

AVIFAUNA Y PAISAJE EN EL NORTE DE ESPAÑA: EFECTO DE LAS REPOBLACIONES CON ARBOLES EXOTICOS

J. L. TELLERÍA *
A. GALARZA **

INTRODUCCIÓN

La franja costera del Norte de España está sometida a una intensa explotación forestal y ganadera (Ministerio de Agricultura, 1978). Su alta densidad de población, la subdivisión de la propiedad del suelo y la dispersión de los núcleos urbanos (LAUTENSACH, 1964) ha dado lugar a un paisaje parcelado en el que alternan los prados para el ganado con las plantaciones de pinos y eucaliptos. La vegetación forestal autóctona ha desaparecido de las áreas más cultivadas o ha quedado relegada a minúsculos bosquetes entramados en una red de setos arbustivos que compartimenta prados y pastizales, configurando el clásico paisaje de la campiña atlántica. Sólo los sectores montañosos del interior, más abruptos y despoblados, albergan bosques naturales de cierta extensión.

El ingreso de España en la Comunidad Económica Europea puede cambiar las características de este paisaje y de la fauna asociada si se confirma la desaparición de muchas pequeñas explotaciones ganaderas a causa de la importación masiva de leche europea (BALDOCK y LONG, 1987). Se piensa que una alternativa económicamente viable sería la transformación de los prados y pastizales en nuevas plantaciones de árboles de crecimiento rápido con las que abastecer la demanda de maderas baratas (Ministerio de Economía y Hacienda, 1989). De confirmarse tal tendencia, el paisaje de este sector sufriría una drástica remodelación, caracterizada por el aumento de las superficies ocupadas por pinos y eucaliptos a costa de la campiña. Sin embargo, y pese a la previsible magnitud y rapidez de este cambio, apenas se han realizado estudios que valoren su impacto sobre la fauna y flora del sector.

En este trabajo estudiamos las previsibles consecuencias de la sustitución de las campiñas por plantaciones de pinos y eucaliptos sobre la avifauna de Cantabria y de la vertiente atlántica del País Vasco, un sector representativo del resto de la franja costera cantábrica. Aunque hay estudios sobre diferentes

* Departamento de Biología Animal (Zoología). Facultad de Biología, Universidad Complutense. 28040 Madrid.

** Servicio Forestal y de Conservación de la Naturaleza. Avenida del Ejército, 9, 2.º. 48014 Bilbao.

aspectos de las comunidades de aves de esta zona (TELLERÍA, 1983, a y b; CARRASCAL y TELLERÍA, 1985, a y b; TELLERÍA y SANTOS, 1985; CARRASCAL, 1986, a y b; FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; GALARZA, 1987, etc.) se ha trabajado poco sobre el significado de sus unidades paisajísticas desde el punto de vista de la conservación de la avifauna. Sólo ELÓSEGUI (1980) y BONGIORNO (1982) valoraron las características de las comunidades de aves reproductoras del País Vasco y Galicia desde una óptica conservacionista. Su estudio ignoró, sin embargo, el relevante papel de las costas atlánticas ibéricas como área de invernada de la avifauna paleártica (TELLERÍA *et al.*, 1988).

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA

El área de estudio ocupa la vertiente atlántica del País Vasco (provincias de Guipúzcoa, Vizcaya y Norte de Alava) y la mitad oriental de Cantabria. Se trata de un área densamente poblada (más de 250 habitantes/km²), ocupada en sus tramos costeros, más llanos y atemperados (8°C de temperatura media en enero, unos diez días anuales de helada, FONT, 1983), por un paisaje abigarrado de campiñas y repoblados de *Pinus radiata* (dominantes en el País Vasco) o de *Eucalyptus globulus* (dominantes en Cantabria). Los tramos interiores, más abruptos y fríos (4-6°C de temperatura media en enero, unos cuarenta días de helada), presentan campiñas en los valles y pastos, plantaciones de *Pinus radiata* o bosques caducifolios en los sectores más abruptos. Los eucaliptos, más sensibles a las heladas, sólo aparecen en los sectores costeros (GUINEA, 1949; ASEGUINOLAZA *et al.*, 1989), aunque se han iniciado tentativas de repoblación con especies más adaptadas al frío.

Dado que este estudio intenta valorar las consecuencias de la sustitución de las campiñas por plantaciones de pinos o eucaliptos, hemos restringido nuestro análisis a dichos medios, incluyendo además a los bosques caducifolios con el objeto de comparar la forma en que la avifauna forestal autóctona se ha adaptado a las condiciones ambientales de estas nuevas formaciones vegetales.

Los bosques caducifolios se sitúan por encima de los 600 m de altitud y están dominados por las hayas (*Fagus sylvatica*), entre las que crecen pequeños rodales de robles (*Quercus petraea*) y acebos (*Ilex aquifolium*). Su sotobosque suele estar despejado como consecuencia del carácter cerrado y umbrío de estos bosques. La densidad y estructura de su arbolado es muy variable, al no estar sujetos a un criterio de manejo forestal tan homogéneo como las plantaciones de pinos y eucaliptos. Estos configuran densas formaciones de árboles predominantemente jóvenes (el turno de tala es de unos veinte años para los pinos y de diez-quince años para los eucaliptos; CEBALLOS y RUIZ, 1979). Los pinares tienen un sotobosque dominado por *Pteridium aquilinum* y *Rubus* spp., en donde pueden sobrevivir retoños de la primitiva vegetación arbórea (*Quercus*, *Corylus*, *Salix*, etc.). Los eucaliptales presentan un sotobosque denso de *Ulex* y *Rubus*, siendo también frecuente la presencia

de arbolillos caducifolios. En este caso, sin embargo, y al igual que ocurre con los pinares costeros, pueden abundar los arbustos de matiz más mediterráneo (*Arbustus*, *Laurus*, *Rhamnus*, *Smilax*, etc.) que, junto con la frecuente presencia de pequeños árboles exóticos (*Robinea*, *Acacia*), dan a las plantaciones un aspecto más enmarañado y silvático. La campiña, finalmente, está dominada por un pastizal compuesto por numerosas especies de plantas, donde dominan los géneros *Brachypodium*, *Trifolium*, *Dactylis*, *Cynosurus*, *Holcus*, etc. Los setos que dividen los prados contienen arbustos de los géneros *Prunus*, *Crataegus*, *Rosa*, *Rubus*... y ejemplares aislados o pequeños bosquetes de robles y pinos (véase GUINEA, 1949, y ASEGUINOLAZA, *et al.*, 1989, para una descripción general del paisaje botánico de esta zona).

Dado que el clima puede afectar a la distribución invernal de las aves, aumentando su abundancia o diversidad en los tramos más térmicos (TELLERÍA, 1983a, y TELLERÍA y SANTOS, 1982 y 1985), se ha estratificado el muestreo atendiendo al hecho de que los medios en estudio ocupen los sectores costeros (campiña costera, eucaliptal y plantaciones de *Pinus radiata*) o las áreas interiores (campiña interior, plantaciones de *Pinus radiata* y bosques de *Fagus sylvatica*).

MÉTODOS

Durante las primaveras e inviernos del período 1986-1990 se realizaron censos de las comunidades de aves asentadas en los seis estratos de muestreo arriba delimitados. El método de censo utilizado fue el taxiado, con bandas de 25 m a ambos lados de la línea de progresión (TELLERÍA, 1986). Se ha calculado la densidad de las aves (núm. aves/10 ha) sin realizar ningún tipo de transformación (véase, por ejemplo, JÄRVINEN y VÄISÄNEN, 1977) con el objeto de que ésta fuera directamente comparable entre estaciones. Con el fin de aumentar la cobertura espacial y temporal del estudio, se han utilizado también los resultados obtenidos en otros trabajos, realizados con idénticos criterios y métodos (TELLERÍA, 1983, a y b; CARRASCAL, 1986, a y b; FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; GALARZA, 1987). La evaluación de las previsibles consecuencias avifaunísticas del cambio paisajístico arriba comentado se ha realizado mediante criterios sencillos, evitando la utilización de índices resultantes de la combinación de diferente variables (JÄRVINEN, 1985).

Densidad total y riqueza

La densidad de las comunidades de aves ha sido utilizada como atributo positivo en la caracterización del interés ornitológico de determinados medios o sectores (FULLER y LANGSLOW, 1986). Sin embargo, su significado real puede ser equivoco si no va matizada por algún otro criterio de análisis. La

riqueza valora el interés de un medio en función del número de especies que alberga completando así la visión meramente cuantitativa aportada por la densidad (FULLER y LANGSLOW, 1985). Dado que el desigual esfuerzo de muestreo aplicado sobre cada medio afecta al número de especies contactadas, se ha utilizado el método de la rarefacción para obtener un índice de la riqueza avifaunística de cada comunidad (JAMES Y RATHBUN, 1981). Este índice (S_{10}) se ha calculado en nuestro caso como el número de especies asentadas en 10 ha de cada medio.

Adecuación y originalidad

También la riqueza y densidad de una comunidad pueden ser atributos insuficientes en la evaluación del interés conservacionista de un medio si no se aportan criterios adicionales que valoren su significación desde el punto de vista de la protección de las especies implicadas (BLANA, 1980; TELLERÍA, 1984). El índice de originalidad evalúa la singularidad de cada medio en la conservación de la avifauna regional mediante la cuantificación de las especies que lo ocupan de forma exclusiva. El índice de adecuación valora, a través del registro de las especies que alcanzan densidades máximas en un medio dado, su importancia en el mantenimiento de una avifauna regional con niveles demográficos óptimos (véase, sin embargo, VAN HORNE, 1983, para una aclaración de las limitaciones de este parámetro). Con el objeto de atenuar la incidencia fortuita de especies raras como consecuencia del desigual esfuerzo de muestreo (favorecería los resultados de los medios más estudiados), se ha realizado este análisis sobre las especies más abundantes (densidades superiores a 1 ave/10 ha en algún medio y época).

Gremios de explotación

Las comunidades de aves se estructuran en grupos de especies que presentan comportamientos ecológicos parecidos (semejantes dietas, sustratos de alimentación, etc.). Su estudio es importante si no se quiere tener una visión excesivamente simplificada y estereotipada de la respuesta de las comunidades a las cambiantes circunstancias ambientales (véase WIENS, 1989). Por ello, hemos clasificado a las aves en función de nuestros conocimientos sobre su uso preferente de cada una de las tres grandes unidades fisionómicas que configuran estos medios (suelo, matorrales y árboles). Aunque esta clasificación es meramente orientativa (véase JAKSIC, 1981), nos permite valorar las consecuencias de las modificaciones del paisaje sobre cada uno de estos grupos de aves.

Estructura fenológica

Las aves son un grupo esencialmente migrador, objeto de convenios internacionales dirigidos a garantizar su conservación en los diferentes países que ocupan a lo largo del ciclo anual (ICONA, 1986). Con el objeto de analizar el significado de cada medio desde el punto de vista de la reproducción o invernada de especies que no pasan todo el año en el marco geográfico estudiado, se las ha clasificado en migrantes transaharianas e invernantes (véase BERNIS, 1966). La clasificación de las aves transaharianas no es problemática, por configurar un grupo de comportamiento migrador homogéneo. Las especies invernantes presentan, sin embargo, una clasificación más problemática pues muchas de ellas se reproducen en el área, aunque reciban aportes adicionales de invernantes, con lo que su presencia es constante a lo largo del ciclo anual. Por ello, hemos considerado adscritas a este grupo a todas las especies que aumentan sus efectivos durante el invierno, independientemente de que dicho incremento sea sólo parcial o total (especies invernantes estrictas). En ambos casos hemos valorado la importancia de cada grupo migratológico mediante su densidad en cada medio.

RESULTADOS

Densidad y riqueza

En la tabla 1 se exponen las superficies censadas y los resultados más generales. En el Apéndice 1 se registran las densidades de las especies contactadas en cada medio durante la primavera y el invierno.

Durante la época de la reproducción, el eucaliptal es el medio en el que se observa una comunidad menos densa y diversificada. Ambas campiñas dan densidades intermedias, pero su riqueza avifaunística es máxima. Los pinares son los medios en donde se registran las mayores densidades de aves (especialmente *Regulus ignicapillus* y *Parus ater*), pero su riqueza específica es baja. Finalmente, los bosques caducifolios son el segundo medio más denso tras los pinares y el segundo más rico en especies tras las campiñas.

Durante el invierno, el eucaliptal sigue ocupando el último puesto en densidad, junto con los dos bosques sometidos a las duras condiciones ambientales de las montañas interiores (pinar y hayedo-robledal). Su riqueza en especies ocupa también el último lugar junto con el pinar interior. Los bosques caducifolios presentan, sin embargo, una comunidad rica en especies en comparación con el resto de las formaciones forestales. Ambas campiñas albergan a las comunidades de aves más densas y diversificadas. En conjunto, y como se anunciaba en el apartado anterior, los medios representados en la costa y en el interior tienen mayor densidad y riqueza invernal de aves en la proximidad del mar.

TABLA 1

Superficie muestreada (ha), riqueza específica (S_{10}) y densidad (núm. aves/10 ha) de las comunidades de aves durante la primavera (P) y el invierno (I).

[Censused areas (ha), richness (S_{10}) and densities (no. birds/10 ha) of the bird communities during spring (P) and winter (I).]

		ha	S_{10}	Densidad total [Total density]	Densidad migrantes [Migrant's density]
Eucaliptales	P	52	7	18.08	0.38
[Eucalyptus woods]	I	65	9	25.69	17.07
Campiñas costeras	P	142	16	28.52	4.44
[Coastal farmlands]	I	218	21	82.55	77.84
Pinares costeros	P	97	13	57.32	0.62
[Coastal pinewoods]	I	211	11	45.31	28.28
Campiñas interiores	P	48	19	38.11	6.10
[Inland farmlands]	I	108	17	61.12	55.90
Pinares interiores	P	49	12	45.57	0.83
[Inland pinewoods]	I	80	8	27.60	16.98
Bosques caducifolios	P	163	16	43.13	1.23
[Broadleaved forests]	I	96	13	27.80	12.76

Adecuación y originalidad

En la tabla 2 se expone el número de especies que son exclusivas (*índice de originalidad*) o alcanzan densidades máximas (*índice de adecuación*) en cada uno de los medios considerados. Se han agrupado campiñas y pinares con el objeto de clarificar los resultados, pues la similar composición avifaunística de las variantes costera e interior de estos medios disminuiría su número de especies exclusivas.

Durante la primavera, las campiñas tienen el mayor índice de originalidad, al albergar en exclusiva a un 40% de las aves consideradas, seguidas a mucha distancia por los bosques caducifolios (Tabla 2). Los pinares y eucaliptales resultan ser los medios menos originales. También las campiñas tienen el mayor índice de adecuación primaveral, con cerca de un 50% de las especies, seguidas por los pinares y los bosques caducifolios. Los eucaliptales vuelven a ocupar el último puesto de esta clasificación.

Durante el invierno las campiñas siguen siendo el medio más adecuado y original para la avifauna al ser óptimas para un 56% y exclusivas para un 33% de las aves estudiadas, muy por delante del resto de los medios (Tabla 2). Los bosques caducifolios son los únicos medios forestales con especies exclusivas y, por lo que concierne al índice de adecuación, los pinares se sitúan nuevamente a la cabeza de los medios forestales, seguidos por los eucaliptales y los bosques caducifolios. Estos, sin embargo, superan a los pinares en el duro contexto ambiental de las montañas interiores.

TABLA 2

Distribución del número de especies exclusivas o que alcanzan densidades máximas en los diferentes medios estudiados durante la primavera (P) y el invierno (I). Se expresa también su porcentaje con respecto al número total de las especies consideradas (véase texto).

[Distribution of the number of species that are exclusive or reach the maximum regional density in the studied habitats during spring (P) and winter (I). Their importance is also expressed as a percentage of the total number of the studied species (see text).]

	Especies exclusivas [Exclusive species]		Densidad máxima [Maximum density]	
	P (%)	I (%)	P (%)	I (%)
Eucaliptales [Eucalypt woods]	0 (0)	0 (0)	1 (3)	4 (12)
Campiñas [Farmlands]	12 (36)	13 (38)	16 (49)	21 (62)
Pinares [Pinewoods]	0 (0)	0 (0)	10 (30)	6 (18)
Bosques caducifolios [Broadleaved forests]	2 (6)	1 (3)	6 (18)	3 (9)
Número total de especies [Total no of species]	33	34	33	34

Gremios de explotación

Durante la primavera, las aves que explotan los árboles alcanzan densidades máximas en los pinares y hayedo-robledales (Tabla 3). El eucaliptal, pese a su carácter forestal, presenta la menor densidad, con valores similares a la campiña, un medio de baja cobertura arbórea. Durante el invierno aumenta la densidad de aves arborícolas en todos los medios, salvo en los bosques interiores, donde se mantiene (pinares) o disminuye (bosques caducifolios). Pese al notable incremento invernal de este gremio en el eucaliptal, presenta valores muy inferiores a los del resto de los bosques.

Los matorrales mantienen altas densidades de aves en los dos bosques costeros durante la primavera debido, principalmente, a la gran densidad de *Troglodytes troglodytes*. Los hayedo-robledales, sin embargo, son los medios que tienen menos densidad de aves explotadoras de los arbustos, algo explicable en razón del carácter umbrío y despejado de su sotobosque. Las campiñas y los pinares interiores presentan densidades intermedias. Durante el invierno se mantiene este patrón, aunque hay un descenso general de densidades.

Las campiñas, finalmente, mantienen en toda época las mayores densidades de aves explotadoras del suelo, con notable incremento durante el invierno. El eucaliptal presenta las menores densidades primaverales e invernales de este gremio, sólo superadas por el pinar interior durante el invierno.

TABLA 3

Densidades (núm. aves/10 ha) de los gremios de aves en los medios estudiados durante la primavera (P) y el invierno (I).
 [Guild densities distribution (núm. birds/10 ha) in the studied habitats during spring (P) and winter (I).]

		Arbol [Tree]	Matorral [Shrubland]	Suelo [Ground]
Eucaliptales	P	2.49	11.34	4.04
[<i>Eucalyptus woods</i>]	I	13.84	9.08	2.76
Campiñas costeras	P	3.31	5.09	19.99
[<i>Coastal farmlands</i>]	I	6.70	4.64	69.80
Pinares costeros	P	26.09	13.81	17.43
[<i>Coastal pinewoods</i>]	I	35.12	5.54	4.68
Campiñas interiores	P	3.36	6.94	26.51
[<i>Inland farmlands</i>]	I	10.42	4.65	44.47
Pinares interiores	P	24.13	6.18	13.41
[<i>Inland pinewoods</i>]	I	24.85	1.25	0.87
Bosques caducifolios	P	24.90	3.32	13.44
[<i>Broadleaved forests</i>]	I	20.05	2.61	3.86

Estructura fenológica

Las campiñas albergan más aves transaharianas que el resto de los medios, muy por delante del bosque caducifolio y los pinares (Tabla 1). El eucaliptal no presenta aves de esta filiación fenológica. Durante el invierno se acentúa el papel de las campiñas como área de acogida de migrantes mientras que, como se ha comentado anteriormente, los bosques presentan una capacidad de acogida mucho más limitada.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Consideraciones biológicas

Las campiñas de la banda costera del Norte de España tienen un gran interés ornitológico. Durante la primavera albergan una elevada diversidad de aves reproductoras, consecuencia probable de la gran variedad fisionómica y floristica derivada de su carácter parcelado y ecotnico (por ejemplo, OSBORNE, 1984; CARRASCAL y TELLERÍA, 1988). En ellas se asientan, además, la mayoría de los migrantes transaharianos, un grupo que en el Paleártico selecciona paisajes abiertos como hábitat de nidificación (BILCKE, 1984a). Ambas peculiaridades son la clave de su importante papel diversificador de la avifauna regional. Durante el invierno se acentúan estos patrones por la llegada de una abundante avifauna invernante. Aumenta entonces la importancia de las especies explotadoras del suelo, las más afectadas en latitudes

septentrionales por la acción del hielo o nieve sobre la accesibilidad del alimento. Las campiñas de la franja atlántica de la Europa suroccidental, caracterizadas por la suavidad térmica invernal derivada del efecto atemperador del mar, se convierten entonces en áreas relevantes por su capacidad de acogida de multitud de especies de aves (ASENSIO, 1984; ASHMOLE, 1962; BERNIS, 1966-71; LANGSLOW, 1979; SANTOS, 1982; LACK, 1986; SOVON, 1987; SANTOS *et al.*, 1990). Los bancos de semillas producidos por su rica comunidad de herbáceas y la abundante fauna de invertebrados ligada a estos pastizales (MORRIS, 1979; LÓPEZ ECHEZARRETA, 1980; ROBERTS, 1981) hacen de las campiñas lugares idóneos para el mantenimiento de densas y diversificadas comunidades de aves invernantes (TELLERÍA y SANTOS, 1985). Muchas de éstas proceden de hábitat boscosos que abandonan tras la reproducción para explotar los recursos asociados a estos medios abiertos (SAARI, 1977; BILCKE, 1984b). Los prados y cultivos, caracterizados por su elevada productividad estival configuran, de hecho, importantes campos de invernada para la mayor parte de la avifauna paleártica (véase ALERSTAM y HENCKELL, 1979). Esta complementariedad entre bosques y medios abiertos en los esquemas migratorios de la avifauna europea puede tener también importantes consecuencias para la supervivencia invernal de ciertas aves forestales locales. Como HANSSON (1979 y 1983) ha indicado, muchas especies poco migradoras pasan a ocupar estos hábitat durante la época desfavorable, beneficiándose así de la diversidad ambiental de la región que ocupan.

Los pinares y eucaliptales, los otros dos medios de origen antrópico, tienen un interés ornitológico mucho más limitado. Durante la primavera albergan una muestra reducida y deformada de la comunidad de aves forestales autóctonas. Sólo algunas especies logran adecuarse a las condiciones ambientales de estas plantaciones, alcanzando a veces densidades muy superiores a las de los bosques naturales. Así, los eucaliptales mantienen altas densidades de chochines (*Troglodytes troglodytes*) que encuentran en su denso sotobosque condiciones óptimas para reproducirse, al margen de las características del dosel arbóreo (véase también BONGIORNO, 1982, y FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986). Las aves estrictamente arborícolas son, sin embargo, incapaces de adaptarse a este nuevo arbolado, como denota su bajísima densidad primaveral. *Parus major*, representante principal de este gremio, es de hecho una especie caracterizada por su plasticidad en la utilización de diferentes sustratos, entre los que destaca el suelo (por ejemplo, CARRASCAL y TELLERÍA, 1985 a). Las repoblaciones de pinos configuran comunidades más diversificadas. Algunas aves arborícolas se reproducen allí con densidades superiores a las alcanzadas en los bosques autóctonos (*Regulus ignicapillus*, *Parus ater*, *P. cristatus*...). Otras, sin embargo, se adaptan mal a tal ambiente (*Sitta europaea*, *Parus palustris*, *P. caeruleus*, *Aegithalos caudatus*...).

Son varias las razones que pueden determinar el limitado papel de los eucaliptales y pinares como generadores de comunidades de aves forestales tan diversificadas como las asentadas en los bosques autóctonos. Una de ellas sería

la imposibilidad temporal de generar comunidades bien desarrolladas por causa de su tala prematura. Como CARRASCAL y TELLERÍA (1990) han ilustrado, los pinares de *Pinus radiata* de más de 30 años configuran comunidades de aves muy diversificadas, en las que llegan a aparecer especies propias de los bosques maduros (por ejemplo, *Dendrocopos major*). Una parte de la habitual pobreza de estos bosques se debería, por tanto, a su condición de etapas tempranas de la serie pseudosucesional de desarrollo de este pinar. Otras razones radicarian en las limitaciones impuestas por estos medios a la abundancia o accesibilidad del alimento, disponibilidad de lugares de nidificación, etc., un aspecto que requiere una aproximación más autoecológica a la biología de las aves afectadas.

La marcada pobreza primaveral del eucaliptal, que confirma las tendencias apuntadas por otros autores (BONGIORNO, 1982; FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; Pina, 1989), puede explicarse, al menos parcialmente, si se analizan las características de los recursos tróficos disponibles para las aves. RECHER (1985) comenta cómo las aves de los eucaliptales australianos rastréan los incrementos de insectos producidos por el aumento de los rebrotes tiernos tras los incendios, o por la floración de los árboles. También hay especies más especializadas, capaces de alimentarse del néctar de las flores o de las semillas que albergan las duras cápsulas de estos árboles (RECHER *et al.*, 1985). Es probable que la incapacidad de los eucaliptales para albergar una comunidad reproductora próspera se deba a la floración predominantemente invernal de estos árboles (CEBALLOS y RUIZ, 1979) y a la falta de especies adaptadas a las peculiaridades de sus recursos. Su atípico comportamiento invernal (aumento de las aves arborícolas) parece corroborar esta idea. Según GALARZA y TELLERÍA (en prep), los invertebrados asociados a las flores son el recurso más explotado por la comunidad invernante de aves (*Carduelis spinus*, *Parus ater*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, etc.), seguido por los insectos de los rebrotes tiernos (*Regulus ignicapillus*...) y las semillas de las cápsulas (*Carduelis spinus*, *Parus ater*). No son utilizados, sin embargo, los troncos, ramas y hojas, sustratos de alimentación frecuentados por la avifauna forestal invernante en el resto de los bosques de este sector (CARRASCAL y TELLERÍA, 1985 a).

Consideraciones conservacionistas

La conservación aborda el estudio y corrección de las causas relacionadas con la escasez de las especies (SÓULÉ, 1986). Sus objetivos y métodos se centran, por tanto, en la búsqueda de medidas correctoras capaces de atenuar el declive de la diversidad biológica. En un plano regional, como el que nos ocupa, la conservación de la avifauna ha de concretarse en el mantenimiento de aquellos medios que más contribuyan a su diversificación, especialmente si su porvenir está amenazado y si sus especies son exclusivas o raras (TELLERÍA

et al., 1988). La recuperación de medios muy alterados a fin de propiciar la recolonización de aquellas especies perdidas o en situación demográfica límite es, además, una medida que completa cualquier política lógica de conservación.

Desde estas perspectivas, no resulta difícil valorar el significado de una drástica sustitución de las campiñas por pinos y eucaliptos en la franja costera del norte peninsular. La campiña es el resultado de la eliminación del bosque para el fomento del pasto. Esto implicó en su día la retracción de las aves forestales que, en el caso de aquellas especies más exigentes, terminó en extinción. Aves como *Tetrao urogallus*, *Dendrocopos leucotos*, *D. medius*, *Dryocopus martius* o *Accipiter gentilis* han sufrido una paulatina desaparición de amplios sectores del norte de España (ÁLVAREZ *et al.*, 1985; ELÓSEGUI, 1985) como consecuencia de este proceso de fragmentación y reducción de los bosques autóctonos (WILCOVE *et al.*, 1986). Este paisaje agrícola presenta, sin embargo, un carácter diversificador, pues, en una primera fase, configura un entramado de pastos y bosques que permite la supervivencia de muchas aves forestales menores (*Dendrocopos minor*, *Sitta europaea*, *Parus* spp., etc.) y favorece la expansión de aquellas especies propias de los ecotonos forestales. Estas, junto con las que colonizan los sectores más despejados, terminan por modelar una avifauna regional altamente diversificada (véase MOLENAAR, 1980). Este aclareo permite, además, el desarrollo de la aludida complementariedad estacional entre bosque y pastos, favoreciendo así la supervivencia invernal de muchas especies. Tal efecto puede ser transitorio si, como ha ocurrido en buena parte de la campiña atlántica europea, se acentúa el proceso de intensificación agrícola asociado a la eliminación de setos y bosquetes, molestos para el uso de maquinaria pesada, y al aumento del tratamiento químico del suelo. Esto tiende a eliminar la diversidad fisionómica de las campiñas, limitando la entrada de las especies de bosque y matorral, y puede afectar, por envenenamiento, a la propia supervivencia de las especies (MOLENAAR, 1983; O'CONNOR y SHRUBB, 1986). Este proceso de intensificación agrícola no se ha manifestado de forma tan acusada en la campiña del norte de España, aunque hay amplios sectores en los que ha desaparecido cualquier muestra extensa del primitivo bosque natural (ejemplo, los robledales del piso colino). Aunque durante los últimos años ha habido una tendencia constante a la eliminación de setos, el carácter abrupto del terreno, la fuerte parcelación de la propiedad y los bajos niveles de mecanización de muchas pequeñas explotaciones agrícolas han mantenido una campiña razonablemente sana y diversificada, cuyo importante papel como área de cría o invernada de multitud de especies de aves ya ha sido comentado en el apartado anterior.

La drástica sustitución de estas campiñas por plantaciones forestales implicaría la reducción o pérdida regional de muchas de aquellas especies ganadas tras esta intervención humana, sin que ello implicara la recuperación de la primitiva avifauna forestal. La avifauna así beneficiada carecería de muchas de las especies que poblaron la región al abrigo de los bosques

autóctonos. De esta forma, las repoblaciones masivas con árboles foráneos consuman un proceso histórico de empobrecimiento global. Este tiene, además, repercusiones supra-regionales si consideramos la importancia de las campiñas como sustrato de nidificación o invernada de especies compartidas con otros países europeos y africanos.

AGRADECIMIENTOS

M. Díaz, A. Sánchez y T. Santos revisaron críticamente una primera versión de este estudio, que es una contribución al proyecto «Distribución y biología de los vertebrados forestales ibéricos» (PB-86-0006-002), financiado por la Dirección General de Investigación Científica y Técnica.

RESUMEN

El ingreso de España en la Comunidad Económica Europea puede hacer desaparecer a una buena parte de las explotaciones de vacas lecheras del norte de España. Una alternativa productiva a los terrenos ahora ocupados por estas campiñas es su transformación en repoblaciones de árboles de crecimiento rápido (pinos y eucaliptos). En este trabajo se comparan las comunidades de aves nidificantes e invernantes en las campiñas con las que ocupan las repoblaciones de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* del País Vasco y Cantabria, con el fin de prever el impacto sobre la avifauna de esta remodelación paisajística. Se estudian también los bosques autóctonos (una mezcla de *Fagus sylvatica* y *Quercus* spp.) con el objeto de comparar sus comunidades de aves con las asentadas en las plantaciones de pinos y eucaliptos. Los resultados demuestran que las campiñas mantienen durante la primavera a la comunidad de aves más rica en especies, seguida de los bosques autóctonos. Es, además, el medio en el que se reproducen mayores cantidades de especies transaharianas. Los eucaliptales ocupan el último lugar. La campiña mantiene en exclusiva al 36% de las especies reproductoras consideradas en el estudio y el bosque caducifolio al 6%. Pinares y eucaliptales no tienen especies exclusivas. Durante el invierno la campiña mantiene su importancia al albergar en exclusiva al 38% de las especies invernantes y al aumentar la densidad de aves que la ocupan por la llegada de invernantes. Los bosques autóctonos y los pinares presentan una situación intermedia, con densidad y riqueza inferior a la primavera. Los eucaliptales son, nuevamente, los medios más pobres. Se concluye que la avifauna de los pinares y eucaliptales es una muestra empobrecida y, deformada de la avifauna forestal autóctona. La expansión de estas especies a costa de las asentadas en las campiñas supondría una gran pérdida de riqueza avifaunística en el norte de España, al desaparecer las especies que sólo crían o invernán en las campiñas. Dada la importancia de las campiñas para la reproducción de los migrantes transaharianos o para la invernada de muchas aves paleárticas, su pérdida tendría, además, graves consecuencias sobre la avifauna de otros países.

PALABRAS CLAVE: avifauna reproductora, avifauna invernante, campiña, comunidades de aves, conservación, *Eucalyptus globulus*, manejo del paisaje, Norte de España, *Pinus radiata*, repoblación forestal.

SUMMARY

Avifauna and landscape in Northern Spain: effects of exotic tree reafforestations

The entry of Spain into the European Community may produce the ruin of most farms in the North of the Country because of the low commercial competitiveness of their dairy products. The use of these farmlands to produce cheap wood by means of pine and eucalyptus reafforestations has been suggested as an alternative use of this area. In spite of the importance of this potential

landscape remodeling, few studies have been devoted to predict its impact on wildlife. This work studies the breeding and wintering bird communities in farmlands, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations of the Basque Country and Cantabria in order to predict the impact on birds of this future economical policy. Broadleaved natural forests (a mixture of *Fagus sylvatica* and *Quercus* spp.) are also studied to compare their bird communities with those occupying the exotic tree plantations. Results show that farmlands are the habitat with the highest richness of breeding birds, the broadleaved forests being the second one in this ranking. Farmlands are also the habitat with highest densities of summer migrants. *Eucalyptus globulus* plantations are the poorest habitat for birds. 36% and 6% of the bird species recorded are concentrated in farmlands and broadleaved forests. However, none species use pine or eucalyptus plantations as their exclusive breeding habitat. During winter, farmlands continue to be the exclusive habitat for 38% of species, with the highest densities of wintering birds. Broadleaved forests and pine plantations show intermediate scores whilst eucalyptus plantations are again the poorest habitat. We conclude that the avifauna of these pine and eucalyptus plantations is a poor and biased sample of the primitive forest bird fauna. A sharp increase of surface occupied by these tree plantations, and the related decrease of farmlands, will suppose an important impoverishment of the breeding and wintering avifauna of this region. According to the importance of farmlands as breeding and wintering grounds of many foreign birds, this landscape modification could also affect the avifauna of other countries.

KEY WORDS: bird communities, breeding avifauna, conservation, *Eucalyptus globulus*, farmland, landscape management, Northern Spain, *Pinus radiata*, reforestation, wintering avifauna..

BIBLIOGRAFIA

- ALERSTAM, T., y P. ENCKELL (1979). Unpredictable habitats and evolution of bird migration. *Oikos*, 33: 228-232.
- ÁLVAREZ, J., A. BEA, J. M. FAUS, E. CASTIÉN, y I. MENDIOLA (1985). *Atlas de los vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Vitoria.
- ASEGUINOLAZA, C., D. GÓMEZ, X. LIZAU, G. MONTSERRAT, G. MORANTE, M. R. SALAVERRÍA, y P. M. URIBE-ECHEBARRÍA (1989). *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Viceconsejería del Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Vitoria.
- ASENSIO, B. (1984). *Migración en aves fringílicas (Fringillidae) a base de resultados de anillamiento*. Ed. Univ. Complutense. Madrid.
- ASHMOLE, M. J. (1962). The migration of European thrushes: a comparative study based on ringing recoveries. *Ibis*, 104: 314-366, 522-559.
- BALDOCK, D., y T. LOONG (1987). *The Mediterranean environment under pressure: The influence of the CAP on Spain and Portugal and the «IMPs» in France, Greece and Italy*. Institute for European Environmental Policy. Bonn, Paris, Londres.
- BERNIS, F. (1966). *Migración en aves. Tratado teórico y práctico*. Publicaciones de la S. E. O. Madrid.
- (1966-1971). *Aves migradoras ibéricas*. Publicaciones de la Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- BILCKE, G. T. (1984a). Residence and non-residence in passerines: dependence on the vegetation structure. *Ardea*, 72: 223-227.
- BILCKE, G. T. (1984b). Seasonal changes in habitat use of resident passerines. *Ardea*, 72: 95-99.
- BLANA, H. (1980). Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvögeln als Grundlage für die Landschaftsplanung — ein Vergleich beider Methoden im selben Untersuchungsgebiet. M. Oelke (ed.): *Bird Census Work and Nature Conservation*, pp. 32-54, Dachverband Deutscher Avifaunisten, Göttingen.
- BONGIORNO, F. S. (1982). Land use and summer bird populations in northwestern Galicia, Spain. *Ibis*, 124: 1-20.
- CARRASCAL, L. M. (1986 a). Estructura de las comunidades de aves de las repoblaciones de *Pinus radiata* del País Vasco. *Munibe*, 38: 3-8.

- CARRASCAL, L. M. (1986 b). Caracterización ecológica y biogeográfica de la avifauna de un macizo montañoso vizcaíno (País Vasco). *Munibe*, 38: 9-14.
- , y J. L. TELLERÍA (1985 a). Estudio multidimensional del uso del espacio en un grupo de aves insectívoras forestales durante el invierno. *Ardeola*, 32: 95-113.
- y — (1985 b). Avifauna invernante en los medios agrícolas del Norte de España. II. Papel de la estructura de la vegetación y la competencia interespecífica. *Ardeola*, 32: 227-251.
- y — (1988). Relación entre la avifauna y la estructura de la vegetación en los medios agrícolas de la Península Ibérica (País Vasco atlántico). *Munibe*, 40: 9-17.
- y — (1990). Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del Norte de España. *Ardeola*, 37: 000-000.
- CEBALLOS, L., y J. RRUIZ (1979). *Arboles y arbustos de la España peninsular*. ETSIM, Madrid.
- ELÓSEGUI, J. (1980). Influencia de las repoblaciones de coníferas en la avifauna. Aranzadi (ed.): *Estudio ecológico y económico de las repoblaciones de coníferas en el País Vasco*, pp. 769-836, Caja Laboral Popular, Mondragón.
- (1985). *Navarra. Atlas de aves nidificantes*. Caja de Ahorros de Navarra, Pamplona.
- FERNÁNDEZ, A., y A. GALARZA (1986). Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en distintos medios del tramo costero del País Vasco. *Bol. Est. Central Ecología*, 29: 59-66.
- FONT, I. (1983). *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.
- FULLER, R. J., y D. R. LANGSLOW (1986). Ornithological evaluation for wildlife conservation. M. B. Usher (ed.): *Wildlife Conservation Evaluation*, pp. 247-269, Chapman and Hall Ltd., London.
- GALARZA, A. (1987). Descripción estacional de las comunidades de passeriformes en una campiña costera del País Vasco. *Munibe*, 39: 3-8.
- GUINEA, E. (1949). *Vizcaya y su paisaje vegetal*. Junta de Cultura de Vizcaya, Bilbao.
- HANSSON, L. (1979). On the importance of landscape heterogeneity in northern regions for breeding population densities of homeotherms: a general hypothesis. *Oikos*, 55: 182-189.
- (1983). Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. *Ornis Scandinavica*, 14: 97-103.
- ICONA (1986). *Lista roja de los vertebrados ibéricos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- JACKSIC, F. M. (1981). Abuse and misuse of the term «guild» in ecological studies. *Oikos*, 37: 397-400.
- JAMES, F. C., y RATHBUN (1981). Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk*, 98: 785-800.
- JÄRVINEN, O. (1985). Conservation indices in land use planning: Dim prospects for a panacea. *Ornis Fennica*, 62: 101-106.
- JÄRVINEN, O., y R. A. VÄISÄNEN (1977). Line transect method: a standard for field-work. *Polish Ecological Studies*, 3: 7-17.
- LACK, P. (1986). *The atlas of wintering birds in Britain and Ireland*. Poyser.
- LANGSLOW, D. R. (1979). Movements of blackcaps ringed in Britain and Ireland. *Bird Study*, 26: 239-252.
- LAUTENSACH, H. (1964). *Geografía de España y Portugal*. Vicens Vives, Barcelona.
- LÓPEZ ECHEZARRETA, P. (1980). Cambios en las sinusias de lumbricidos (Oligochaeta, Lumbricidae) en las plantaciones de coníferas exóticas en el País Vasco (Guipúzcoa). Aranzadi (ed.): *Estudio ecológico y económico de las repoblaciones de coníferas exóticas en el País Vasco*, pp. 693-766. Caja Laboral Popular, Mondragón.
- MARGULES, C., y M. B. USHER (1981). Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.*, 21: 79-109.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA (1978). *Tipificación de las comarcas agrarias españolas*. Madrid.
- MINISTERIO DE ECONOMÍA Y HACIENDA (1989). *Plan de Desarrollo Regional de España, 1989-1993*. Secretaría de Estado de Hacienda, Madrid.
- MOLENAAR, J. G. (1983). Agricultura and its effects on birdlife in Europe. *13th Conference of the Europeans Continental Sections*, pp. 13-34. ICBP, Cambridge.

- MORRIS, M. G. (1979). Grasslands management and invertebrate animals. A selective review. *Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society. Series A*, 6: 129-139.
- O'CONNOR, R. J., y M. SHRUBB (1986). *Farming and birds*. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- OSBORNE, P. (1984). Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *J. Appl. Ecol.*, 21: 63-82.
- OZENDA, P.; A. NOIRFALISE, y W. TRAUTMANN (1979). *Carte de la végétation des états membres du Conseil de l'Europe*. Conseil de l'Europe. Strasbourg.
- PINA, J. P. (1989). Breeding bird assemblages in eucalyptus plantations in Portugal. *Ann. Zool. Fennici*, 26: 287-290.
- RECHER, H. F. (1985). Eucalypt forests, woodlands and birds: An introduction. A. Keast, H. F. Recher, H. Ford y D. Saunders (ed.): *Birds of Eucalypt forest and woodlands: Ecology, conservation, management*, pp. 1-10. Royal Australasian Ornithologists Union and Surrey Beatty Sons, Chipping Norton.
- RECHER, H. F., y R. T. HOLMES (1985). Foraging ecology and seasonal pattern of abundance in a forest avifauna. A. Keast, H. F. Recher, H. Ford y D. Saunders (ed.): *Birds of Eucalypt forests and woodlands: Ecology, conservation, management*, pp. 79-96. Royal Australasian Ornithologists Union and Surrey Beatty Sons, Chipping Norton.
- ROBERTS, H. A. (1981). Seed banks in soils. T. H. Coaker (ed.): *Advances in Applied Biology*, vol. VI, pp. 1-55. Academic Press, Londres.
- SAARI, L. (1977). Change of habitat preference during the summer in certain passerines. *Ornis Fennica*, 54: 154-159.
- SANTOS, T. (1982). *Migración e invernada de zorzales y mirlos (Género Turdus) en la Península Ibérica*. Ed. Univ. Complutense, Madrid.
- , B. ASENSIO, F. J. CANTOS, y J. M. BUENO (1990). Efectos de las repoblaciones con árboles exóticos sobre los passeriformes invernantes en el Norte de España. *Ardeola*, 37: 309-317.
- SOULÉ, M. (1986). Conservation Biology and the «Real World». Soulé, M. (ed.): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 1-12. Sinauer, Sunderland.
- SOVON (1987). *Atlas van de Nederlandse Vogels*. Arnhem.
- TELLERÍA, J. L. (1983a). La distribución invernal de las aves en el País Vasco atlántico. *Munibe*, 35: 93-100.
- (1983b). La invernada de las aves en los bosques montanos del País Vasco atlántico. *Munibe*, 35: 101-108.
- (1984). La protección de las comunidades de aves. Criterios de valoración. *La Garcilla*, 64: 37-42.
- (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raices, Madrid.
- , y T. SANTOS (1982). Las áreas de invernada de zorzales y mirlos (género *Turdus*) en el País Vasco. *Munibe*, 36: 361-365.
- y — (1985). Avifauna invernante en los medios agrícolas del Norte de España. I. Caracterización biogeográfica. *Ardeola*, 32(2): 203-225.
- y — (1986). Bird wintering in Spain. A review. *Ricerche di Biologia della Selvaggina (Supl.)*, 10: 319-338.
- ; —, y L. M. CARRASCAL (1988). La invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica. J. L. Tellería (ed.): *Invernada de aves en la Península Ibérica*, pp. 153-166. Monografías SEO, núm. 1, Madrid.
- VAN HORNE, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47: 893-901.
- WIENS, J. A. (1989). *The ecology of bird communities. vol. 1. Foundations and patterns*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- WILCOVE, D. S., C. H. McLELLAN, y A. P. DOBSON (1986). Habitat fragmentation in the Temperate Zone. M. Soulé (ed.): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 237-285. Sinauer, Sunderland.

Distribución de densidades de las diferentes especies (núm. aves/10 ha) en los seis medios considerados. EU: eucaliptales, CC: campiñas costeras, PC: pinares costeros, CI: campiñas interiores, PI: pinares interiores, CA: bosques caducifolios. También se expone el gremio al que cada especie ha sido adscrita (A: árbol, M: matorral, S: suelo). *: Especie considerada en los cálculos de la tabla 2.

[Density distribution of species (no. birds/10 ha) on the studied habitats during spring and winter. EU: eucalyptus woods, CC: coastal farmland, PC: coastal pinewoods, CI: inland farmland, PI: inland pinewoods, CA: broadleaved forests. Guild of species is also shown (A: tree, M: shrub, S: ground). *: Species used to calculate table 2.]

		PRIMAVERA						INVIERNO					
		EU	CC	PC	CI	PI	CA	EU	CC	PC	CI	PI	CA
<i>Columba palumbus</i>	S	—	—	—	—	—	0.74	—	—	—	—	—	—
<i>Streptopelia turtur</i>	S	—	—	—	0.84	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cuculus canorus</i>	A	0.38	0.28	0.31	—	—	0.06	—	—	—	—	—	—
<i>Picus viridis</i>	A	—	0.14	—	—	—	—	—	0.09	—	—	—	—
<i>Dendrocopos major</i>	A	—	—	—	—	—	0.12	—	—	—	—	—	0.42
<i>Dendrocopos minor</i>	A	—	—	—	—	—	—	—	0.09	—	—	—	—
<i>Jynx torquilla</i>	A	—	0.35	—	0.21	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Lullula arborea</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	0.05	—	—	—	—
<i>Alauda arvensis*</i>	S	—	—	—	0.21	—	—	—	4.96	—	—	—	—
<i>Anthus trivialis</i>	S	—	0.12	0.31	0.84	0.62	—	—	—	—	—	—	—
<i>Anthus pratensis*</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	21.95	0.09	15.16	—	—
<i>Motacilla alba*</i>	S	—	0.50	—	—	—	—	—	2.62	—	5.40	—	—
<i>Motacilla cinerea</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	0.09	—	—	—	—
<i>Motacilla flava*</i>	S	—	1.21	—	0.21	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Lanius excubitor</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	0.23	—	—	—	—
<i>Lanius collurio*</i>	S	—	1.35	—	3.58	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Prunella modularis*</i>	M	0.38	0.28	2.06	0.42	1.65	0.31	0.31	0.23	0.09	0.65	—	0.10
<i>Locustella naevia</i>	M	—	0.14	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cettia cetti</i>	M	—	0.14	—	—	—	—	—	0.09	—	—	—	—
<i>Cisticola juncidis*</i>	S	—	2.06	—	—	—	—	—	0.55	—	—	—	—
<i>Hippolais polyglotta</i>	M	—	0.35	—	0.21	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Sylvia communis</i>	M	—	0.07	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Sylvia borin</i>	A	—	0.35	—	0.21	0.21	0.86	—	—	—	—	—	—
<i>Sylvia atricapilla*</i>	M	1.92	0.99	0.72	1.68	3.30	1.60	0.92	0.41	—	0.19	—	—
<i>Sylvia undata</i>	M	—	—	—	—	—	—	—	0.05	—	—	—	—
<i>Phylloscopus collybita*</i>	M	0.96	0.64	1.65	0.84	0.82	0.43	2.00	0.83	0.19	0.74	—	—
<i>Phylloscopus bonelli</i>	A	—	—	—	—	—	0.25	—	—	—	—	—	—

<i>Regulus regulus*</i>	A	—	—	—	—	—	—	—	—	0.47	0.56	3.62	1.99
<i>Regulus ignicapillus*</i>	A	—	0.57	10.21	1.05	13.41	5.95	5.38	0.64	9.62	1.49	8.37	3.45
<i>Muscicapa striata</i>	A	—	0.21	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Ficedula hypoleuca</i>	A	—	—	—	—	—	0.06	—	—	—	—	—	—
<i>Saxicola torquata*</i>	S	—	2.48	—	2.32	—	—	—	0.32	—	—	—	—
<i>Erithacus rubecula*</i>	S	0.58	1.28	7.84	1.89	3.71	3.80	0.92	4.59	2.56	4.56	0.75	1.67
<i>Turdus merula*</i>	S	0.38	0.85	0.21	2.32	—	1.60	0.31	1.97	0.28	0.84	—	1.05
<i>Turdus iliacus*</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	2.25	0.19	—	—	0.10
<i>Turdus philomelos*</i>	S	—	0.43	0.72	1.05	—	1.41	0.15	5.97	0.85	0.28	—	0.21
<i>Turdus viscivorus</i>	S	—	0.07	0.10	—	—	0.37	—	0.09	—	—	—	0.10
<i>Aegithalos caudatus*</i>	A	—	—	—	—	—	1.23	0.15	0.28	0.38	1.30	—	3.24
<i>Parus ater*</i>	A	0.38	0.35	10.62	—	5.36	4.66	3.54	0.28	13.32	0.93	5.99	1.46
<i>Parus major*</i>	A	1.73	0.78	1.34	1.26	0.21	1.04	0.31	1.97	0.28	0.84	—	1.05
<i>Parus caeruleus*</i>	A	—	—	0.21	0.21	0.21	3.80	0.31	1.29	0.24	0.93	0.25	2.09
<i>Parus cristatus*</i>	A	—	0.14	2.58	—	2.87	1.35	0.31	—	3.84	0.56	3.00	0.94
<i>Parus palustris*</i>	A	—	—	—	0.42	—	1.78	—	—	—	—	—	—
<i>Sitta europaea*</i>	A	—	—	—	—	—	1.53	—	—	—	—	—	0.84
<i>Certhia brachydactyla*</i>	A	—	0.14	0.82	—	1.65	2.21	0.15	0.09	1.80	1.40	2.50	1.57
<i>Troglodytes troglodytes*</i>	M	8.08	2.41	8.45	3.37	1.65	0.86	5.85	2.43	3.98	2.51	0.75	1.57
<i>Emberiza calandra*</i>	S	—	0.07	—	2.74	—	—	—	0.32	—	—	—	—
<i>Emberiza cia</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	0.05	—	—	—	—
<i>Emberiza citrinella*</i>	S	—	—	—	1.05	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Emberiza cirius*</i>	S	—	—	—	0.84	—	—	—	1.10	—	—	—	—
<i>Emberiza schoeniclus*</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	1.24	—	—	—	—
<i>Fringilla coelebs*</i>	S	2.12	1.28	6.60	1.68	7.84	5.28	1.23	15.47	0.62	9.40	—	—
<i>Fringilla montifringilla</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	0.05	—	—	—	—
<i>Carduelis carduelis*</i>	S	0.58	1.06	0.41	0.42	—	—	—	0.87	—	2.05	—	—
<i>Carduelis spinus*</i>	A	—	—	—	—	—	—	1.85	0.18	0.81	0.09	—	0.31
<i>Carduelis chloris*</i>	S	—	1.84	0.21	1.89	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Carduelis cannabina*</i>	S	—	0.07	—	0.84	—	—	—	0.05	—	1.49	—	—
<i>Pyrrhula pyrrhula*</i>	M	—	0.07	0.93	0.42	0.41	0.12	—	0.60	1.28	0.56	0.50	0.94
<i>Serinus serinus*</i>	S	0.38	3.48	1.03	2.95	0.21	0.06	—	0.64	—	0.09	—	—
<i>Serinus citrinella</i>	S	—	—	—	—	0.82	—	—	—	—	—	—	—
<i>Loxia curvirostra</i>	A	—	—	—	—	0.21	—	—	—	—	—	—	—
<i>Passer montanus*</i>	S	—	0.14	—	—	—	—	—	1.24	—	0.93	—	—
<i>Passer domesticus*</i>	S	—	1.42	—	0.63	—	—	—	1.70	—	3.72	—	—
<i>Sturnus vulgaris*</i>	S	—	—	—	—	—	—	—	1.70	—	—	—	—
<i>Garrulus glandarius</i>	S	—	—	—	—	0.21	0.18	0.15	0.05	0.09	0.09	0.12	—
<i>Pica pica</i>	S	—	0.07	—	0.21	—	—	—	0.55	—	—	—	—
<i>Corvus corone</i>	S	—	0.21	—	—	—	—	—	0.55	—	—	—	—