bosque aclarado mediterráneo, y las de LC en borde de bosque y campiña.

El tamaño del territorio de nidificación de LE en encinares adeshados extremeños es ligeramente superior a 1 ha (DE LA CRUZ *et al.*, 1990), muy por debajo del estimado en el área de estudio (casi 10 ha). Sin embargo, en Francia (GÉROUDET, 1957; YEATMAN, 1976) y Suiza (BASSIN, 1982) los territorios miden hasta 100 ha. Presumiblemente, la calidad del hábitat se incrementa hacia las regiones mediterráneas, lo que favorece una densidad mayor de aves y, paralelamente, unos territorios más reducidos. No obstante, YOSEF y PINSHOW (1988b) estiman tamaños de territorios de cría de LE extraordinariamente grandes (700-800 ha) en el desierto israelí del Negev. Entre los elementos que influyen en la calidad del hábitat,

la mayor disponibilidad alimentaria que ofrece la Península Ibérica parece actuar como factor clave en la pequeña extensión de los territorios de LE (DE LA CRUZ *et al.*, 1990). Durante el invierno, el territorio se amplía a 6-9 ha en dehesas de Extremadura como consecuencia del descenso de alimento, permaneciendo sólo el macho en la zona de nidificación (DE LA CRUZ *et al.*, 1990). En el norte de Europa LE ocupa territorios que pueden sobrepasar las 200 ha (OLSSON, 1948b). No se dispone de datos para el área de estudio en cuanto a la extensión del territorio en invierno, pero se comprueba en esta época fidelidad a las zonas de nidificación por parte de un ejemplar de la pareja.

El tamaño medio de los territorios de LS en bosques abiertos del área de estudio, algo más de 2 ha, es muy inferior al estimado por ULLRICH (1971) en huertos de Alemania (8 ha).

LC ocupa habitualmente territorios con una extensión media de 1,5 ha, tanto en España como en otros países de Europa (DURANGO, 1956 para Suecia; BOHÁČ, 1965 para Checoslovaquia; LEFRANC, 1972 para Francia; presente estudio). Según LEFRANC (1979), el tamaño del territorio de LC depende de la fisionomía del paisaje y la densidad de población. En el área de estudio, en los hábitats con densidades más altas se registran los territorios más pequeños. Aunque no siempre los hábitats

que soportan densidades elevadas de una especie son de mayor calidad que otros con densidades más bajas (VAN HORNE, 1983; WIENS, 1989), en el caso de LC en el área de estudio sí parece producirse esta situación. En general, una productividad alta del hábitat suele favorecer un menor tamaño del territorio (STENGER, 1958; CODY y CODY, 1972). Por otra parte, el territorio puede aumentar de extensión, si el hábitat no ofrece los recursos necesarios, sólo hasta un límite, haciéndose luego inaceptable (véase CODY, 1985a).

El incremento en el tamaño del territorio en el sentido LC-LS-LE está de acuerdo con un aumento del dominio vital a la par que la talla de la especie (SCHOENER, 1968; HARESTAD y BUNNEL, 1979; entre otros), e implica que la densidad poblacional disminuya en el mismo sentido considerando hábitats favorables.

AGRADECIMIENTOS

Los consejos de Francisco J. Purroy durante la elaboración de este trabajo, así como sus apreciaciones acerca de versiones iniciales del manuscrito, han sido de inestimable ayuda. A su vez, el Comité Asesor de esta revista aportó valiosas sugerencias al respecto. El autor disfrutó de una beca predoctoral del PFPI durante la realización del trabajo.

SUMMARY

Lanius excubitor (LE), *Lanius collurio* (LC), and *Lanius senator* (LS) coexist in the altitudinal interval of 800-1,100 m in the study area (Torío river basin, León province, northwestern Spain), LC reaching the mountainous stage up to 1,500 m. LE and LS principally occupy cereal cultivated lands with groves, bushes, orchards, hedgerows, meadows, and pastura grounds, while LC chiefly inhabits countries, forest edges, and mountain pasture grounds with bushes. Selected habitats by the three shrike species showed in common the presence of trees and shrubs—in order to locate the nest, and used as hunting perches, sites of territory delimitation, shelters against predators, and food caches—and a high percentage of surface covered by the herbaceous layer—more than 70%—where prey are caught. Nevertheless, interspecific differentiation was observed, LS and LC occupying microhabitats with greater arboreal and shrubby cover, respectively. With respect to the habitat around the nest, the percentage of surface covered by the herbaceous layer increased in the winter habitat of LE, and also taking into account the general habitat of LC during the breeding season.

Likewise, segregation in the vegetal species utilized to locate the nests, in the dimensions of the vegetal mass where these were built, in the situation of the nests inside the vegetal mass, and in the ground topography, was detected. The nests of LE were mainly supported by *Rubus* and *Rosa*; those of LC by *Rubus*, *Rosa* and *Crataegus*; and those of LS by *Quercus pyrenaica*, *Rubus*, *Crataegus* and *Rosa*. The participation of *Q. pyrenaica* in the vegetal mass where the nests were built was important, especially

in the case of LE and LS. LC located the nests in the vegetal masses of smaller volume, while LE and LS, in increasing order, located them in the greater ones. The height from the nests to ground augmented in the sense LC-LE-LS, and the distance from the nests to exterior did in the sense LC-LS-LE. The nests of LE and LS were generally found in flatlands, whereas the majority of the nests of LC were found in hillsides and valley bottoms.

Population density increased and territory size decreased when habitat quality augmented.

BIBLIOGRAFIA

- ALEGRE, J. y HERNÁNDEZ, A., 1989: «La comunidad ornítica de la laguna de Santiz (Valdepolo, León). Parámetros ecológicos». *Oxyura*, 5: 61-82.
- ALVAREZ, A., 1989: *Avifauna de los pisos de vegetación de la Cordillera Cantábrica*. Tesis Doctoral, Universidad de León.
- ARROYO, B. y TELLERÍA, J. L., 1983: «La invernada de las aves en el área de Gibraltar». *Ardeola*, 30: 23-31.
- ASH, J. S., 1970: «Observations on a decreasing population of Red-backed Shrikes». *Brit. Birds*, 63: 185-205, 225-239.
- BASSIN, PH., 1981: «Répartition et biotopes de la Pie-grièche grise, *Lanius excubitor*, dans le nord-ouest de la Suisse (Ajoie, canton du Jura)». *Nos Oiseaux*, 36: 1-20.
- BASSIN, PH., 1982: «Sites de nidification et reproduction de la Pie-grièche grise, *Lanius excubitor*, dans le nord-ouest de la Suisse (Ajoie, canton du Jura)». *Nos Oiseaux*, 36: 333-353.
- BATLLORI, X. y URIBE, F., 1988: «Aves nidificantes de los jardines de Barcelona». *Misc. Zool.*, 12: 283-293.
- BENT, A. C., 1950: *Life histories of North American wagtails, shrikes, vireos, and their allies*. Smithsonian Institution, Washington.
- BOHÁČ, D., 1965: «Zur Oekologie des Rotrückengewürgers *Lanius collurio*». *Sylvia*, 17: 237-242.
- BONALS, J. A.; COMAS, J. y PALET, J., 1985: «Nidificació del capsigrany *Lanius senator* al Puig Ventós (Olesa de Montserrat, Vacarisses), primavera-estiu 1984», pp. 125-128 en *El medi natural del Vallès*. J. REAL (ed.). CEEM, Sabadell.
- CADE, T. J., 1967: «Ecological and behavioral aspects of predation by the Northern Shrike». *Living Bird*, 6: 43-86.
- CANUT, J.; GARCÍA, D.; MARCO, J.; CURCÓ, A. y ESTRADA, J., 1987: «La avifauna invernante en los sistemas pseudoesteparios en la Cataluña occidental». *Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias*: 395-419.
- CARRASCAL, L. M., y TELLERÍA, J. L., 1988: «Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en los medios agrícolas del norte de la Península Ibérica (País Vasco atlántico)». *Munibe*, 40: 9-17.
- CODY, M. L., 1985a: «An introduction to habitat selection in birds». En: *Habitat selection in birds*, pp. 3-56. M. L. CODY (ed.), Academic Press, Orlando.
- CODY, M. L., 1985b: «Habitat selection in the sylvine warblers of Western Europe and North Africa». En: *Habitat selection in birds*, pp. 85-129. M. L. CODY (ed.), Academic Press, Orlando.
- CODY, M. L. y CODY, C. B. J., 1972: «Territory size, food density and clutch size in island wren populations». *Condor*, 74: 473-477.
- COLLIAS, N. E. & COLLIAS, E. C., 1984: *Nest building and bird behavior*. Princeton University Press, Princeton.
- COSTA, L., 1984: «Composición de la comunidad de aves en pinares del Parque Nacional de Doñana (suroeste de España)». *Doñana Acta Vert.*, 11: 151-183.
- CUADRADO, M., 1986: «La comunidad de aves de un acebuchar del sur de España durante el período invernal y de cría». *Doñana Acta Vert.*, 13: 71-85.

- DE LA CRUZ, C. et DE LOPE, F., 1985: «Reproduction de la Pie-grièche méridionale (*Lanius excubitor meridionalis*) dans le sud-ouest de la Péninsule Iberique». *Le Gerfaut*, 75: 199-209.
- DE LA CRUZ, C.; DE LOPE, F. y DA SILVA, E., 1990: «Sobre la territorialidad del alcaudón real (*Lanius excubitor meridionalis* Temm.)». *Testudo*, 1: 315-327.
- DE LOPE, F., 1983: «La avifauna de las Vegas Bajas del Guadiana». *Doñana Acta Vert.*, 10: 91-121.
- DORKA, V. y ULLRICH, B., 1975: «Haben die Rassen des Raubwürgers *Lanius e. excubitor* und *Lanius excubitor meridionalis* unterschiedliche Paarbindungsmodi?». *Anz. orn. Ges. Bayern*, 14: 115-140.
- DURANGO, S., 1954: «Biotoperna hos *Lanius collurio* L. och *L. senator* L.». *Fauna och Flora*, 49: 1-16.
- DURANGO, S., 1956: «Territory in the Red-backed Shrike *Lanius collurio*». *Ibis*, 98: 476-484.
- FERNÁNDEZ, A. y GALARZA, A., 1986: «Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en distintos medios del tramo costero del País Vasco». *Bol. Est. Cent. Ecol.*, 29: 59-66.
- FERRERO, J. J.; NEGRO, J. J. y ROMÁN, J. A., 1984: «Avifauna estival de robledos y piornales en un sector del Sistema Central Ibérico». *Acta Biol. Mont.*, 4: 353-360.
- GARCÍA-ROVÉS, J. F. y GARCÍA-ROVÉS, J. G., 1989: *Las aves en el concejo de Cudillero*. Servicio de Publicaciones del Principado de Asturias, Oviedo.
- GARNICA, R., 1978: *Comunidades de aves en los encinares leoneses*. Naturalia Hispanica 13. ICONA, Madrid.
- GÉROUDET, P., 1957: *Les Passereaux. III. Des Pouillots aux Moineaux*. Delachaux & Niestlé, Neuchâtel.
- GIL-DELGADO, J. A., 1983: «Breeding bird community in orange groves». En: *Censos de aves en el Mediterráneo*, pp. 100-106, F. J. PURROY (ed.). Universidad de León, León.
- GÓMEZ, M. y SOTO-LARGO, E., 1993: «Noticiero Ornitológico. Alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*)». *Ardeola*, 40: 102.
- HARESTAD, A. S. y BUNNELL, F. L., 1979: «Home range and body weight. A reevaluation». *Ecology*, 60: 389-402.
- HARO, R. y VARGAS, J. M., 1982: «Avifauna nidificante en el entorno de los pinsapares de la provincia de Málaga». *Mon. Trab. Zool.*, 3-4: 105-119.
- HERNÁNDEZ, A., 1993: *Biología de la familia Laniidae (alcaudón real *Lanius excubitor* L., alcaudón dorsirrojo *Lanius collurio* L., y alcaudón común *Lanius senator* L.) en la cuenca del río Torío, provincia de León*. Tesis Doctoral, Universidad de León.
- HERNÁNDEZ, A. y ALEGRE, J., 1991: «Estructura de la comunidad de paseriformes en setos de la provincia de León (NO de España)». *Doñana Acta Vert.*, 18: 237-251.
- HERRERA, C. M., 1980: «Evolución estacional de las comunidades de Passeriformes en dos encinares de Andalucía occidental». *Ardeola*, 25: 143-180.
- HERRERA, C. M. y SORIGUER, R. C., 1977: «Composición de las comunidades de Passeriformes en dos biotopos de Sierra Morena Occidental». *Doñana Acta Vert.*, 4: 127-138.
- HINDÉN, O., 1965: «Habitat selection in birds. A review». *Ann. Zool. Fenn.*, 2: 53-75.
- JAKOBER, H. y STAUBER, W., 1981: «Habitatsansprüche des Neuntötters *Lanius collurio*. Ein Beitrag zum Schutz einer gefährdeten Art». *Ökol. Vögel*, 3: 223-247.
- LABITTE, A., 1952: «Contribution a l'étude de la biologie de reproduction de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* L.». *Alauda*, 20: 102-108.
- LEFRANC, N., 1979: «Contribution à l'écologie de la pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* L. dans les Vosges moyennes». *L'Oiseau et R. F. O.*, 49: 245-298.
- LEFRANC, N., 1980: «Biologie et fluctuations des populations de Laniidés en Europe occidentale». *L'Oiseau et R. F. O.*, 50: 89-116.
- MARTÍN, A., 1985: *Atlas de las aves nidificantes en la Isla de Tenerife (Islas Canarias)*. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna.
- MARTIN, T. E., 1986: «Competition in breeding birds. On the importance of considering processes at the level of the individual», pp. 181-210. En: *Current Ornithology*, Vol. 4. R. F. JOHNSTON (ed.). Plenum Press, New York.

- MARTINO, J., 1986: *Análisis estructural de las comunidades nidificantes e invernales de las aves del valle de Sajambre (León)*. Diputación de León, León.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, 1979: *Mapa de cultivos y aprovechamientos. Gradefes. Escala 1:50.000*. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- MOIS, CH., 1973: «La Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) en Lorraine belge». *Aves*, 10: 2-18.
- MUNTANER, J.; FERRER, X. y MARTÍNEZ-VILLALTA, A., 1983: «Excorxador. *Lanius collurio*». En: *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*, pp. 248-249, J. MUNTANER, X. FERRER y A. MARTÍNEZ-VILLALTA (coordinadores). Ketres, Barcelona.
- OBESO, J. R. 1987: «Comunidades de Passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la Sierra de Cazorla». *Ardeola*, 34: 37-59.
- OLSSON, V., 1984a: «The winter habits of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor*. 1. Habitat». *Vår Fågelvärld*, 43: 113-124.
- OLSSON, V., 1984b: «The winter habits of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor*. 2. Territory». *Vår Fågel värld*, 43: 199-210.
- PINKOWSKI, B. C., 1979: «Foraging ecology and habitat utilization in the genus *Sialia*». En: *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*, pp. 165-190, J. G. DICKSON, R. N. CONNER, R. R. FLEET, J. A. JACKSON & J. C. KROLL (eds.). Academic Press, New York.
- POTTI, J. y GARRIDO, G., 1986: «Dinámica estacional de una ornitocenosis agrícola en el centro de España». *Alytes*, 4: 29-48.
- POTTY, J. y TELLERÍA, J. L., 1986: «Composición y estructura de las comunidades de aves a lo largo de un gradiente altitudinal en tres medios arbustivos del macizo de Ayllón (Sistema central)». *Doñana Acta Vert.*, 13: 51-70.
- RICE, J.; ANDERSON, B. W. y OHMART, R. D., 1980: «Seasonal habitat selection by birds in the lower Colorado River Valley». *Ecology*, 61: 1402-1411.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987: *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. ICONA, Madrid.
- ROSENZWEIG, M. L., 1981: «A theory of habitat selection». *Ecology*, 62: 327-335.
- ROTH, R. R., 1976: «Spatial heterogeneity and bird species diversity». *Ecology*, 57: 773-782.
- SAETHER, B. E., 1983: «Habitat selection, foraging niches and horizontal spacing of Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* and Chiffchaff *P. collybita* in an area of sympatry». *Ibis*, 125: 24-32.
- SÁNCHEZ, A., 1991: «Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves de la Sierra de Gredos». *Ardeola*, 38: 207-231.
- SÁNCHEZ, A. y TELLERÍA, J. L., 1988: «Influencia de la presión urbana sobre la comunidad de aves de un encinar ibérico (*Quercus rotundifolia*)». *Misc. Zool.*, 12: 295-302.
- SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L., 1987: «Cambios estacionales en las preferencias de hábitat de la avifauna de medios cerealistas del centro de España». *Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, 421-436.
- SANTOS, T.; SUÁREZ, F. & TELLERÍA, J. L., 1983: «The bird communities of Iberian Juniper woodlands (*Juniperus thurifera* L.)». En: *Censos de aves en el Mediterráneo*, pp. 79-88, F. J. PURROY (ed.). Universidad de León, León.
- SCHOENER, T. W., 1968: «Sizes of feeding territories among birds». *Ecology*, 49: 123-141.
- SCHREURS, T., 1936: *Lanius collurio* L. und *Lanius senator* L. Ein Beitrag zur Biologie zweier Würgerarten». *J. Orn.*, 84: 442-470.
- SOLER, M.; ZÚÑIGA, J. M. y CAMACHO, L., 1983: «Alimentación y reproducción de algunas aves de La Hoya de Guadix (sur de España)». *Trab. Monogr. Dep. Zool. Univ. Granada (N. S.)*, 6: 27-100.
- STENGER, J., 1958: «Food habits and available food of ovenbirds in relation to territory size». *Auk*, 75: 335-346.
- TELLERÍA, J. L., 1983: «La distribución invernal de las aves en el País Vasco atlántico». *Munibe*, 35: 93-100.
- TELLERÍA, J. L., 1986: *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.

- TELLERÍA, J. L. y GALARZA, A., 1990: «Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos». *Ardeola*, 37: 229-245.
- TELLERÍA, J. L. & GARZA, V., 1983: «Methodological features in the study of a Mediterranean forest bird community». En: *Censos de aves en el Mediterráneo*, pp. 89-92, F. J. PURROY (ed.). Universidad de León, León.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T.; ALVAREZ, G. y SÁEZ-ROYUELA, C., 1988a: «Avifauna de los campos de cereales del interior de España». En: *Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas*, pp. 173-319, SEO, Madrid.
- TELLERÍA, J. L.; SUÁREZ, E. & SANTOS, F., 1988b: «Bird communities of the Iberian shrubsteppes». *Holarct. Ecol.*, 11: 171-177.
- TERBORGH, J., 1977: «Bird species diversity on an Andean elevational gradient». *Ecology*, 58: 1007-1019.
- TORRES, J. A. y LEÓN, A., 1982: «Dinámica temporal de la comunidad de passeriformes de un soto del bosque mediterráneo». *Studia Oecologica*, 3: 103-110.
- TORRES, J. A., y LEÓN, A., 1985: *Estudio de la comunidad de passeriformes del bosque mixto mediterráneo de la Sierra de Hornachuelos (Córdoba, España)*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba.
- ULLRICH, B., 1971: «Untersuchungen zur Ethologie und Ökologie des Rotkopfwürgers (*Lanius senator*) in Südwestdeutschland». *Vogelwarte*, 26: 1-77.
- VALVERDE, J. A., 1957: *Aves del Sáhara español*. Instituto de Estudios Africanos, Madrid.
- VAN HORNE, B., 1983: «Density as a misleading indicator of habitat quality». *J. Wildl. Manage.*, 47: 893-901.
- VOOUS, K. H., 1960: *Atlas of European birds*. Nelson, London.
- WIENS, J. A., 1989: *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILLSON, M. F., 1974: «Avian community organization and habitat structure». *Ecology*, 55: 1017-1029.
- YEATMAN, L., 1976: *Atlas des Oiseaux nicheurs de France de 1970 à 1975*. SOE, París.
- YOSEF, R., 1993: «Influence of observation posts on territory size of Northern Shrikes». *Willson Bull.* 105: 180-183.
- YOSEF, R. & PINSHOW, B., 1988a: «Nestling transfer in the Northern Shrike (*Lanius excubitor*)». *Auk*. 105: 580-581.
- YOSEF, R. & PINSHOW, B., 1988b: «Polygyny in the Northern Shrike (*Lanius excubitor*) in Israel». *Auk*. 105: 581-582.
- ZAMORA, R., 1987: «Variaciones altitudinales en la composición de las comunidades de aves de Sierra Nevada (Sur de España)». *Doñana Acta Vert.* 14: 83-106.
- ZÚNIGA, J. M.; ZAMORA, R. y HERNÁNDEZ, M. L., 1987: «Dinámica temporal de las comunidades de aves de dos medios semiáridos: la estepa cerealista y la sabana de *Quercus rotundifolia* de la depresión de Guadix (SE de España)». *Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias*: 369-377.