

GESTION FORESTAL Y CONSERVACION DE LAS AVES EN ESPAÑA PENINSULAR

José Luis TELLERÍA*

RESUMEN.—*Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular.* En este trabajo se repasan los principales factores determinantes de la distribución de la avifauna forestal ibérica y se discute el impacto de diversos usos humanos sobre las aves de los bosques. Se ilustra el valor de ciertos bosques norteños, donde sobreviven poblaciones relictas de algunas especies forestales, y se comenta el conocido papel de muchos bosques meridionales como áreas de invernada para las aves migrantes. Se discute a continuación el papel desempeñado por la fisonomía y composición florística de los bosques en la estructura de la avifauna forestal, y se concluye que es posible manejar estas variables ambientales con el objeto de beneficiar a las especies de aves más amenazadas. Se describe el negativo papel de la fragmentación en la conservación de las aves forestales y la utilidad de aplicar la información disponible sobre este aspecto al diseño de reservas forestales. Finalmente, se comenta la necesidad de diseñar las repoblaciones forestales de forma que no impidan la reconstrucción de comunidades de aves forestales similares a las naturales. El gran tamaño de las parcelas, su alta diversidad florística y fisonómica, y la mayor persistencia temporal del arbolado, parecen ser las condiciones que más favorecen a la avifauna forestal de los repoblados.

Palabras clave: Aves forestales, conservación, distribución, España, fragmentación forestal, silvicultura.

SUMMARY.—*Forestry and the conservation of woodland birds in Peninsular Spain.* This paper reviews the main features of the distribution of woodland birds in the Iberian Peninsula, and discuss the impact of some human activities on these species. It shows the interest of some northern forests in which survive some relict forest bird species and the important role of other forest types in the southern half of Iberia as wintering grounds for many migrant species. The role of physiognomy and floristics in determining the structure of forest bird communities is also discussed, to show the usefulness of habitat management as a conservation tool. The negative effect of forest fragmentation on birds is shown, to point out the importance of considering this process in the design of forest reserves. Finally, the use of some biological criteria when designing reforestation schemes to improve the forest avifauna is also discussed. The large size of woodlots, their high physiognomical and floristic diversity, and the old age of a part of their trees, seem to be the best predictors of the quality of tree plantations for birds.

Key words: Conservation, distribution, forest birds, forest fragmentation, forestry, Spain.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques constituyen unidades paisajísticas sujetas a un impacto humano relativamente tenue, al menos si se les compara con las áreas agrícolas o los sectores urbanos o suburbanos de nuestras latitudes. Esto les ha convertido en enclaves donde la producción forestal, su objetivo tradicional, no ha impedido el mantenimiento de comunidades de plantas y animales relativamente naturales cuya conservación, coordinada con otros objetivos relacionados con la gestión ambiental (protección de suelos, retención de agua, etc.; por ejemplo, Ives & Pitt, 1989, López Cade-

nas, 1990), debiera formar parte de cualquier política moderna de planificación del medio (Holgate, 1991). Si atendemos, además, al interés social de estos tipos de hábitat, adecuados para el esparcimiento de una sociedad cada día más interesada por el conocimiento y estudio de otras formas de vida, una gestión armónica de las masas forestales puede añadir al valor económico de sus objetivos productivos y conservacionistas el más intangible activo de una contribución a nuestro bienestar psicológico y cultural (Prescott-Allen, 1986).

Las aves han desempeñado siempre un papel relevante en este contexto conservacio-

* Departamento Biología Animal I. Facultad de Biología. Universidad Complutense. 28040 Madrid.

nista (Diamond & Filion, 1987). Su accesibilidad y belleza las ha llevado a convertirse en los índices más populares de la calidad natural de cualquier área, además de reunir méritos objetivos para ser conceptuadas como adecuadas indicadores de las características florísticas, fisonómicas o sanitarias de cualquier bosque (Morrison, 1986; véase también Landres *et al.*, 1988). De hecho, muchas de ellas se incluyen bajo el epígrafe de «flag species», término en inglés utilizado para definir aquellos animales cuya conservación implica la protección adicional de muchos otros seres, menos evidentes o populares. La protección de las aves forestales trasciende, por lo tanto, a su propio interés, por obligarnos a proteger al conjunto de las biocenosis en que se integran.

En este trabajo se comentan aquellos rasgos más importantes de la distribución de la avifauna forestal en la Península Ibérica y se revisa la forma en que la intervención humana ha modificado las condiciones ambien-

tes de los bosques españoles, deteriorando su capacidad para albergar a muchas especies de aves típicas de los bosques naturales de esta zona (véase Purroy *et al.*, 1990, para una ampliación a otros grupos de vertebrados).

2. CARACTERES GENERALES DE LA AVIFAUNA FORESTAL IBÉRICA

La Península Ibérica se sitúa a caballo entre la Región Eurosiberiana y la Región Mediterránea ibérica, por lo que es ocupada por diversos pisos de vegetación con sus correspondientes formaciones arbóreas naturales (fig. 1). Robledales (*Quercus robur*) y hayedos (*Fagus sylvatica*) en la región Euro-siberiana y una sucesión de pinares (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*, *P. halepensis*, *P. pinea*...), sabinars (*Juniperus thurifera*), rebollares (*Quercus pyrenaica*), quejigales (*Quercus faginea*), encinares (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*), en los pisos de la región Mediterránea, configuran el diverso y abiga-

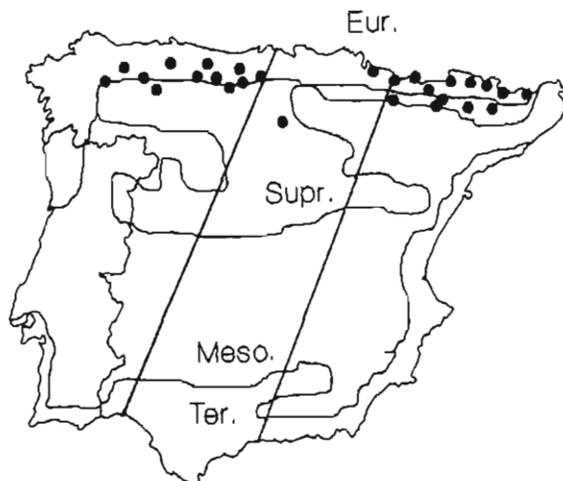


FIG. 1.—Situación de las áreas importantes para las aves forestales en España. Se han seleccionado del catálogo realizado por de Juana (1990) aquellas áreas con *Tetrao urogallus*, *Dryocopus martius*, *Dendrocopos medius*, *D. leucotos*, *Aegolius funereus*, o con poblaciones muy meridionales de *Certhia familiaris* y *Parus palustris*. Se representa también el transecto latitudinal de la figura 2 y la distribución de los principales pisos bioclimáticos. Eur.: Región Eurosiberiana, Supr.: Piso Supramediterráneo, Meso.: Piso Mesomediterráneo, Ter.: Piso Termomediterráneo.

[Situation of the important areas for forest birds in Spain. The areas shown in this figure have been selected from de Juana (1990), according to the presence of *Tetrao urogallus*, *Dryocopus martius*, *Dendrocopos medius*, *D. leucotos*, *Aegolius funereus*, or because of the existence of some relict southern populations of *Certhia familiaris* and *Parus palustris*. The latitudinal transect in figure 2 and the distribution of the main bioclimatic levels on the Iberian Peninsula are also shown. Eur.: Eurosiberian Region, Supr.: Supramediterranean level, Meso.: Mesomediterranean level, Ter.: Thermomediterranean level.]

rrado manto forestal ibérico (Ozenda *et al.*, 1978; Costa *et al.*, 1990). La Península, sin embargo, ha estado sometida a muchos siglos de explotación agrícola y ganadera que han reducido enormemente su masa forestal, cuando no la han alterado por carboneo, pastoreo o entresaca. De esta forma, y pese a la existencia de legislaciones centenarias dirigidas a la conservación o fomento de los bosques en muchas zonas de España (Bauer, 1980), hemos heredado una tierra con una cobertura forestal desfigurada: los bosques de las regiones más aptas para la agricultura y ganadería han sido talados o adherados, cuando no transformados en masas arbustivas informes como consecuencia del carboneo o de las sacas de leña. Sólo en determinados enclaves montañosos, de difícil acceso, han perdurado masas forestales de composición florística y fisonómica parecidas a las naturales, aunque la reciente mejora de los medios técnicos de explotación forestal (vías de saca...), ha terminado también con las características semivirgenes de muchos de estos enclaves. Hoy apenas se conocen bosques con sectores aparentemente inalterados (Muniellos en Asturias, Irati en Navarra...).

En los últimos cincuenta años y paralelamente al abandono por la población rural de las áreas más frías y montañosas de nuestro país, se inicia una política de reforestación con especies de crecimiento rápido (se repueblan 3,5 millones de ha, especialmente con coníferas —2,7 millones— y, en menor medida, eucaliptos —0,4 millones—; según el Anuario de Estadística Agraria). Se ha transformado así el panorama forestal de muchas regiones que, ocupadas antaño por pastos y matorrales, albergan ahora extensas masas de joven arbolado.

Distribución de la avifauna reproductora

Las características de la distribución y abundancia de las aves forestales en la Península vienen determinadas por la acción humana arriba comentada, aunque hay razones de tipo biogeográfico que tienden a agravar las consecuencias avifaunísticas del deterioro de la masa forestal ibérica en las regiones más meridionales.

La avifauna forestal paleártica parece tener su óptimo en los bosques caducifolios cen-

troeuropeos, desde donde disminuye su abundancia y variedad. En los bosques del extremo suroccidental de Europa hay, por lo tanto, un aparente deterioro de las condiciones óptimas para estas aves (el denominado *efecto península*: Brown, 1984; Blondel, 1985), que tienden a disminuir o a recluirse en enclaves montañosos hacia el sur peninsular (Bernis, 1955), aunque se trate de especies tan ubicuas y poco exigentes como los pequeños explotadores del follaje (fig. 2). Para las especies mayores este deterioro ambiental, acentuado por la fragmentación y atomización de los bosques naturales, hace que sus poblaciones tiendan a desaparecer de los enclaves boscosos más meridionales donde pudieron existir en tiempos históricos. Especies tales como Urogallo *Tetrao urogallus*, Chocha Perdiz (*Scolopax rusticola*), Pito Negro (*Dryocopus martius*), Pico Mediano (*Dendrocopos medius*), Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*), Lechuza de Tengmalm (*Aegolius funereus*), Agateador Norteño (*Certhia familiaris*) o Carbonero Palustre (*Parus palustris*), encuentran hoy en ciertas áreas forestales de la mitad norte peninsular sus áreas de cría más meridionales del Paleártico Occidental (Harrison, 1985). En muchos casos, estas poblaciones relictas meridionales parecen haber sufrido procesos de diferenciación alopatrica con respecto a las formas centroeuropeas, como queda reflejado en el carácter endémico de varias subespecies de aves forestales del entorno ibérico (Vaurie, 1965).

Distribución de la avifauna invernante

La llegada del invierno supone notables cambios en el significado de ciertos bosques ibéricos. Aunque la mayoría de las especies arriba reseñadas se mantienen en las mismas zonas donde se reprodujeron, al abrigo de la homeostasis estacional de las masas forestales más desarrolladas (Alerstam & Enckell, 1979), muchas de las aves forestales ibéricas, junto con las procedentes del Centro y Norte de Europa, se desplazan hacia los sectores más térmicos y productivos de la Península (Tellería *et al.*, 1988). Los árboles y arbustos mediterráneos, con fenología de fructificación predominantemente invernal, se convierten así en destacados soportes alimentarios de esta masa de invernantes (Jordano,

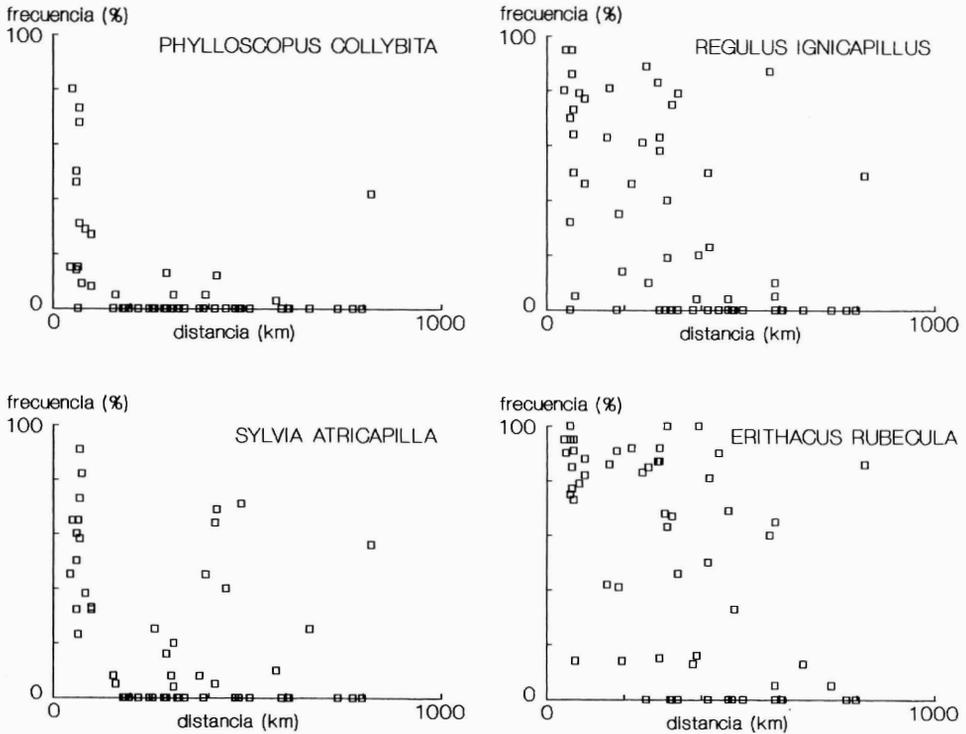


FIG. 2.—Distribución de la frecuencia de aparición de cuatro especies de aves insectívoras forestales en 58 bosques situados a diferentes distancias del extremo norte del transecto de la figura 1 (datos inéditos; véase Tellería *et al.* 1992 para más detalles sobre la distribución de los bosques).

[Patterns of distribution of four insectivorous bird species along 58 forests distributed from the northernmost top in the gradient of figure 1 (unpublished data; see Tellería *et al.* 1992 for more details on the forest distribution.)]

1985). De esta forma, las dehesas de encinas y alcornocques, los sabinares, las manchas de matorrales productores de frutos (*Pistacia*, *Olea*, *Phyllirea*...), favorecidos por la destrucción del bosque, o las grandes extensiones de olivar (cultivo, al fin y al cabo, de un arbusto mediterráneo), se convierten, desaparecidas las limitaciones impuestas por la sequía invernal, en generosos hábitat de invernada para multitud de especies (Santos & Tellería, 1985; Tellería & Santos, 1986). La región mediterránea ibérica y en especial aquellos hábitat forestales más atemperados de los pisos Meso y Termomediterráneo, adquieren así una importancia relevante en el mantenimiento de la avifauna invernante (fig. 3).

Conclusiones aplicadas

Por lo comentado hasta aquí, algunos bosques asentados en las montañas de la mitad norte tienen una importancia crucial por su papel en la conservación de ciertas poblaciones relictas de aves cuyo óptimo ecológico se situaría en las masas forestales centro-europeas. Son éstas, probablemente, las especies de aves forestales que más preocupación proteccionista debieran suscitar en nuestro país, al no presentar a nivel paleártico una situación delicada y no gozar, pese a la presunta identidad subspecífica de varias de ellas, del interés que suscitan otras aves más exclusivas del entorno ibérico. El inventario y protección de los bosques que aún

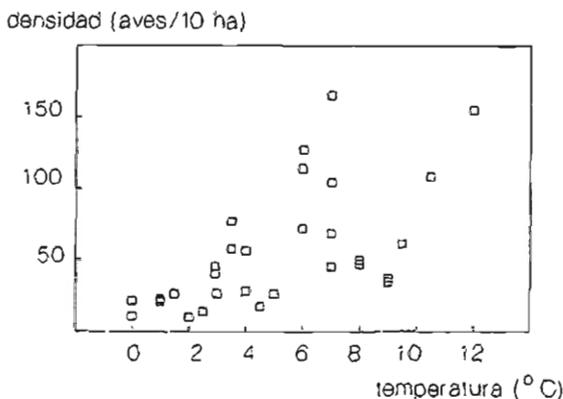


FIG. 3.—Relación entre la densidad invernal de aves y la temperatura media durante el mes de enero en 30 bosques ibéricos. Las temperaturas se han obtenido de Font (1983) y las densidades de Purroy (1975), Herrera (1980), Arroyo & Tellería (1984), Costa (1984), Zamora & Camacho (1984), Obeso (1987), Suárez & Santos (1988), Tellería & Galarza (1990), Sánchez (1991) y datos inéditos propios.

[Relationships between the density of the wintering bird communities in 30 forests of the Iberian Peninsula and the mean temperatures of January. See above for references.]

ocupan es, probablemente, uno de los retos más cruciales y urgentes de la conservación de la avifauna forestal ibérica. Los bosques del suroeste peninsular, pese a su carácter antitético con los anteriores (escasez de aves norteñas, tendencia al adhesionamiento...), tienen también gran importancia por constituir los campos de invernada de muchas de nuestras aves forestales y por albergar importantes poblaciones de especies foráneas. Dada la complementariedad estacional del arbolado meridional como garante de la supervivencia invernal de muchas aves forestales, su alteración produciría sin duda cambios en los niveles poblacionales de especies reproductoras en otros hábitat o regiones (véase Alerstam & Enckell, 1979; Hansson, 1979, y Wiens, 1989, para una ampliación de esta idea).

3. IMPLICACIONES DEL MANEJO FORESTAL SOBRE LAS AVES

Las aves que ocupan un bosque son el resultado directo de su gestión, por lo que es posible administrar aquél de forma que se favorezca o perjudique, conscientemente, a determinadas especies. Esta posibilidad, motor de numerosos estudios en el campo de la gestión de la fauna forestal, implica el estudio previo de la selección de hábitat de las

especies encartadas y la elaboración de modelos capaces de predecir su abundancia en función de determinadas variables ambientales (estructura fisonómica, florística, etc.; Verner *et al.*, 1986). Comentaré, a continuación, la forma en que afectan a las aves algunos de los tratamientos más usuales de las masas forestales, dejando al margen los aspectos referentes al impacto de las fumigaciones, por depender éste de los productos utilizados en el control de las plagas (Morrison, 1986). Tampoco se abordarán aquí los negativos efectos de los incendios (López & Guitián, 1988), ni la presencia humana masiva en determinados bosques, habitual motivo de preocupación de los gestores de aquellas áreas protegidas por su interés biológico y que, por idéntica razón, atraen grandes masas de visitantes (Sánchez & Tellería, 1988; Tellería, 1991).

Cambios fisonómicos

Uno de los patrones más constantemente observados en la estructura de las comunidades de aves forestales es la estrecha relación entre diversidad fisonómica y riqueza de especies (véase Wiens, 1989, para una revisión). Es posible, por lo tanto, aumentar el número de especies de aves de un bosque mediante el aumento de la diversidad fisonó-

mica vertical (por ejemplo, manteniendo árboles de diferentes edades y desarrollo), u horizontal (practicando, por ejemplo, aclareos parciales que favorezcan la incidencia de especies ecotónicas que aumenten la diversidad total; fig. 4). La diversidad avifaunística así conseguida puede ser interesante desde planteamientos recreativos y culturales (mayor número de especies de aves para ser observadas), pero puede no contribuir, o incluso perjudicar, la conservación de ciertas especies forestales especialmente amenazadas (por ejemplo, las más dependientes del arbolado maduro). Por ello, tiene más sentido dirigir las modificaciones del hábitat a solventar las limitaciones de ciertas especies o grupos en situación demográfica delicada. Así, la abundancia de aves trogloditas depende de la presencia de oquedades o de sustratos adecuados donde construir las. Algunas de ellas, como el Carbonero Garrapinos (*Parus ater*), son capaces de nidificar en agujeros del suelo, por lo que son rápidas y ubicuas colonizadoras de cualquier bosque de estructura florística adecuada. Otras, como el Papamoscas Cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), dependen más estrechamente de este recurso, hasta el punto que un aumento artificial del número de nidales suele llevar aparejado la recolonización o el aumento de sus poblaciones en los bosques intervenidos (por ejemplo, Potti & Montalvo, 1990). No siem-

pre existe, sin embargo, una relación estrecha entre la abundancia de huecos y la de aves trogloditas, ya que a partir de una densidad mínima de oquedades pueden prevalecer otros mecanismos moduladores de sus densidades (por ejemplo, la territorialidad; Waters *et al.*, 1990). Dada la relación entre el número de cavidades y la abundancia de árboles muertos, es posible predecir la densidad y estructura (edad) de estos últimos capaz de mantener a ciertas especies de aves. Esta estrategia de manejo es decisiva, además, para la supervivencia de aquellas especies que se alimentan de insectos xilófagos (como los piciformes), aunque plantea problemas en la gestión comercial de los bosques al convertirse los árboles muertos en potenciales focos de plagas y enfermedades para el arbolado.

Cambios florísticos

También la diversidad florística suele asociarse con la diversidad de la avifauna, por lo que determinadas labores de aclarado de matorral, entresaca selectiva, etc., pueden afectar a la riqueza de aves de un bosque (Potti, 1985; Bibby *et al.*, 1989; Carrascal & Tellería, 1990). También puede ocurrir que la presencia de determinadas aves se asocie a la de ciertos árboles o arbustos. Es conocida la existencia de aves especializadas en la

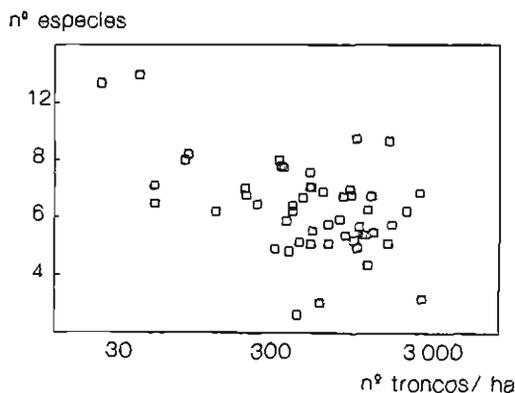


FIG. 4.—Relación entre la diversidad de las comunidades de aves (expresada en núm. medio de especies /10 minutos de observación) y la densidad del arbolado (núm. de troncos/1 ha; expresada en escala logarítmica) de 48 bosques ibéricos (según Tellería *et al.*, 1992).

[Relationship between the mean richness (no. of species/10 minutes of counting period) of the bird communities and the density of trees (log-transformed no. steps/1 ha) in 48 iberian forests (according to Tellería *et al.*, 1992).]

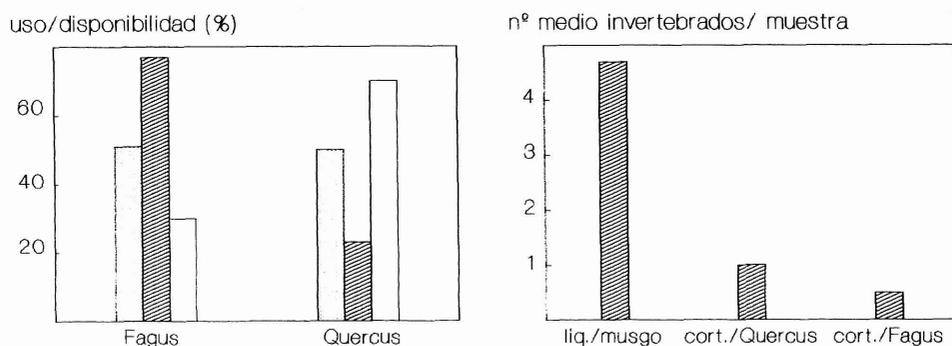


FIG. 5.—Los agateadores (*Certhia brachydactyla*) invernantes en el bosque caducifolio de Altube (Alava) utilizan con similar frecuencia los robles y las hayas (figura izquierda; barras blancas izquierdas) pese a que estas últimas suponen el 77% de los árboles frente al 23% de los robles (histograma rayado). Esta selección a favor de los robles parece deberse a la mayor cobertura de líquenes y musgos de sus troncos (59% de la superficie frente a un 31,4% en las hayas; barras blancas derechas). Estas epífitas proporcionan un mayor refugio invernal a los invertebrados y sus puestas que las cortezas descubiertas de los troncos de ambos árboles, como lo demuestran los resultados de los censos recogidos en la figura derecha, por lo que son el principal sustrato de alimentación de este ave (según Carrascal & Tellería, 1989).

[The treecreepers (*Certhia brachydactyla*) wintering at the Altube forest (Alava, Northern Spain) search for food on oak trunks more frequently than on beech trunks (left: left white bars) despite beeches account for 77% of trees in the forest and oaks only account for 23% (striped histogram). This pattern of tree selection seems to be due to the higher cover of lichens and mosses on oak trunks (59% of their surfaces) than on beeches (31,4%; right white bars). These epiphytes seem to be a very good refuge for wintering invertebrates, the main food of this species (right; according to Carrascal & Tellería, 1989).]

explotación de las frondosas o coníferas (Lack, 1971), aunque también hay ejemplos importantes donde se plasma la importancia invernal de determinadas especies de plantas como sustratos de alimentación de un amplio espectro de aves (Gutián, 1984; Herrera, 1984, y Jordano, 1987). La eliminación de esta cohorte florística del arbolado puede dar al traste con la capacidad de acogida de invernantes de muchos bosques. Incluso la tala selectiva de determinados árboles puede tener, también, consecuencias imprevistas en las posibilidades de supervivencia de algunas especies (fig. 5).

Conclusiones aplicadas

La estructura del hábitat, a través de su incidencia en la biología de las aves, es la determinante última de su conservación en un determinado bosque. Como se ha apuntado arriba, es conceptualmente sencillo y técnicamente viable manejar el hábitat de acuerdo

con criterios que favorezcan el mantenimiento o la recuperación de determinadas especies. Parece urgente, por ello, promocionar estudios que permitan diseñar planes de gestión de aquellos bosques que mantengan a las especies de aves forestales más amenazadas. Las áreas donde aún sobreviven poblaciones de especies tales como Pito Negro, Pico Dorsiblanco, Pico Mediano y Pico Menor *Dendrocopos minor*, especies forestales casi olvidadas en los círculos científicos y conservacionistas ibéricos (véase, sin embargo, Purroy, 1972; Purroy *et al.*, 1984; Vega, 1989, y de Juana, 1990), debieran estar sujetas a una legislación especial, que garantizase un uso acorde con los requerimientos de hábitat de estos picos. Existen experiencias suficientes con estas y otras especies de aves forestales que avalan la viabilidad de estas estrategias de acción. Estos comentarios son extensibles al cuidado de los árboles y arbustos de los que pueda depender la supervivencia invernal de muchas aves.

4. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN FORESTAL SOBRE LA AVIFAUNA

El estudio de los problemas derivados de la fragmentación de los bosques y de la consiguiente subdivisión de las poblaciones de las especies que albergan, es un tema de actualidad en investigación aplicada a la conservación de la naturaleza (Harris, 1984; Verner *et al.*, 1986; Wilcove *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1987). La razón de este interés estriba en la pérdida de muchas de esas poblaciones, como consecuencia de su aislamiento y de la incidencia de factores relacionados con la reducción superficial de las parcelas, resultantes de la atomización del hábitat (véase, por ejemplo, Obeso & García Manteca, 1990, para los bosques de la Cordillera Cantábrica). Se observa, así, una pérdida generalizada de especies a medida que disminuyen los fragmentos forestales (fig. 6). Cualquier política de conservación dirigida a la salvaguardia de retazos suficientemente representativos de estos medios exige conocer las razones de estas pérdidas, con el objeto de combatirlas mediante el diseño de reservas de características óptimas. El análisis de las causas determinantes del deterioro o desaparición de las poblaciones aisladas y de los mecanismos asociados a su supervivencia en tales condiciones constituye, por lo tanto, el objetivo prioritario de tales estudios que, a grandes rasgos, han centrado sus actividades en dos grandes grupos de factores.

Reducción poblacional

La reducción superficial va acompañada de la consiguiente disminución de la capacidad de porte de aquellas especies asociadas al fragmento forestal considerado. Las especies mayores y más exigentes en sus necesidades energéticas, o aquellas que dependen de recursos muy distribuidos y escasos, son las que sufren más este proceso de reducción numérica, alcanzando pronto cotas demográficas peligrosas (por ejemplo, Bennet, 1987). Así, se sabe que poblaciones demasiado reducidas pueden experimentar una drástica reducción de su variabilidad genética, o sufrir, por endogamia, la acción deletérea de alelos recesivos usualmente inoperantes (Soulé, 1986 y 1987; Soulé & Wilcox, 1980).

Interferencias con los hábitat periféricos

La reducción superficial de los fragmentos aumenta su conductividad con los hábitat periféricos (la relación perímetro/superficie aumenta al disminuir el tamaño del fragmento). Esto puede traer como consecuencia un incremento de las agresiones de diversos agentes externos que terminen por desvirtuar los rasgos esenciales del bosque considerado (Janzen, 1983). El tipo de alteraciones asociadas a este efecto de borde es relativamente amplio, pero las podemos articular en dos grandes grupos:

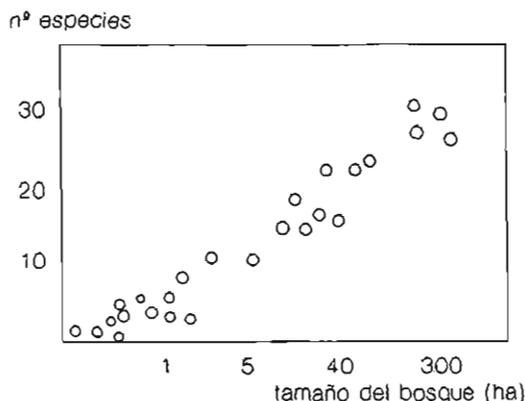


FIG. 6.—Evolución del número de especies de aves nidificantes en 31 fragmentos de encinar (*Quercus ilex*) de Lerma (Burgos; datos inéditos).

[Distribution of the number of breeding bird species in 31 Holm oak (*Quercus ilex*) woodlots of different size in Lerma (Burgos; central Spain; unpublished data).]

Factores abióticos. La reducción de los fragmentos puede disminuir su homeostasis climática. Se sabe, por ejemplo, que la reducción superficial de los bosques va acompañada de una pérdida de humedad como consecuencia de la acción del viento y de una acentuación de las variaciones térmicas (Lovejoy *et al.*, 1987). Esto puede dar lugar a cambios notables en la estructura florística de la vegetación, con los consiguientes efectos faunísticos, o a una modificación de las aves más sensibles a estas variables climáticas (Walsber, 1985; Wiens, 1986).

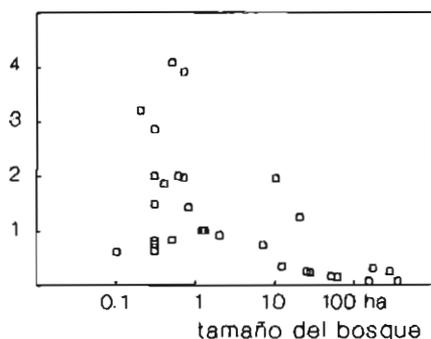
Factores bióticos. El predominio de las áreas ecotónicas favorece a las especies adaptadas a este tipo de medios, que pueden actuar sobre los fragmentos forestales modificando sus condiciones. Aunque la ecotonía se asocia a un incremento de la diversidad de especies al aumentar la heterogeneidad ambiental, por lo que ha gozado de ciertas simpatías entre los conservacionistas y gestores del medio natural, puede tener un efecto deletéreo sobre determinadas aves (Yahner, 1988). La depredación de ciertos recursos de estos fragmentos parece ser una de las causas principales de su depauperación. Esta incidencia puede abordarse desde dos puntos de vista:

- Puede ocurrir que alguna especie depreda sobre organismos que sirven de alimento a los vertebrados acantona-

dos en los bosquetes, originando una competencia por explotación que acabe por eliminarlos. Este es el caso, por ejemplo, de la fuerte depredación ejercida por ciertos roedores ecotónicos sobre los frutos y semillas de determinadas plantas forestales (Wästljung, 1989). Así terminan por excluir del bosque a los consumidores originarios y pueden producir, además, un serio deterioro de la capacidad de regeneración del propio bosque ante el consumo masivo de sus propágulos (Tellería *et al.*, 1991). De esta forma, puede asistirse a un proceso degenerativo irreversible de las condiciones ambientales en que sobreviven las poblaciones aisladas. Como es obvio, el hombre y sus ganados son el más clásico e importante agente de destrucción selectiva de los fragmentos forestales.

- Puede tener lugar una depredación directa por parte de ciertas especies ecotónicas de depredadores intermedios sobre los vertebrados o sus puestas y camadas. Este aspecto ha sido especialmente ilustrado para el caso de los passeriformes, grupo en el que se observa un aumento de la depredación de sus nidos al disminuir el tamaño de los bosques (Wilcove, 1985; Tellería & Santos, 1992; fig. 7) y una aparente tendencia

nº córvidos/10 minutos



% nidos depredados

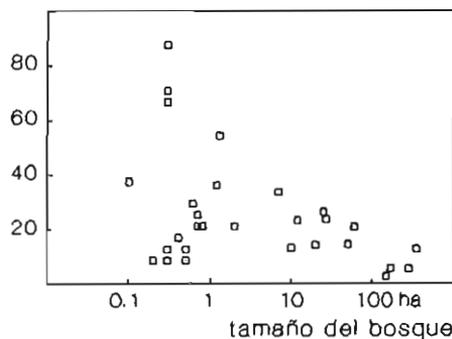


FIG. 7.—Izquierda. Evolución de la abundancia de córvidos (*Corvus corone* y *Pica pica*), expresada en número medio de individuos contactados por estación de censo, en los 31 encinares de la figura 6. Derecha. Evolución de las tasas de depredación sobre nidos artificiales en los mismos bosques (según Tellería & Santos, 1992, y datos inéditos no publicados).

[Left. Mean crow abundance (*Corvus corone* and *Pica pica*), in the 31 woodlots of figure 6. Right. Mean predation rates on artificial nests situated in these woodlots (according to Tellería & Santos, 1992, and unpublished data).]

a la estructura de sus comunidades en función del grado de protección del nido de las especies (Martín, 1988).

Conclusiones aplicadas

La conjunción de todos estos aspectos, acentuada siempre a medida que disminuye el tamaño de los fragmentos considerados, explica la alta probabilidad de extinción de las poblaciones que éstos mantienen. Surge entonces la necesidad de indagar si existen mecanismos de compensación con los que las especies puedan combatir esta tendencia. Una respuesta clásica a este problema, procedente de las predicciones emanadas de la teoría de islas de MacArthur & Wilson (1957), es asumir la existencia de equilibrios dinámicos resultantes de la compensación de las tasas de extinción en los pequeños fragmentos por el aporte de inmigrantes desde los retazos mayores, donde no se dan las interferencias comentadas. Diversos estudios teóricos y alguna evidencia empírica (se ha trabajado muy poco en este terreno) parecen demostrar lo acertado de este planteamiento (por ejemplo, Burkley, 1989; Gilpin & Hanski, 1991; Verboom *et al.*, 1991). La rapidez de recolonización depende de la capacidad de locomoción de las especies implicadas y de su proclividad a atravesar hábitat diversos. Stamps *et al.* (1987) hablan, por ello, de especies de «borde duro» y de «borde blando», según su predisposición a abandonar sus medios habituales. Las primeras dependen para su expansión de la existencia de corredores que conecten los fragmentos, mientras que las segundas, menos problemáticas, relacionan sus tasas de recolonización con la distancia entre fragmentos. Por esta razón, cualquier diseño de reservas debe basarse en la configuración de masas forestales relativamente próximas, donde no sea difícil el intercambio de individuos capaces de compensar potenciales extinciones locales. Esto se facilita si se crean corredores arbolados que posibiliten dicho intercambio (Shafer, 1990). Es importante, además, seleccionar bosques suficientemente grandes, protegidos si fuera necesario por orlas de arbolado de menor calidad, que atenúen los impactos en las zonas ecotónicas.

5. EFECTOS DE LOS CULTIVOS FORESTALES SOBRE LA AVIFAUNA

Las repoblaciones forestales constituyen uno de los temas más debatidos en materia de política de medio ambiente en nuestro país (por ejemplo, Castroviejo *et al.*, 1985, vs. Ortuño, 1990). La controversia surge, probablemente, de las diferentes formas de plantear los objetivos de este tipo de intervención ambiental: donde unos ven la posibilidad de reconstruir un bosque, otros buscan la mera rentabilidad de un cultivo forestal. El predominio de este último planteamiento en las repoblaciones efectuadas en España durante las últimas décadas, agudizado en ocasiones por instalarse aquéllas en tipos de hábitat o regiones ecológicamente valiosos, o por suscitar otros problemas sociales y políticos (ocupación de pastos comunales, monopolios de explotación...), las ha llevado a un inmerecido desprestigio. Las repoblaciones, planteadas como intervenciones dirigidas a la reconstrucción del bosque, donde la explotación forestal debiera ser compatible con otros importantes objetivos ambientales (retención de suelo y agua, conservación de fauna y flora, etc.), constituyen una valiosa técnica de recuperación ambiental. Después de todo, una mayoría de los terrenos yermos sobre los que hoy se asientan son el resultado de una intervención humana previa dirigida a la destrucción del arbolado climácico. Para cubrir unas expectativas razonables desde el punto de vista de la conservación de la avifauna, éstas han de tener en cuenta una serie de aspectos que comentaré a continuación (véase Avery & Leslie, 1990, para una ampliación).

Incidencia sobre la diversidad regional y suprarregional de la avifauna

Las repoblaciones de muchas áreas deforestadas de la Península Ibérica, ocupadas antaño por matorrales, pastos o cultivos desarbolados, propician el retorno de las aves de matiz norteño a costa, usualmente, de las aves de carácter más mediterráneo (Tellería, 1980; Potti, 1985). Cuando las aves implicadas en este vaivén de origen antrópico son abundantes y ubicuas, poco se puede objetar desde una óptica conservacionista, ya que las

especies ahora perjudicadas se extendieron en su día gracias a la acción humana y a costa de las aves forestales.

Pese a este planteamiento, hay situaciones en las que debieran analizarse con mayor atención las implicaciones últimas de estos bruscos cambios del paisaje. Puede ocurrir, por ejemplo, que una reforestación fragmente y reduzca enormemente los terrenos deforestados sobre los que se asienta, poniendo en grave riesgo la supervivencia regional de aquellas especies exclusivas de estos tipos de hábitat. La sustitución de las campiñas atlánticas por pinos y eucaliptos atenta, por ejemplo, contra un porcentaje importante de las especies de aves reproductoras en la Cornisa Cantábrica, por lo que un desarrollo exhaustivo de este tipo de cultivos arbolados puede suponer un considerable deterioro de la diversidad avifaunística regional (Tellería & Galarza, 1990). Además, y dada la importancia de las campiñas como lugar de invernada para multitud de aves nativas y foráneas (muchas de ellas forestales, que se desplazan durante el invierno a este tipo de medios), su sustitución afectaría a las poblaciones de especies invernantes de otros países, con lo que tal intervención, al igual que las desarrolladas sobre bosques y matorrales de los sectores más térmicos del Mediterráneo, atentaría contra la diversidad avifaunística de otras regiones (Santos *et al.*, 1990). En áreas como la Península Ibérica donde la invernada tiene una importancia destacada, no han de olvidarse nunca las implicaciones suprarregionales de cualquier modificación ambiental que afecte a la avifauna migradora.

Limitaciones en la reconstrucción de las comunidades de aves forestales

Pese a la potencial utilidad de las repoblaciones en la reconstrucción de las comunidades de aves forestales, rara vez alcanzan resultados satisfactorios; es decir, en muy contadas ocasiones consiguen reorganizar comunidades de aves similares a las asentadas en los bosques autóctonos maduros (fig. 8; véase Purroy *et al.*, 1990, para una ampliación a otros vertebrados). Son varias las razones determinantes de estos resultados. Puede ocurrir, por ejemplo, que las especies de árboles plantadas ofrezcan recursos ali-

menticios escasos, inaccesibles o fugaces. Los eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), por ejemplo, son un caso típico. La abundancia de resinas en sus hojas impide el asentamiento de invertebrados folívoros, base de la alimentación de muchas aves forestales. Sólo los tallos tiernos, o los rebrotes producidos tras los incendios, carentes aún de estas sustancias, mantienen invertebrados sobre los que pueden alimentarse algunas aves. Sus troncos, lisos y sin resquicios que puedan ser utilizados como refugio por los invertebrados, apenas ofrecen alimento a los explotadores del tronco. Estas y otras razones (relacionadas con la estructura del follaje, calidad de los suelos que generan, etc.), parecen ser las causas de la habitual inadaptación de las aves a la explotación de estas plantaciones. Tan sólo sus flores, y en menor medida las semillas de sus cápsulas, pueden servir como fuente de alimento ocasional para ciertas aves, que abandonan estos repoblados tan pronto desaparecen dichos recursos (Tellería & Galarza, 1992). En otros casos puede ocurrir que el arbolado sea sólo adecuado para una parte de la avifauna forestal autóctona. El Reyzeuelo Listado *Regulus ignicapillus* y el Carbonero Garrapinos, por ejemplo, dos especies poco limitadas por los lugares de nidificación, llegan a dominar las comunidades de aves de los repoblados de *Pinus radiata* del norte de España que, por esta razón, sobrepasan en densidad a los propios bosques autóctonos (fig. 8). En estas repoblaciones, sin embargo, quedan marginadas aquellas especies inadaptadas a la explotación de estas coníferas (Carbonero Palustre, Herretillo Común *Parus caeruleus*, Trepador Azul *Sitta europaea*...: Tellería, 1983; Carrascal & Tellería, 1990).

Al margen de las causas debidas a las propias características de los árboles utilizados, hay razones adicionales relacionadas con la estructura fisonómica y la persistencia temporal de las plantaciones que limitan la presencia de determinadas especies. Aquellas plantaciones estructuradas bajo la forma de pequeñas parcelas ocupadas por uniformes masas de árboles isócronos, que son taladas en su totalidad a partir de cierta edad, parecen ser especialmente inadecuadas para la recuperación de las aves necesitadas de árboles desarrollados. Este es el caso, por ejem-

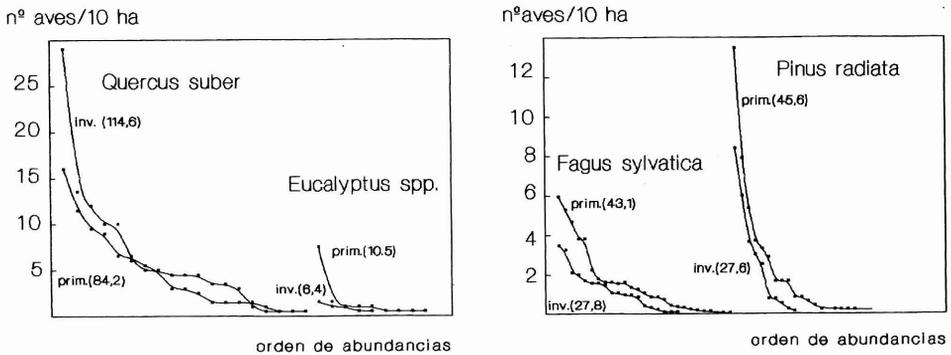


FIG. 8.—Estructura de las comunidades de aves en bosques naturales y en plantaciones con árboles exóticos. Se representa a las especies por orden de abundancia en cada comunidad y se indica, entre paréntesis, la densidad primaveral e invernal. Izquierda: comparación entre las comunidades de aves de los alcornocales y las de las plantaciones de eucaliptos en los Montes de Toledo (según Santos & Alvarez, 1990). Derecha: comparación entre las comunidades de aves de los hayedos y las de las plantaciones de *Pinus radiata* en los Montes Vascos (según Tellería & Galarza, 1990).

[Comparisons between the breeding and wintering bird communities of two natural forests and their substitute alloctone tree plantations. Species are ranked according their abundances and the total density is shown in brackets. Left: comparison between the Cork oak forests and the Eucalypt plantations of the Toledo mountains (Santos & Alvarez, 1990). Right: comparison between the beech forests and the *Pinus radiata* plantations of the Basque Country (Tellería & Galarza, 1990).]

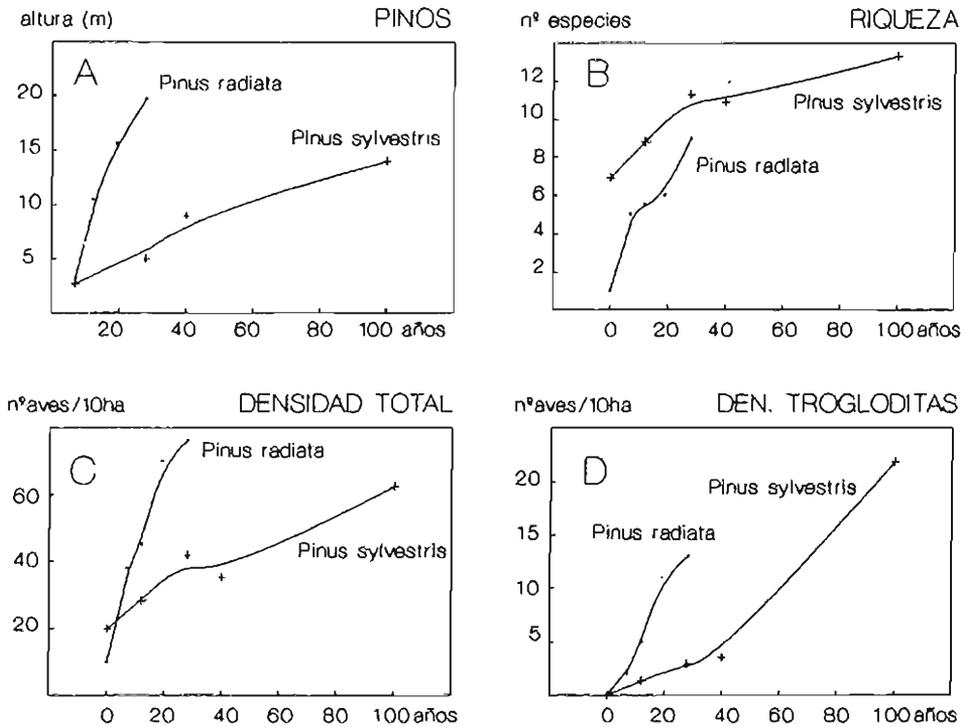
plo, de los repoblados de *Pinus radiata* en el norte de España, donde la estructura de la propiedad en minifundios ha dado lugar a un paisaje forestal enormemente parcelado. Si fuera posible acelerar el paso del tiempo, veríamos en este paisaje forestal un caleidoscopio de parcelas que crecen y se talan sin que lleguen a configurar nunca una masa estable de viejo arbolado (Carrascal & Tellería, 1990). El aislamiento, reducción superficial e inconstancia temporal de las parcelas más antiguas, que surgen y desaparecen aquí y allá, impiden, pese al formidable desarrollo de las comunidades de aves forestales asociadas a los estados iniciales e intermedios de desarrollo de estos bosques (fig. 9), el asentamiento de las especies típicas de los estados más maduros, que son paradójicamente escasas en estas zonas forestales del norte de España (Alvarez *et al.*, 1985).

En aquellos sectores (por ejemplo, montañas interiores repobladas con *Pinus sylvestris*) donde las condiciones climáticas imponen mayores restricciones al crecimiento del arbolado, que por ello se explota en turnos superiores a los cien años, y donde además se practica la entresaca y los repoblados ocupan grandes extensiones de terrenos pú-

blicos, se atenúan las limitaciones arriba comentadas. En este caso, se forman grandes masas forestales, dotadas de una proporción estable de árboles bien desarrollados, capaces de mantener comunidades subóptimas aunque aceptablemente desarrolladas de aves forestales. Muchos de los mejores bosques del interior peninsular (Sistema Ibérico y Sistema Central), tienen su origen en repoblaciones de estas características.

Conclusiones aplicadas

La reconstrucción de las comunidades de aves forestales a partir de los repoblados pasa por la consideración de la forma en que la fisonomía, composición florística y tamaño de las parcelas afectan a las aves. Hay que considerar aquí, además, el relevante papel del tiempo (turnos de tala) y el desigual efecto de las técnicas de explotación (talas totales o entresaca), por incidir ambos en la continuidad de las etapas maduras del bosque. No es difícil diseñar repoblaciones en las que estos criterios se aúnen con los habituales objetivos productivos: dado que la práctica habitual de eliminar los arbustos y arbolillos no comerciales es nefasta para



El rápido desarrollo del arbolado en los repoblados vascos (A) va acompañado de un gran aumento de la riqueza (B) y densidad de aves (C). Pese a ello, no alcanza la riqueza ni densidad final de aves trogloditas (D) de los repoblados de las montañas castellanas que, aunque más lentos en su desarrollo, son más eficaces en la reconstrucción de las comunidades de aves forestales (según Potti, 1985, y Carrascal & Tellería, 1990).

[Evolution of the breeding bird communities in the *Pinus radiata* plantations of the Basque Country and in the *Pinus sylvestris* plantations of Sierra de Ayllón (Central Spain). The fast growth of pine trees in the Basque plantations (A) is related to the sharp increase of richness (B) and density (C) of their bird communities. Despite this, and because of the early logging, *Pinus radiata* plantations do not reach the final density and richness of the hole-nesting bird species (D) of the *Pinus sylvestris* plantations; although these plantations grow more slowly than the *Pinus radiata* plantations, are better to build up semi-natural forest bird communities (Potti, 1985, Carrascal & Tellería, 1990).]

muchas aves, puede atenuarse su impacto respetando rodales en lugares no problemáticos donde puedan refugiarse las especies aludidas; puede respetarse un porcentaje dado de árboles autóctonos de crecimiento más lento aprovechando lindes, regatos, etc., o intercalándolos en el repoblado para que, sin un esfuerzo económico de plantación, diversifiquen florística y fisonómicamente los repoblados, etc. (por ejemplo, Potti, 1985, y Carrascal & Tellería, 1990). Ahora que buena

parte de los sistemas de explotación agrícola tradicionales de la mitad norte peninsular parecen haber entrado en crisis y que se plantean nuevas opciones productivas, en parte dirigidas hacia la explotación forestal, puede ser el momento de reclamar de nuestras autoridades una política de recuperación del arbolado que, mediante una diversificación de objetivos, mejore los tradicionales planteamientos productivistas.

BIBLIOGRAFÍA

- ALERSTAM, T. & ENCKELL, P. 1979. Unpredictable habitats and evolution of bird migration. *Oikos*, 33: 182-189.
- ALVAREZ, J.; FAUS, J. M.; CASTIÉN, E. & MENDIOLA, I. 1985. *Atlas de los vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- ARROYO, B. & TELLERÍA, J. L. 1984. La invernada de las aves en el área de Gibraltar. *Ardeola*, 30: 23-31.
- AVERY, M. & LESLIE, R. 1990. *Birds and Forestry*. Poyser. Londres.
- BAUER, E. 1980. *Los Montes de España en la Historia*. MAPA, Madrid.
- BERNIS, F. 1955. An ecological view of Spanish avifauna with reference to the nordic and alpine birds. Proc. XXI Orn. Con. Bassel, 417-423.
- BLONDEL, J. 1985. Historical and ecological evidence on the development of Mediterranean avifaunas. Acta XVIII Int. Congr. Ornith., vol. 2, 373-386.
- BROWN, J. H. 1984. On the relationships between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124: 255-279.
- BURKLEY, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, 55: 75-81.
- BIBBY, C. J.; ASTON, N. & BELLAMY, P. E. 1989. Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. *Biological Conservation*, 49: 17-29.
- CARRASCAL, L. M.; POTTI, J. & SÁNCHEZ-AGUADO, F. J. 1987. Spatio-temporal organization of the bird communities in two Mediterranean montane forests. *Holarctic Ecology*, 10: 185-192.
- CARRASCAL, L. M. & TELLERÍA, J. L. 1989. Comportamiento de búsqueda del alimento y selección de especies arbóreas: análisis con el agateador común (*Certhia brachyactyla*) durante el invierno. *Ardeola*, 36: 149-160.
- 1990. Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del norte de España. *Ardeola*, 37: 247-266.
- CASTROVIEJO, S.; GARCÍA, M. A.; MARTÍNEZ, S. & PRIETO, F. 1985. Política Forestal en España (1940-1985). *Quercus*, 19: 1-151.
- COSTA, L. 1984. Composición de la comunidad de aves en pinares del Parque Nacional de Doñana (Suroeste de España). *Doñana Acta Vertebrata*, 11: 151-183.
- COSTA, M.; GARCÍA ANTÓN, M. A.; MORLA, M. & SÁINZ OLLERO, H. 1990. La evolución de los bosques en la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología* (esp.), 1: 31-58.
- DIAMOND, A. W. & FILLION, F. L. (Eds.). 1987. *The value of birds*. ICBP Technical Publication No. 6. ICBP. Cambridge.
- FONT, I. 1983. *Atlas Climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid.
- GILPIN, M. & HANSKI, I. 1991. *Metapopulation Dynamics. Empirical and theoretical investigations*. Academic Press. Londres.
- GUITIÁN, J. 1984. Sobre la importancia del acebo (*Ilex aquifolium*) en la ecología de la comunidad invernal de passeriformes en la Cordillera Cantábrica Occidental. *Ardeola*, 30: 65-76.
- HANSSON, L. 1979. On the importance of landscape heterogeneity in northern regions for the breeding population densities of homeotherms: a general hypothesis. *Oikos*, 33: 182-189.
- HARRIS, L. D. 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press. Chicago.
- HARRISON, C. 1985. *An Atlas of the Birds of the Western Palearctic*. Collins. Londres.
- HERRERA, C. M. 1980. Composición y estructura de dos comunidades mediterráneas de passeriformes. *Doñana Acta Vertebrata*, 7: 1-340.
- 1984. A study of avian frugivores, bird dispersed plants, and their interaction in Mediterranean scrublands. *Ecological Monographs*, 54: 1-23.
- HOLGATE, M. W. 1991. Conservation in a world context. En I. F. Spellerberg, F. B. Goldsmith & M. G. Morris (Eds.): *The scientific management of temperate communities for conservation*, pp. 1-26. Blackwell. Londres.
- IVES, J. & PITT, D. C. 1989. *Deforestation: social dynamics in watersheds and mountain ecosystems*. Routledge. Londres.
- JANZEN, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decrease. *Oikos*, 41: 402-410.
- JORDANO, P. 1985. El ciclo anual de los passeriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: Importancia de su invernada y variaciones interanuales. *Ardeola*, 32: 69-94.
- 1987. Notas sobre la dieta no insectívora de algunos Muscipidae. *Ardeola*, 34: 89-98.
- JUANA, E. DE (Ed.). 1990. *Áreas importantes para las aves en España*. Monografías SEO, núm. 3. SEO. Madrid.
- LACK, D. 1971. *Ecological isolation in birds*. Blackwell. Londres.
- LANDRES, P. B.; VERNER, J. & THOMAS, J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2(4): 316-328.
- LÓPEZ, B. & GUITIÁN, J. 1988. Evolución de las comunidades de aves después del incendio en pinares de la Galicia Occidental. *Ardeola*, 35: 97-107.
- LÓPEZ CADENAS, F. 1990. El papel del bosque en la conservación del agua y del suelo. *Ecología* (esp.), 1: 141-155.

- LOVEJOY, D. H. 1987. Edge and other effects of isolation on Amazon fragments. En M. E. Soulé (Ed.): *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*, pp. 257-285. Sinauer. Sunderland.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton.
- MARTIN, T. E. 1988. Habitat area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? *Ecology*, 69: 74-84.
- MORRISON, M. L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. En R. F. Johnston (Ed.): *Current Ornithology III*, pp. 429-451. Plenum Press. Nueva York.
- OBESO, J. R. 1987. Comunidades de passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la Sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34: 37-59.
- OBESO, J. R. & GARCÍA MANTECA, P. 1990. Patrones de fragmentación del hábitat en el norte de España: el ejemplo de hayedos y robledales de Asturias. *Ecología (esp.)*, 1: 511-520.
- ORTUÑO, F. 1990. El plan para la repoblación forestal de España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología (esp.)*, 1: 373-392.
- OZENDA, P.; NOIRFALISE, A. & TRAUTMANN, W. 1979. *Carte de la végétation des états membres du Conseil de l'Europe*. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- POTTI, J. 1985. La sucesión de las comunidades de aves en los pinares repoblados de *Pinus sylvestris* del Macizo de Ayllón (Sistema Central). *Ardeola*, 32: 253-277.
- POTTI, J. & MONTALVO, S. 1990. Ocupación de áreas con nidales por el Papamoscas Cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*). *Ardeola*, 37: 75-84.
- PRESCOTT-ALLEN, C. & R. 1986. *The First Resource. Wild Species in the North American Economy*. Yale University Press. New Haven.
- PURROY, F. J. 1975. Evolución anual de la avifauna de un bosque mixto de coníferas y frondosas en Navarra. *Ardeola*, 21: 669-697.
- 1972. El Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) del Pirineo. *Ardeola*, 16: 145-158.
- PURROY, F. J.; ALVAREZ, A. & PETERSEN, B. 1984. La población de Pico Mediano, *Dendrocopos medius*. (L.) de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola*, 31: 81-90.
- PURROY, F. J.; ALVAREZ, A. & CLEVINGER, A. P. 1990. Bosque y fauna de vertebrados terrestres en España. *Ecología (esp.)*, 1: 349-363.
- SÁNCHEZ, A. 1991. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en la Sierra de Gredos. *Ardeola*, 38: 207-231.
- SÁNCHEZ, A. & TELLERÍA, J. L. 1988. Influencia de la presión urbana sobre la comunidad de aves de un encinar ibérico (*Quercus rotundifolia*). *Miscelánea Zoológica*, 12: 295-302.
- SANTOS, T.; ASENSIO, B.; CANTOS, F. J. & BUENO, J. M. 1990. Efectos de las repoblaciones con árboles exóticos sobre los passeriformes invernales en el norte de España. *Ardeola*, 37: 309-317.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. 1985. Patrones generales de la distribución invernal de Passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 32: 17-30.
- 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forests. *Biological Conservation*, 60: 1-5.
- SAUNDERS, D. A.; ARNOLD, G. W.; BURBIDGE, A. A. & HOPKING, J. M. (Eds.). 1987. *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty. Norton.
- SHAFFER, C. L. 1990. *Nature reserves. Island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- SOULÉ M. E. (Ed.). 1986. *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer. Sunderland.
- 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- STAMPS, J. A.; BUECHNER, M. & KRISHMAN, V. V. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*, 129: 533-552.
- SUÁREZ, F. & SANTOS, T. 1988. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en un rebollar (*Quercus pyrenaica* Wildl.) de la Submeseta Norte. *Miscelánea Zoológica*, 12: 379-384.
- TELLERÍA, J. L. 1980. Datos preliminares sobre las características ecológicas y biogeográficas de las comunidades de aves del Macizo de Ayllón. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 9: 45-54.
- 1983. La invernada de las aves en los bosques montanos del País Vasco atlántico. *Munibe*, 35: 101-108.
- 1991. Aves, un recurso cultural. Ventajas y problemas de su explotación turística. *Panda*, 34: 6-9.
- TELLERÍA, J. L. & GALARZA, A. 1990. Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola*, 37: 229-245.
- 1992. Avifauna invernante en un eucaliptal del norte de España. *Ardeola*, 38: 239-248.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. 1986. Bird wintering in Spain: a review. En A. Farina (Ed.): *Fist Conference on Birds Wintering in the Mediterranean Region*, pp. 319-338. Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina. Bologna.
- 1992. Spatiotemporal patterns of egg predation in forest islands: An experimental approach. *Biological Conservation*, 62: 29-33.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T. & ALCÁNTARA, M. 1991. Abundance and food searching intensity

- of wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy*, 72: 183-187.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T. & CARRASCAL, L. M. 1988. Invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica. En J. L. Tellería (Ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, pp. 153-166. Monografías SEO, núm. 1. SEO. Madrid.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T.; SÁNCHEZ, A. & GALARZA, A. 1992. Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study*, 39: 63-68.
- VAURIE, C. 1965. *The birds of the Palearctic Fauna. A systematic reference*. H. G. & G. Witherby Limited. Londres.
- VEGA, I. 1989. Situación del Pico Menor en la Península Ibérica. *Quercus*, 41: 30-34.
- VERBOOM, J.; SCHOTMAN, A.; OPDAM, P. & METZ, J. A. J. 1991. European Nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos*, 61: 149-159.
- VERNER, J.; MORRISON, M. L. & RALPH, C. J. (Eds.). 1986. *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press. Madison.
- WALSBERG, G. F. 1985. Physiological consequences of microhabitat selection. En M. L. Cody (Ed.): *Habitat selection in birds*, pp. 389-413. Academic Press. Orlando.
- WÄSTLJUNG, U. 1989. Effects of crop size and stand size on seed removal by vertebrates in hazel *Corylus avellana*. *Oikos*, 54: 178-184.
- WATERS, J. R.; NEON, B. R. & VERNER, J. 1990. Lack of nest site limitation in a cavity-nesting bird community. *Journal of Wildlife Management*, 54: 239-245.
- WIENS, J. A. 1989. *The ecology of bird communities*. 2 vols. Cambridge University Press. Cambridge.
- WILCOVE, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66: 1.211-1.214.
- WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H. & DOBSON, A. P. 1986. Habitat fragmentation in temperate zone. En M. E. Soulé (Ed.): *Conservation Biology*, pp. 237-256. Sinauer. Sunderland.
- ZAMORA, R. & CAMACHO, I. 1984. Evolución estacional de la comunidad de aves en un encinar de Sierra Nevada. *Doñana Acta Vertebrata*, 11: 25-43.