

EFFECTOS DE LA FRAGMENTACION SOBRE LAS AVES INSECTIVORAS FORESTALES DE DOS LOCALIDADES EUROPEAS

EFFECTS OF FRAGMENTATION ON FOREST INSECTIVOROUS PASSERINES IN TWO EUROPEAN WOODLANDS

Tomás SANTOS y José Luis TELLERÍA

La abundancia de las aves determina en gran medida su probabilidad de ocupar los retazos de bosque resultantes de procesos de fragmentación (Soulé *et al.*, 1988; Haila *et al.*, 1993; Tellería & Santos, 1997). En consecuencia, la probabilidad de ocupación por una especie de fragmentos forestales de tamaño similar variará dentro de su área de distribución de acuerdo con sus cambios de densidad entre regiones (Lawton 1993). Pese al potencial interés conservacionista de esta relación (p. ej., variación geográfica del tamaño mínimo de los bosques necesario para albergar muestras representativas de especies o comunidades), faltan estudios que verifiquen esta predicción a una escala geográfica inter-regional.

En este trabajo se compara la respuesta a la fragmentación de un gremio de aves insectívoras forestales explotadoras del arbolado, los «pariformes» (Ulfstrand, 1977; especies en la Tabla 2), en dos archipiélagos forestales localizados en Inglaterra y España central, representativos respectivamente de la vegetación forestal propia de la región Eurosiberiana y del encinar, el bosque esclerófilo más extendido en la región Mediterránea (Ozenda *et al.*, 1979). La respuesta de la avifauna a la fragmentación en ambas localidades ha sido estudiada por Ford (1987) y Tellería & Santos (1995; 1997). Otros estudios efectuados en localidades centroeuropeas han sido excluidos de la comparación por no aportar los datos necesarios para el análisis.

La localidad española, situada en las cercanías de Lerma (Burgos; 42°5' N, 3°45' W; 850 m s.n.m.), es típicamente representativa del clima mediterráneo continental (Font, 1983).

Se trata de una planicie cerealista en la que persiste un archipiélago de relictos forestales aislados, con vegetación típicamente mediterránea dominada por la encina (*Quercus ilex*). Se estudiaron 18 relictos de encinar con una superficie comprendida entre 0,2 y 60 ha y 3 de más de 100 ha, designados respectivamente como «fragmentos» y «bosques control». El otro estudio se realizó en torno a la localidad de Oxford (51°46' N, 1°17' W), de clima templado oceánico, en 20 fragmentos de 0,1 a 18 ha y en una serie de bosques extensos («control sites»). Los fragmentos, inmersos en una matriz agrícola, tienen, a diferencia de los de Lerma, setos radiales de árboles o arbustos (Ford, 1987). En las tablas 1 y 2 se dan más detalles sobre los fragmentos y el paisaje de las dos localidades. En ambas, la presencia de las aves en los fragmentos se determinó mediante exploración intensiva, repetida varias veces a lo largo de la primavera (Ford, 1987; Tellería & Santos, 1997). La abundancia regional de cada especie de pariforme se estimó (en número de individuos/10 ha) mediante transectos (Järvinen & Väisänen, 1975) en los bosques control y en los «control sites».

La abundancia regional de pariformes fue muy superior en Oxford, con densidades de 7,4 aves/10 ha frente a 1,2 aves/10 ha en Lerma -valor medio de 1988 y 1989 ($z = 2,430$, $P = 0,015$; test de la U de Mann-Whitney para las 7 especies con datos de abundancia en una y otra localidad; especies en la Fig. 1). La abundancia regional de las especies se correlacionó positivamente con su frecuencia de ocupación de los fragmentos en ambas localidades (Fig. 1). Como cabía esperar de esta relación,

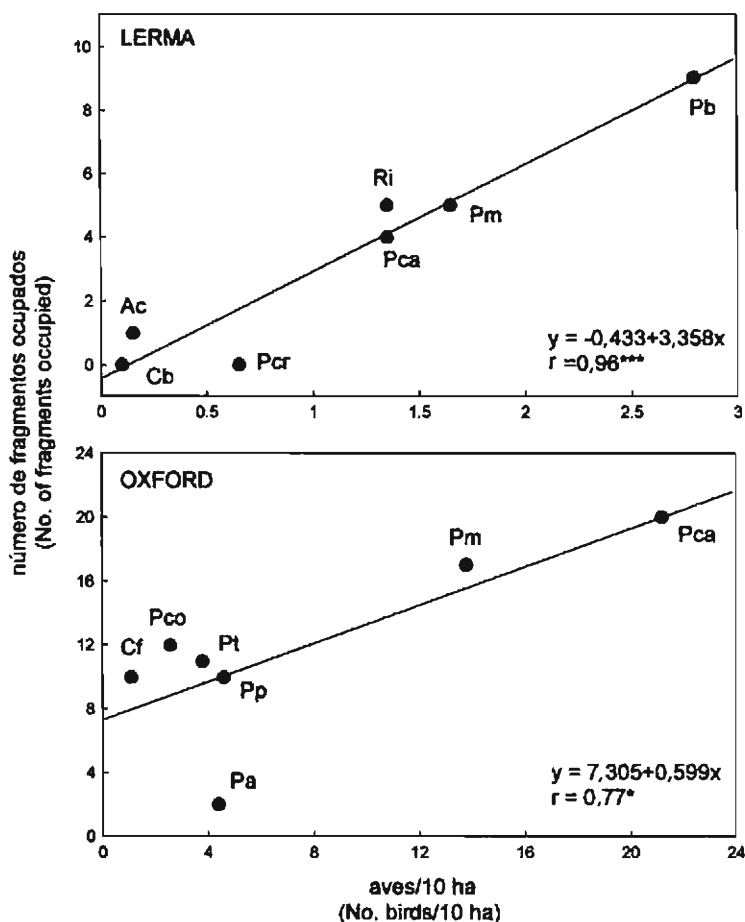


FIG. 1.—Regresiones entre la densidad y la frecuencia de ocupación de fragmentos (18 en Lerma y 20 en Oxford) por los pariformes en las dos localidades de estudio. Pca: *Parus caeruleus*; Pm: *P. major*; Pcr: *P. cristatus*; Pp: *P. palustris*; Pa: *P. ater*; Pb: *Phylloscopus bonelli*; Pco: *P. collybita*; Pt: *P. trochilus*; Cb: *Certhia brachydactyla*; Cf: *C. familiaris*; Ac: *Aegithalos caudatus*; Ri: *Regulus ignicapillus*. [Regressions between bird density and the number of fragments occupied (out of 18 in Lerma and out of 20 in Oxford) by each bird species both in Lerma and Oxford.]

la riqueza de especies fue, a igualdad de área, muy superior en los fragmentos de Oxford (Tabla 2). Los pariformes faltaron en Lerma en fragmentos inferiores a 10 ha, pero en Oxford nidificaron en todo el gradiente de tamaños. Los valores máximos de riqueza se alcanzaron en Lerma en bosques de más de 100 ha (de 6 a 7 especies), mientras que un número similar de especies crió en Oxford en bosques de 2 a 3 ha y la riqueza máxima (7-8 especies) se obtuvo a partir de 2,4 ha (Ford, 1987).

Aunque la explicación más sencilla es que las diferencias encontradas en la frecuencia de ocupación de los fragmentos son un simple efecto de las densidades regionales propias de cada localidad, otros factores asociados a la fragmentación podrían también estar implicados en este patrón. Los bosques de Oxford tienen setos radiales que podrían facilitar la inmigración (Ford, 1987) y justificar estas diferencias. No existe, sin embargo, asociación entre la riqueza de pariformes y el índice de conexión estimado por Ford (1987) para cada bos-

que ($r = 0,249$, $n = 20$, $P = 0,292$; coeficiente de correlación parcial, excluyendo el efecto del área del fragmento, $r_p = 0,014$, $P > 0,8$). El aislamiento (distancia a otros parches de hábitat), otro rasgo del paisaje que puede influir en el número de especies en fragmentos (Harms & Opdam, 1990), presenta algunas diferencias importantes entre localidades (Tabla 1), pero su influencia sobre el número de especies es despreciable en ambas ($P > 0,3$ en todos los casos para la correlación parcial, excluyendo el efecto del área del fragmento, entre el número de especies y las tres medidas de aislamiento expuestas en la Tabla 1). La estructura del paisaje (conexión y distancia entre fragmentos) puede por tanto ser razonablemente descartada como determinante del bajo número de especies de pariformes presentes en los fragmentos de encinar de Lerma.

La fragmentación se asocia frecuentemente con la pérdida de recursos escasos y la disminución por debajo de niveles críticos de recursos básicos, lo que puede incidir negativamente en la persistencia de las especies afectadas (Temple & Wilcox, 1986; Wilcove *et al.*, 1986). En el caso de los pariformes, una parte muy significativa de estos recursos serían la disponibilidad de agujeros para la nidificación de las especies trogloditas (Cramp & Perrins, 1993), y la de invertebrados arborícolas, un recurso muy

asociado al desarrollo del arbolado (Suhonen *et al.*, 1992). A este respecto, el desarrollo forestal es muy superior en Oxford, con más estratos y mayor densidad de vegetación que en Lerma, localidad en la que la altura media del arbolado se sitúa en el intervalo de alturas considerado como arbustivo en Oxford (Ford, 1987; Tabla 1), de modo que los fragmentos de esta localidad serían un hábitat mucho más favorable para la nidificación de los pariformes que los de Lerma. Los resultados de Lerma podrían en consecuencia justificarse por la peor adecuación del hábitat para las especies estudiadas.

Dada la falta de replicación del estudio, las diferencias registradas en cuanto al desarrollo forestal deberían ser representativas de las habituales entre los dos tipos de bosque comparados, a fin de que las conclusiones expuestas puedan ser aplicables en un contexto más general que el de las dos localidades estudiadas. Los datos aportados por un estudio reciente efectuado en seis archipiélagos de encinar y dos de bosque caducifolio submediterráneo (Santos & Tellería, 1995), distribuidos por las dos submesetas ibéricas, apoyan la generalidad del patrón descrito. Por tanto, los resultados de este trabajo aportan evidencias a favor de una menor capacidad de los pájaros forestales para soportar la fragmentación en ambientes mediterráneos.

TABLA 1

Media, desviación típica y rango de variación de dos variables estructurales y tres medidas de aislamiento en los fragmentos estudiados en Lerma (datos propios) y en Oxford (Ford, 1987). COBARBOL: cobertura media del estrato arbóreo (por encima de 2 m en Lerma y de 5 m en Oxford). ALTARBOL: altura media del arbolado (no se dan datos para Oxford). DISTPROX, DIST > 10 ha y DIST > 100 ha: distancia al bosque mayor más próximo, más próximo de más de 10 ha y de más de 100 ha, respectivamente (en metros). [Mean (standard deviation) and range for some variables measuring the vegetation structure and the degree of isolation of fragments in Lerma and Oxford. COBARBOL: tree cover; ALTARBOL: tree height; DISTPROX, DIST > 10 ha and DIST > 100 ha: distance (m) to the nearest larger wood, to the nearest wood larger than 10 ha, and to the nearest wood larger than 100 ha, respectively.]

	Lerma (N = 18)		Oxford (N = 20)	
	Media (dt) [Mean (sd)]	Rango [Range]	Media (dt) [Mean (sd)]	Rango [Range]
COBARBOL (%)	33,7 (10,77)	10-50	53,9 (19,8)	4-74
ALTARBOL (m)	4,3 (0,51)	3,4-5	—	—
DISTPROX	109 (89,2)	27-342	480 (366,5)	50-1.400
DIST > 10 ha	405 (378,4)	27-1.296	1.070 (459,8)	300-2.100
DIST > 100 ha	5.949 (2.053,6)	380-8.600	5.345 (3.380,1)	300-11.200

TABLA 2

Número de especies de pariformes nidificantes en los archipiélagos de Lerma (en dos estaciones reproductivas: 1988/1989) y en Oxford. Especies comunes: *Aegithalos caudatus*, *Parus caeruleus*, *P. major*. Especies exclusivas de Lerma: *Phylloscopus bonelli*, *Regulus ignicapillus*, *P. cristatus*, *Certhia brachydactyla*. Especies exclusivas de Oxford: *P. collybita*, *P. trochilus*, *R. regulus*, *P. ater*, *P. palustris*, *P. montanus*, *C. familiaris*, *Sitta europaea*. Las regresiones especies-área del fragmento para cada localidad son: número de especies en Lerma = $0,523 + 1,553 * \log \text{Area (ha)}$, $R^2 = 0,70$; número de especies en Oxford = $4,257 + 3,893 * \log \text{Area (ha)}$, $R^2 = 0,77$.

[Number of breeding species of pariforms in woodlots and control forests both in Lerma (two study years) and Oxford. Species-area relationships for each study site are also provided.]

	Lerma		Oxford	
	Tamaño (ha) [Size (ha)]	Nº especies [No. species]	Tamaño (ha) [Size (ha)]	Nº especies [No. species]
Fragmentos [Woodlots]	0,2	0/0	0,14	1
	0,3	0/0	0,32	2
	0,3	0/0	0,42	3
	0,3	0/0	0,53	3
	0,5	0/0	0,66	4
	0,6	0/0	0,68	2
	0,7	0/0	0,7	3
	0,7	1/1	0,7	4
	1,3	0/0	0,73	2
	7	0/0	0,93	4
	10	1/1	1,2	6
	12	2/2	1,3	5
	16	2/2	1,7	5
	20	2/2	1,9	6
	25	2/2	2,4	7
	27	4/5	2,4	7
50	2/4	2,9	8	
60	4/4	3,7	5	
		6,9	7	
		18	8	
Bosques control [Control forests]	150	6/7		
	270	7/6		
	350	4/3		

De forma más concreta, pueden sugerirse dos conclusiones tentativas en cuanto a las repercusiones de la fragmentación sobre los pájaros insectívoros forestales. En primer lugar, dado que la abundancia de estas especies decrece en la Península con el aumento de la xericidad (Tellería & Santos 1993, 1994), su probabilidad de subsistencia en parches de hábitat disminuirá progresivamente conforme se incrementen las condiciones mediterráneas de los hábitats forestales ibéricos. En segundo lugar, la probabilidad de subsistencia independiente de metapoblaciones formadas por archipiélagos de fragmentos (Hanski, 1989)

será muy baja en regiones mediterráneas, dada la escasez de fragmentos ocupados y las bajas densidades de población (Lawton, 1993). Desde esta perspectiva, la preservación de grandes superficies de bosques nativos, similares a los bosques control de este estudio, podría ser la única estrategia para conservar aves forestales en las regiones más restrictivas del sur de España.

AGRADECIMIENTOS.—Este estudio ha sido financiado por los proyectos PB86-0006-C02-01 y PB92-0238, de la Dirección General de Investigación

Científica y Técnica (Ministerio de Educación y Ciencia). Las críticas de Luis M.^a Carrascal y José R. Obeso contribuyeron a la mejora del manuscrito original.

BIBLIOGRAFÍA

- CRAMP, S. & PERRINS, C. M. (Eds.). 1993. *The birds of the western Palearctic, Vol. VII*. Oxford University Press. Oxford.
- FONT, I. 1983. *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.
- FORD, H. A. 1987. Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study*, 34: 205-218.
- HAILA, Y., HANSKI, I. K. & RAIVIO, S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the «sampling» colonization hypothesis corroborated. *Ecology*, 74: 714-725.
- HANSKI, I. 1989. Metapopulation dynamics: Does it help to have more of the same? *Trends in Ecology and Evolution*, 4: 113-114.
- HARMS, W. B. & OPDAM, P. 1990. Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. En, I. S. Zonneveld & R. T. T. Forman (Eds.): *Changing landscapes: An ecological perspective*, pp. 73-97. Springer-Verlag, New York.
- JÄRVINEN, O. & VÄISÄNEN, R. A. 1975. Estimating relative densities of breeding birds by line transect methods. *Oikos*, 26: 316-322.
- LAWTON, J. H. 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 409-413.
- OZENDA, P., NOIRFALISE, A. & TRAUTMANN, W. 1979. *Carte de la Végétation des états membres du Conseil de L'Europe*. Conseil de L'Europe. Estrasburgo.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (Eds.). 1995. *Determinación de áreas mínimas para vertebrados forestales en bosques fragmentados*. Informe ICONA-Universidad Complutense. Madrid.
- SOULÉ, M. E., BOLGER, D. T., ALBERTS, A. C., WRIGHT, J., SORICE, M. & HILL, S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2: 75-91.
- SUHONEN, J., ALATALO, R. V., CARLSON, A. & HÖGHUND, J. 1992. Food resource distribution and the organization of the *Parus* guild in a spruce forest. *Ornis Scandinavica*, 23: 467-474.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. 1993. Distributional pattern of insectivorous passerines in the Iberian forests: does abundance decrease near the border? *Journal of Biogeography*, 20: 235-240.
- & — 1994. Factors involved in the distribution of forest birds on the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 41: 161-169.
- & — 1995. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation*, 71: 61-67.
- & — 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos*, 78: 239-248.
- TEMPLE, S. A. & WILCOX, B. 1986. Predicting effects of habitat patchiness and fragmentation. En, J. Verner, M. L. Morrison & C. J. Ralph (Eds.): *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*, pp. 301-304. University of Wisconsin Press. Madison.
- ULFSTRAND, S. 1977. Foraging niche dynamics and overlap in a guild of passerine birds in a south Swedish coniferous woodland. *Oecologia*, 27: 23-45.
- WILCOVE, D. S., McLELLAN, C. H. & DOBSON, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En, M. E. Soulé (Ed.): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*, pp. 237-256. Sinauer Associates. Sunderland.

[Recibido: 16.7.96]
[Aceptado: 13.3.97]