

Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias)

L. M. Carrascal & D. Palomino

Carrascal, L. M. & Palomino, D., 2005. Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias). *Animal Biodiversity and Conservation*, 28.2: 101–119.

Abstract

Species-specific habitat preferences, density and species richness of bird communities in Tenerife (Canary Islands).— Bird distribution and abundance are described and analyzed in Tenerife (Canary Islands). Inter-habitat differences in density, diversity and species richness are shown in table 1. Figure 2 shows the main determinants of bird species richness in Tenerife, and tables 2 and 3 show the species-specific patterns of spatial variation abundance (more detailed for *Anthus berthelotii*, *Fringilla coelebs canariensis*, *Fringilla teydea*, *Parus caeruleus teneriffae*, *Phylloscopus canariensis*, *Regulus teneriffae*, *Serinus canarius* and *Turdus merula cabrerae*). Deeply transformed environments due to human impact (urban habitats, agricultural mosaics, banana plantations) have high bird densities and species richness, even higher than those measured in native, unmodified habitats such as laurel forests or mature pinewoods. Urban environments in Tenerife are very permeable to native bird fauna, as they have been occupied by many widespread endemic species/subspecies. Many of the endemic, well defined species or subspecies of island birds have high population densities within native, untransformed habitats. Density compensation and niche expansion is not a common phenomenon in the avifauna of Tenerife. Nevertheless, all species/subspecies broadening the inter-habitat or altitudinal distribution are endemic of the Canary Islands.

Key words: Altitudinal distribution, Avifauna, Bird density, Habitat preferences, Island vs. mainland comparisons, Tenerife Island.

Resumen

Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias).— Mediante el empleo de transectos lineales, se describen las preferencias de hábitat, la distribución altitudinal y la abundancia de la avifauna reproductora de Tenerife (Islas Canarias). Los hábitats profundamente transformados debido a la acción humana (e.g., áreas urbanas, mosaicos agrícolas, plantaciones de plátanos) tienen elevadas densidades y riquezas de especies, que llegan a ser tan altas o mayores que las observadas en medios autóctonos no transformados como laurisilvas y pinares maduros. Muchas especies/subespecies taxonómicamente bien diferenciadas de las poblaciones continentales están distribuidas mayoritaria o exclusivamente en hábitats autóctonos poco degradados. Las hipótesis de la compensación de densidades y la expansión de nicho en poblaciones insulares no parecen cumplirse de modo generalizado en Tenerife. No obstante, todas las especies o subespecies que muestran una mayor amplitud de distribución en Tenerife son endémicas del archipiélago canario.

Palabras clave: Distribución altitudinal, Avifauna, Densidad de aves, Preferencias de hábitat, Tenerife.

(Received: 1 VI 04; Conditional acceptance: 16 IX 04; Final acceptance: 30 IX 04)

L. M. Carrascal & D. Palomino, Dept. Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, c/ José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, Spain.

Corresponding author: L. M. Carrascal. E-mail: mcnc152@mncn.csic.es

Introducción

En la actualidad los archipiélagos e islas oceánicas constituyen escenarios de investigación ornitológica tan habituales en contextos de teoría ecológica como de biología de la conservación. Por una parte, sus condiciones de aislamiento geográfico a lo largo de enormes periodos de tiempo son idóneas para el examen de hipótesis complejas y/o poco susceptibles de experimentación en el campo de la ecología evolutiva. Algunos ejemplos de teorías y conceptos biogeográficos basados en observaciones en ecosistemas insulares serían el equilibrio dinámico de especies (MacArthur & Wilson, 1967), la compensación de densidades poblacionales (MacArthur et al., 1972; Blondel et al., 1988), la expansión/contracción de nichos ecológicos (Blondel et al., 1988; Martin, 1992; Prodon et al., 2002), o el ciclo del taxón (Wilson, 1961; Ricklefs & Bermingham, 1999). Por otra parte, los trabajos de corte conservacionista y aplicado sobre comunidades insulares de aves son también muy frecuentes, dados el alto nivel de endemismos que acogen estos ambientes (Johnson & Stattersfield, 1990; Stattersfield et al., 1998) y su predisposición a padecer elevados niveles de amenaza y tasas de extinción (Milberg & Tyrberg, 1993; Collar et al., 1994; Pimm et al., 1988; pero ver también Manne et al., 1999).

A pesar del extenso conocimiento ornitológico del archipiélago Canario (ver la extensa revisión bibliográfica de Martín & Lorenzo, 2001), el número de trabajos cuantitativos sobre la distribución, abundancia y biogeografía de su avifauna es aún reducido. No obstante, los trabajos ya acumulados abordan una notable diversidad de temas, incluyendo descripciones generales de distribución y abundancia en el archipiélago (p.e., Báez, 1992; Fernández-Palacios & Andersson, 1993; Marshall & Baker, 1999; Carrascal & Palomino, 2002), estructura y composición de comunidades en determinados hábitats (p.e., Suárez, 1984; Carrascal, 1987), procesos de selección de hábitat y uso del espacio en especies concretas (p.e., Carrascal et al., 1992; Valido et al., 1994; Illera, 2001), fenómenos de interacción planta-animal (p.e., Nogales et al., 2001; 2002) o paleontología (p.e., Rando et al., 1999; Rando, 2002).

La disponibilidad de información empírica sobre los patrones de distribución y abundancia de las aves es fundamental para análisis biogeográficos detallados y para una adecuada gestión de la biodiversidad. Esta información puede servir para establecer de modo objetivo la rareza de los organismos y de esta manera poder definir categorías de amenaza y Listas Rojas (ver por ejemplo los criterios y listas SPEC para aves europeas y UICN para todo el planeta; Tucker & Heath, 1994; UICN, 2001). Para llevar a cabo esta tarea según los criterios cuantitativos, actuales es necesario enfrentarse a preguntas como ¿cuán abundante es cada especie? ¿cuál es su valencia ecológica? y ¿en qué medida están creciendo o decreciendo sus poblaciones? Considerando estos hechos, este trabajo utiliza el

potencial que tienen los datos obtenidos a partir de censos extensivos de aves para examinar hipótesis biogeográficas y macroecológicas, y cuantificar la rareza actual de la avifauna de la isla de Tenerife, para de este modo proporcionar información que pueda contribuir a una mejor gestión de este recurso natural. Para ello, elaboramos modelos descriptores de la distribución y abundancia de las especies de aves reproductoras en Tenerife, identificando para cada una de ellas los rasgos ambientales concretos que más les favorecen. Además, se examinan algunas hipótesis relativas a avifaunas insulares: expansión de nicho y compensación e incrementos de densidad en poblaciones de especies insulares, y empobrecimiento diferencial de la avifauna en distintos hábitats atendiendo a la estructura de la vegetación (Blondel, 1979; Wiens, 1989; Brown & Lomolino, 1998).

Material y métodos

Área de estudio

Tenerife es una isla de 2.059 km² localizada en el archipiélago canario y distante 288 km de la costa africana. Su gran extensión y la existencia de un amplio gradiente altitudinal (desde el nivel del mar hasta el Teide a 3.718 m) determina una gran diversidad de condiciones climatológicas y formaciones vegetales diferentes (Anónimo, 1980; González et al., 1986). Los principales medios autóctonos que pueden distinguirse son (1) tabaibales y cardonales-tabaibales dominados por plantas marcadamente xerófilas de porte arbustivo y subarbóreo (*Euphorbia* spp., *Plocama pendula*, *Kleinia neriifolia*) localizados en el piso basal (0–500 m); (2) monteverde constituido por laurisilvas y diferentes etapas seriales de su degradación (brezales y fayales-brezales), localizado fundamentalmente en el norte de la isla entre los 500 y 1.200 m de altitud y dominado por diferentes especies de árboles y arbustos arborescentes (*Erica arborea*, *Myrica faya*, *Persea indica*, *Ocotea foetens*, *Laurus azorica*, *Picconia excelsa* e *Ilex canariensis*); (3) diversas formaciones de porte arbustivo distribuidas por encima del cardonal-tabaibal hasta los 2.500 m de altitud (jarales, codesares, retamares; dominados principalmente por *Spartocytisus* spp., *Chamaecytisus proliferus*, *Adenocarpus* spp., *Cistus* spp. y *Micromeria* spp.); (4) pinares de *Pinus canariensis* distribuidos desde los 1.200 m en el norte de la isla y los 600 m en el sur hasta los 2.100 m de altitud; (5) formaciones alpinas localizadas por encima de los 2.500 m y caracterizadas por una escasísima cubierta vegetal relegada a unos pocos caméfitos que se desarrollan sobre malpaises y otros suelos volcánicos. A estos grandes tipos de paisaje hay que añadir formaciones agropecuarias derivadas de las actividades humanas que se localizan desde el nivel del mar hasta los 1.000 m principalmente (plataneras, mosaicos de cultivo, pastizales) y áreas urbanas de distinto tamaño y desarrollo urbanístico.

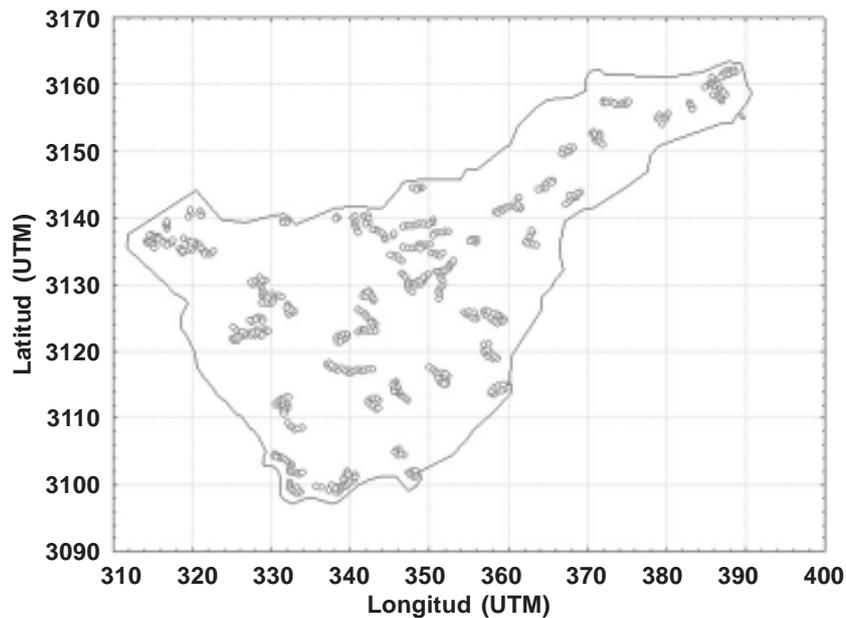


Fig. 1. Mapa de la localización en Tenerife de los 592 transectos lineales de 0,5 km. La latitud y longitud se expresa en coordenadas (miles de metros) dentro del bloque 28R.

Fig. 1. Location of the 592 line transects of 0.5 km censused in Tenerife Island. Latitude and longitude in UTM coordinates (in thousands of metre) within the block 28R.

Método de censo

Durante Abril de 2002 y 2003 se efectuaron censos a lo largo de toda la isla para cuantificar la distribución y abundancia de las aves de Tenerife (fig. 1). Los censos sólo incluyeron medios terrestres, habiéndose descartado la línea de costa y las zonas húmedas artificiales (balsas, embalses). El método elegido fue el del transecto lineal, contabilizándose todas las aves vistas u oídas a lo largo del trayecto. Se distinguieron los contactos efectuados hasta una distancia de 25 m a cada lado del observador con el objeto de efectuar estimas de densidad. Sólo se censó en días sin viento ni precipitaciones, entre las 7:00–11:00 y las 16:00–17:30 GMT. La velocidad media de progresión andando fue de 1–3 km/h. Para más detalles acerca de esta metodología consúltese Bibby et al. (2000). Debido a las horas de censo, las aves nocturnas quedaron excluidas de los inventarios aunque fueran observadas (casos del Búho Chico–*Asio otus*, Lechuza Común–*Tyto alba* y Chocha Perdiz–*Scolopax rusticola*). Los vencejos tampoco pudieron ser distinguidos con toda seguridad durante los censos, por lo que sólo se anotaron los individuos contados sin identificarlos a nivel de especie (vencejos Común–*Apus apus*, Unicolor–*A. unicolor* y Pálido–*A. pallidus* en el área de estudio; Martín & Lorenzo, 2001) y no se incluyeron en los análisis de datos. Tampoco fueron considerados en los análisis las aves migradoras observadas sin constancia de reproduc-

ción segura y habitual en Tenerife. En el caso de las palomas de laurisilva (Turqué–*Columba bolli* y Rabiche–*C. junoniae*) y las tórtolas recientemente introducidas (Turca–*Streptopelia decaocto* y de Cabeza Rosa–*S. roseo-grisea*) no siempre fue posible identificar al nivel de especie a todos los individuos. Sin embargo, las aves identificadas como "indeterminadas" fueron asignadas específicamente manteniendo las proporciones observadas en aquellos individuos identificados dentro de cada localidad (6 localidades en zonas de monte verde, y 7 localidades en áreas urbanas).

Los transectos fueron divididos en unidades de 500 m. El punto medio de cada uno de ellos fue georeferenciado mediante un GPS Garmin 12 (latitud, longitud y altitud) utilizando la función promedio permaneciendo inmóvil durante 2 minutos. Los transectos se definieron en unidades de paisaje y tipos de hábitat lo más homogéneos posible, mediante el estudio de mapas 1:25.000 y visitas previas a las áreas de censo. En cada unidad de transecto se efectuaron tres estimas de la estructura de la vegetación (a 125 m, 250 m y 375 m dentro del transecto de 500 m) que fueron promediadas para caracterizarlo. Se midió la cobertura (en porcentaje) de herbáceas en el suelo, la cobertura del estrato arbustivo, la altura media del matorral, la cobertura del estrato arbóreo, la altura promedio del arbolado y la cobertura de suelo urbano. Se establecieron 9 categorías de porcentajes (0, 1,

2–5, 5–12, 13–25, 25–50, 50–75, 75–95, 95–100%) para establecer las coberturas. También se caracterizó cada transecto atendiendo a si incluían barrancos o suelo con uso agropecuario (diversos tipos de cultivo o praderas de siega). Los grandes tipos de bosques se codificaron atendiendo a si eran o no (si 1; no 0) pinares o monteverde, o a si los arbustos eran tabaibas (*Euphorbia* spp), brezos, codesos/escobones (*Chamaecytisus proliferus*, *Adenocarpus* spp.), o retamas del Teide (*Spartocytisus supranubius*). En total se efectuaron 296 km de censo repartidos en 592 unidades de censo de 0,5 km. Para cada especie se proporcionó el porcentaje de unidades en que se observó (independientemente de la distancia a la que fuese contactada; i.e., sin considerar bandas de censo).

Estas 592 unidades fueron agrupadas en 26 formaciones vegetales – tipos de paisaje atendiendo a su localización geográfica (principalmente norte o sur de la isla y posición altitudinal), proximidad y estructura de la vegetación (tabla 1). Cada una de ellas fue representada por al menos 20 has de censo (8 unidades de 0,5 km). Debido a las características particulares de algunas muestras (mixtas entre distintas formaciones ambientales; p.e., transiciones pinar–fayal, laurisilvas degradadas, tabaibales–cultivos, brezales–huertos, áreas urbanas muy dispersas) o escasez numérica total o por localidad (menos de 20 ha censadas), 103 unidades de censo no fueron utilizadas en la tabla 1 al definir los 26 hábitats principales de Tenerife. En ellos se estableció la densidad de cada especie, excluyendo a las aves nocturnas, vencejos y migrantes no reproductores. Estos valores de densidad deben considerarse medidas mínimas de abundancia, ya que el método del taxiado no detecta todos los individuos existentes, al oscilar generalmente las detectabilidades (probabilidad de detectar un ave estando presente), según las especies, entre un 33% y 80% (Bibby et al., 2000).

Las 592 unidades de censo también fueron agrupadas en seis bandas altitudinales cada 500 m. En cada una de ellas se calculó la abundancia relativa de las especies expresada en aves/km, utilizando para ello todas las aves vistas u oídas sin tener en cuenta la banda principal de recuento de 25 m a cada lado del observador.

Análisis de datos

Las comunidades de aves en cada uno de estos 26 hábitats fue caracterizada por la densidad total de aves, la riqueza de especies y la diversidad. La riqueza se midió mediante el número de especies cuya densidad era mayor de 0,5 aves/10 ha (S0,5). De este modo se evitó el efecto de la diferente superficie muestreada en distintas comunidades y la inclusión de especies accidentales o muy raras. La diversidad se estimó mediante el índice de Shannon ($H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$, donde p_i es la proporción de la densidad de la especie i dentro de la densidad total de aves). Las estimas de diversidad no se han visto influidas por la distinta superficie

muestreada en cada unidad ambiental, ya que H' y superficie de censo (en logaritmo) no están significativamente relacionados en la muestra de las 26 formaciones de la tabla 1 ($r = 0,016$, $p = 0,939$). Otro tanto ocurre al analizar el efecto que la superficie muestreada tiene sobre la estima de riqueza estandarizada a un mínimo de densidad ($> 0,5$ aves/10 ha; $r = 0,008$, $n = 26$, $p = 0,970$).

Con la abundancia relativa en las seis bandas de distribución se calculó la amplitud de distribución altitudinal utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Amplitud} = \frac{\left(\sum_{i=1}^6 p_i^2 \right)^{-1}}{6}$$

donde p_i es la proporción de la abundancia relativa en cada una de las seis bandas altitudinales. Este índice varía entre 0,17 y 1, de manera que a mayor valor del índice se corresponde una mayor amplitud de distribución de la especie.

Los factores influyentes sobre la distribución de las aves se identificaron con árboles de regresión (De'Ath & Fabricius, 2000) aplicados al número total de aves observadas en cada una de las unidades de censo de 0,5 km (i.e., sin considerar las bandas principales de recuento de 25 m). Los árboles de regresión someten a la variable respuesta (índice kilométrico de abundancia en este caso; aves/0,5 km) a sucesivas divisiones dicotómicas para obtener grupos homogéneos de muestras. Tales divisiones se hacen según criterios determinados por las variables predictoras (las que describen las características de cada unidad de censo). Mediante este procedimiento (1) se obvia la necesidad de establecer "a priori" patrones lineales homogéneos a todo el conjunto de datos (caso de la regresión múltiple), (2) se evita el ajuste "forzado" a distribuciones canónicas concretas a los cuales no tienen por qué ajustarse los datos, y (3) se definen modelos de efectos jerarquizados que particionan la variabilidad original en subconjuntos de datos en los cuales pueden estar operando de modo distinto variables predictoras diferentes (i.e., estima de interacciones). Los árboles de regresión permiten enfrentarse con éxito a las complejidades inherentes de los datos en ecología, como son las relaciones no lineales entre las variables respuesta y los predictores, o las interacciones entre predictores, por lo que son muy adecuados para explorar los patrones de distribución y variación de la abundancia en aves.

Debido a la escasez de datos para algunas especies (menos de 5 presencias en las 592 unidades de censo), no fue posible obtener árboles de regresión en todos los casos. La complejidad de los árboles de regresión fue limitada atendiendo a las siguientes condiciones: árboles que redujesen la devianza significativamente, con un máximo de once criterios de clasificación (i.e., ramificación) que definían doce puntas con, al menos, 5 unidades de censo (los árboles incluyen principalmente

5–8 puntas, con unos 7–15 transectos de 0,5 km por punta). Se muestran y comentan los árboles de regresión de 8 especies / subespecies endémicas de las Islas Canarias, ampliamente extendidas y que ilustran los grandes modelos de distribución de las aves en Tenerife. Para el resto de las especies, los resultados de los árboles de regresión se sintetizan mediante la selección de los criterios que maximizan la abundancia de cada especie en Tenerife. Estos criterios definen las configuraciones del paisaje que permiten el asentamiento de las poblaciones más densas dentro de la isla.

La variación espacial de la riqueza de especies en los 592 transectos lineales de 0,5 km también se analizó utilizando los árboles de regresión, siguiendo los criterios expuestos en el párrafo anterior. En esta ocasión, la riqueza se mide como el número de especies observado en 0,5 km de transecto sin utilizar distancias límite de detección (i.e., se incluyen todas las especies observadas).

Resultados y discusión

Comunidades de aves

La tabla 1 muestra los valores de densidad, riqueza y diversidad de la avifauna terrestre de la isla de Tenerife en 26 formaciones ambientales.

La densidad de aves osciló entre 0 y 95 aves/10 ha. Las mayores densidades se midieron en zonas urbanas de gran extensión (e.g., ciudades, 75–100 aves/10 ha) y en una gran variedad de medios situados en el área de influencia de los alisios en el norte de la isla (pastizales, zonas agrícolas, brezales, fayales–brezales y laurisilva, 60–70 aves/10 ha). Por el contrario, las menores densidades (< 10 aves/10 ha) se obtuvieron en zonas de alta montaña (> 2.200 m), en áreas bajas del sur de la isla con muy poca cobertura vegetal (< 250 m y cobertura de arbustos y herbáceas < 25%) y en pinares abiertos altimontanos o jóvenes (> 1.650 m y < 11 m de altura del arbolado).

La riqueza de especies con densidades mayores de 0,5 aves/10 ha osciló entre 0 y 15 especies. El mayor valor de riqueza se midió en las áreas agropecuarias del norte de la isla situadas entre 500 y 1.000 m de altitud. También se obtuvieron elevados valores (10–12 especies) en una gran variedad de formaciones vegetales que incluyen los tabaibales–cardonales del norte de la isla (especialmente en los barrancos), otras zonas agrícolas (cultivos del sur y plataneras) y algunas zonas urbanas (tanto pueblos pequeños como ciudades). Las menores riquezas (< 5 especies) se observaron en áreas desarboladas de alta montaña (> 2.200 m), formaciones xéricas de las zonas bajas del sur de la isla (< 250 m), y pinares jóvenes poco densos. Un patrón similar se obtuvo para la diversidad de aves (correlación entre riqueza y diversidad: $r = 0.823$, $n = 26$, $p < 0.001$). El empobrecimiento de los medios insulares es muy patente en los hábitats de alta montaña de Tenerife, que

no están representados por ninguna especie típicamente alpina o cuyos máximos poblacionales se den allí. Este hecho contrasta fuertemente con la presencia de varias especies alpinas en los grandes macizos montañosos de la península ibérica (e.g., Lagópodo Alpino–*Lagopus mutus*, Bisbita Alpino–*Anthus spinoletta*, Pechiazul–*Luscinia svecica*, Treparriscos–*Tichodroma muraria*, Chova Piquigualda–*Pyrrhocorax graculus*, Gorrión Alpino–*Montifringilla nivalis* o Acentor Alpino–*Prunella collaris*; Martí & Del Moral, 2003), algunos de los cuales tienen menor superficie por encima de 2.000 m que Tenerife (e.g., Sierra Nevada, Cordillera Cantábrica).

A continuación se analizan los principales determinantes de la variación espacial de la riqueza de especies en Tenerife. El 67,8% de la variabilidad observada (0–14 especies/0,5 km) es explicada por el árbol de regresión de la figura 2 ($\chi^2 = 3451$, $df = 12$, $p < 0.001$). Los principales factores que influyen sobre la riqueza de especies son la situación latitudinal y altitudinal dentro de la isla. En la mitad meridional de la isla (LAT<3.135; 3,5 especies/0,5 km) la riqueza es menor que en la mitad septentrional (6,9 especies/0,5 km). La altitud no tiene un efecto lineal sobre la riqueza en el sur de Tenerife, sino que alcanza su máximo entre 328 y 1.100 m, siendo menor por encima de 1.656 m que en el piso basal (ALT<328 m; ver distintas ramificaciones para la variable ALT en las ramas de la izquierda del árbol de regresión; ver también los valores medios de especies/0,5 km en la tabla 2). En el norte de la isla existe una asociación negativa con esta variable, de manera que hay más especies por debajo de 1.270 m que por encima de esta altitud. Los efectos de la altitud y la latitud son matizados por el desarrollo del estrato arbóreo, la presencia de cultivos y la existencia de núcleos urbanos. El desarrollo del arbolado tiene un marcado efecto positivo sobre la riqueza de especies en el sur de la isla (tanto considerando la cobertura como la altura de árboles; criterios CARB<22% y HARB<3,2 m). La existencia de áreas agrícolas incrementa ligeramente el número de especies en el norte de la isla (criterio AGR=0). La cobertura de suelo urbano tiene un efecto distinto según la localización dentro de Tenerife. En el sur de la isla, y a altitudes menores de 328 m (LAT<3.135 y ALT<328), la riqueza de especies es mayor en áreas urbanas densas (CURB>92%; 5 spp/0,5 km) que en el resto de los ambientes disponibles en esta área. Por el contrario, en el norte de Tenerife el suelo urbano, aunque sea disperso (CURB>58%) disminuye el número de especies.

Patrones específicos de distribución y abundancia

La tabla 2 muestra la variación de la abundancia relativa de las aves a lo largo de un gradiente altitudinal, así como su amplitud de distribución. La tabla 3 ilustra la frecuencia de aparición de las especies en los 592 transectos efectuados, la den-

Table 1. Density (birds/10 ha) of bird species in 26 different habitats in Tenerife Island. In the lower part of the table are shown the main characteristics of these habitats. Small letters with habitat names (n, located in the northern Tenerife; s, located in the south of the island): Am. Poorly vegetated alpine habitats; Rm. Shrubland of *Spartocytisus supranubius* on volcanic outcrops and lava fields; R. Shrubland of *Spartocytisus supranubius*; Mo. Montane shrublands in the western part of the island (*Cistus* spp., *Echium* spp., *Sonchus* spp., 1,100–1,400 m); TCn and TCs. Scrublands of several *Euphorbia* species in north or south of Tenerife; TCxs. Dry scrublands of several *Euphorbia* species in southern Tenerife; Txs. Dry scrublands of several *Euphorbia* species in southern Tenerife lacking *Euphorbia candelabrum*; Bn. Deep gullies covered by *Euphorbia* shrubs and some thermophilic trees and shrubs; Br. Heathlands of *Erica arborea*; FB. "Monteverde" mainly composed of tall heaths and trees of *Myrica faya*; L. Laurel forests; Pn and Ps. Pinewoods of *Pinus canariensis* in north or south of Tenerife; Pjn. Young pinewoods of *Pinus canariensis*; Pm. Ancient pinewoods of *Pinus canariensis*; Pa. High altitude pinewoods of *Pinus canariensis*; Pah. Grasslands; Es. Abandoned agricultural fields, poorly vegetated, located in southern Tenerife; Pl. Banana plantations; Cn and Cs. Mosaic of agricultural fields devoted to several crops in north or south of Tenerife; Pbn and Pbs. Small villages in north or south of Tenerife; Cun y Cus. Large cities in north or south of Tenerife; Densidad. Density; S0,5. Number of species with densities higher than 0.5 birds/10 ha; Diversidad. Diversity; HAS. Hectares censused; CHB. Herbaceous layer cover; CMAT. Shrub cover; HMAT. Average shrub height; CARB. Tree layer cover (trees higher than 3 m); HARB. Average height of tree layer; AGR. Percentage cover of ground devoted to agricultural use; CURB. Urban cover.

L	Pn	Pjn	Ps	Pm	Pa	Pah	Es	Pl	Cn	Cs	Pbn	Pbs	Cun	Cus
-	+	-	0.53	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	0.44	-	-	0.40	-	0.10	0.85	-	-	-	-
-	-	-	0.27	-	0.80	9.07	8.60	4.44	3.12	3.15	-	1.33	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	7.47	-	-	4.20	3.15	-	0.33	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	2.67	0.10	0.12	0.89	+	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.59	-	0.44	-	1.11	-
5.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1.85	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	0.27	-	2.80	-	-	3.88	0.44	10.67	44.89	6.00
-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	+	-	-	0.59	-	-	-	-	-
-	0.63	0.29	0.27	1.78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6.46	4.42	-	2.67	1.78	-	-	-	-	3.80	-	-	-	-	-
-	-	+	0.27	0.89	+	+	0.40	0.44	0.20	0.12	+	+	+	+
4.31	-	-	-	-	-	-	-	-	1.37	-	-	-	-	-
-	1.26	0.29	6.93	4.44	1.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	0.53	-	0.60	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	10.40	-	-	1.56	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	1.33	0.49	1.58	1.78	1.33	0.89	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.44	-
5.54	5.68	3.14	7.73	8.44	0.80	0.53	-	2.22	0.88	2.79	2.22	2.33	1.33	0.20
-	-	-	-	-	-	-	-	4.00	0.78	-	-	7.33	13.78	39.00
-	-	-	-	-	-	15.73	-	-	-	-	-	4.00	-	-

Tabla 1. (Cont.)

	Am	Rm	R	Mo	TCn	TCs	TCxs	Txs	Bn	Br	FB
<i>Phylloscopus canariensis</i>	–	0.44	2.88	10.15	8.00	3.40	0.84	–	10.67	14.67	15.00
<i>Psittacula krameri</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Regulus teneriffae</i>	–	–	–	–	0.42	–	–	–	–	12.22	10.33
<i>Scolopax rusticola</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+
<i>Serinus canarius</i>	–	–	–	2.77	1.68	1.00	–	–	1.60	2.44	–
<i>Streptopelia decaocto</i>	–	–	–	–	–	0.20	–	–	–	–	–
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Streptopelia turtur</i>	–	–	–	0.62	+	0.40	0.42	–	1.60	–	–
<i>Sylvia atricapilla</i>	–	–	–	–	2.11	0.20	–	–	3.73	1.56	–
<i>Sylvia conspicillata</i>	–	–	0.32	–	–	0.60	0.42	0.62	–	–	–
<i>Sylvia melanocephala</i>	–	–	–	1.85	2.11	2.40	–	–	2.13	–	–
<i>Turdus merula</i>	–	0.11	–	–	2.95	–	–	–	3.73	12.67	14.33
<i>Upupa epops</i>	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–
Densidad	0.0	1.8	5.9	19.1	26.8	18.2	8.0	7.8	41.4	65.8	61.7
S0,5	0	1	2	5	10	8	2	4	12	8	9
Diversidad	0.00	1.52	1.23	1.33	2.23	2.11	1.15	1.33	2.18	1.90	1.86
HAS	27.5	90.0	62.5	32.5	47.5	50.0	47.5	65.0	37.5	45.0	30.0
Altitud	2593	2202	2200	1256	338	445	220	45	189	915	1006
CHERB	0.0	0.0	0.0	9.4	26.6	2.6	0.6	3.7	21.0	1.7	1.7
CMAT	0.6	9.9	46.8	45.4	61.2	40.6	23.2	13.3	63.2	40.8	39.9
HMAT	0.1	0.8	1.1	1.0	0.8	0.6	0.5	0.5	0.9	2.3	2.6
CARB	0.0	0.0	0.0	1.2	0.3	0.0	0.0	0.0	2.1	54.3	63.8
HARB	0.0	0.0	0.2	2.3	1.2	0.0	0.0	0.0	3.6	5.0	9.3
AGROPEC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CURB	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0

sidad ecológica máxima medida en los 26 medios distinguidos, y las configuraciones del paisaje que determinan las máximas abundancias de las especies de aves en Tenerife (obtenidas mediante árboles de regresión). La combinación de estos resultados con los de la tabla 1 perfilan los principales patrones de preferencias de hábitat, abundancia y amplitud de distribución de las especies en Tenerife. A continuación se resaltan los principales resultados relativos a la rareza de las aves en la isla.

Las especies observadas en más del 33% de todos los transectos efectuados fueron el *Anthus berthelotii* (Bisbita Caminero), *Turdus merula* (Mirlo Común), *Phylloscopus canariensis* (Mosquitero Canario), *Parus caeruleus* (Herrerillo Común) y *Serinus canarius* (Canario). Otras especies ampliamente distribuidas fueron *Falco tinnunculus*

(Cernícalo Vulgar), *Streptopelia turtur*, *Motacilla cinerea* (Lavandera Cascadeña), *Erithacus rubecula* (Petirrojo), *Sylvia atricapilla* (Curruca Capirotada), *Sylvia melanocephala* (Curruca Cabecinegra) y *Sylvia conspicillata* (Curruca Tomillera). *Columba livia* (Paloma Bravía) y *Passer hispaniolensis* (Gorrion Moruno) alcanzaron densidades ecológicas máximas muy elevadas (aprox. 40 aves/10 ha). *Streptopelia decaocto*, *Turdus merula*, *Erithacus rubecula*, *Regulus teneriffae* (Reyezuelo Canario), *Phylloscopus canariensis*, *Petronia petronia* (Gorrion Chillón), *Serinus canarius* y *Miliaria calandra* (Triguero) fueron también localmente muy abundantes (10–25 aves/10 ha). Por el contrario, las especies autóctonas con menores frecuencias de aparición (FREC<2,5%) en los censos fueron *Coturnix coturnix* (Codorniz Común), *Accipiter nisus*

L	Pn	Pjn	Ps	Pm	Pa	Pan	Es	Pl	Cn	Cs	Pbn	Pbs	Cun	Cus
13.69	1.47	0.86	2.40	4.44	2.13	0.53	–	4.00	15.51	5.94	4.89	8.33	6.00	3.60
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2.00
17.08	13.05	0.29	2.67	4.00	–	–	–	–	–	–	–	–	0.44	–
+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–
0.92	0.84	1.14	1.07	4.89	–	22.93	–	7.56	15.61	1.21	1.33	0.33	4.67	–
–	–	–	–	–	–	–	–	0.44	0.29	–	3.56	4.33	11.56	19.00
–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3.11	4.40
0.31	0.21	0.29	–	0.44	–	–	–	0.89	0.88	0.24	0.44	1.33	1.33	–
0.15	–	–	–	–	–	–	–	1.33	3.32	1.45	3.11	1.67	0.67	1.00
–	–	–	–	–	–	1.07	0.20	1.78	0.20	2.18	–	0.33	–	–
0.15	–	–	–	–	–	–	0.20	0.44	2.15	0.61	0.44	0.33	–	–
13.69	1.47	–	0.53	–	–	0.53	–	3.11	6.93	0.36	2.22	5.67	5.11	0.80
–	–	–	–	–	–	–	–	0.44	–	–	–	0.33	–	0.40
69.2	29.1	6.3	25.3	31.6	5.9	68.3	13.2	35.1	62.6	27.6	21.8	50.0	95.3	76.4
9	8	3	8	8	5	9	3	11	15	11	8	11	12	8
1.98	1.63	1.49	1.85	2.00	1.61	1.68	1.09	2.39	2.26	2.33	2.20	2.28	1.78	1.44
65.0	47.5	35.0	37.5	22.5	37.5	37.5	50.0	22.5	102.5	82.5	22.5	30.0	45.0	50.0
888	1268	1640	1640	1653	1987	722	86	87	744	727	356	547	358	38
1.2	9.5	2.1	2.7	0.6	0.0	91.3	15.7	15.5	68.5	42.1	2.6	12.9	4.8	0.0
13.4	28.8	12.0	11.4	26.0	9.2	5.3	9.4	16.7	13.0	28.8	11.0	16.9	1.9	6.4
1.5	1.8	0.9	1.6	1.3	1.1	0.6	0.6	1.3	1.0	0.8	0.9	0.5	0.2	0.5
85.5	72.3	35.3	65.1	38.7	21.9	0.2	0.0	46.6	2.1	1.1	2.8	3.3	4.7	1.1
9.9	17.0	11.0	14.9	18.6	8.2	0.5	0.0	3.0	3.4	2.4	5.7	3.8	6.6	6.3
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	100.0	93.9	0.0	8.3	0.0	0.0
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.8	6.8	81.4	56.8	84.4	92.5

(Gavilán Común), *Columba junoniae*, *Dendrocopos major* (Pico Picapinos), *Petronia petronia*, *Bucanetes githagineus* (Camachuelo Trompetero) y *Carduelis cannabina* (Pardillo Común). De la combinación de los valores observados de frecuencia de aparición, la abundancia ecológica máxima y la restricción en la distribución a unos pocos hábitats, se obtiene que las especies más raras de la avifauna terrestre de Tenerife (no introducidas recientemente) fueron *Coturnix coturnix*, *Alectoris barbara* (Perdiz Moruna), *Burhinus oedicephalus* (Alcaraván Común), *Accipiter nisus*, *Columba junoniae*, *Upupa epops* (Abubilla), *Dendrocopos major*, *Corvus corax* (Cuervo), *Miliaria calandra*, *Petronia petronia*, *Bucanetes githagineus*, *Carduelis carduelis* (Jilguero) y *Carduelis chloris* (Verderón Común).

La figura 3 ilustra los resultados de los árboles de regresión de ocho especies/subespecies endémicas de Canarias, ampliamente extendidas y representativas de los principales modelos de distribución de las aves terrestres en Tenerife. A continuación se exponen muy sucintamente los principales resultados relativos a la variación de sus abundancias.

Phylloscopus canariensis es una especie de amplísima distribución en Tenerife, cuya variación de abundancia se ve influida principalmente por la posición geográfica en la isla, siendo la latitud la variable que más le influye. En la mitad meridional de la isla (LAT<3.136) es bastante más escasa que en la mitad septentrional, donde es especialmente abundante en Anaga (LAT>3.153). En este sector de Tenerife es donde la especie alcanza sus mayores

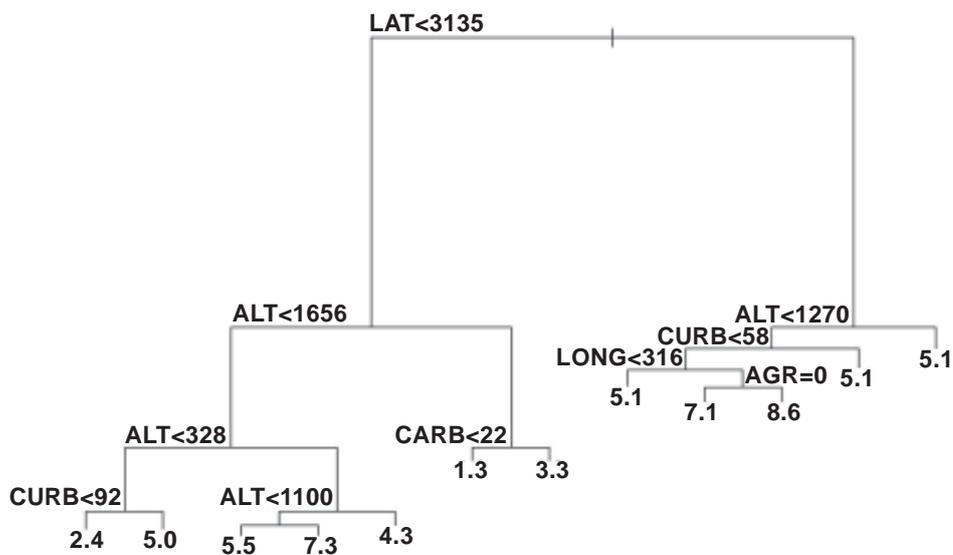


Fig. 2. Árbol de regresión de la variación espacial de la riqueza de especies en Tenerife. Los criterios hacen referencia a las ramas de la izquierda (los valores son contrarios en las ramas derechas). La longitud de las ramas es proporcional a la devianza explicada por cada criterio (i.e., a mayor longitud, mayor variabilidad explicada). Los valores de las puntas expresan el número medio de especies observado en 0,5 km de transectos lineales. Para el significado de las siglas véase la tabla 3.

Fig. 2. Regression tree analyzing the spatial variation in species richness in Tenerife. The split criteria refer to the left side of each dichotomy. Branch lengths are proportional to deviance explained by each split criterium. Figures in the tips of the tree ("leaves") measure the average number of bird species observed per 0.5 km of line transect (without limiting the detection belt). See table 3 for acronyms.

abundancias, especialmente cuando la altura del estrato arbustivo (HMAT; mayoritariamente brezos) es mayor de 1,9 m. En la mitad meridional de Tenerife su abundancia está influida positivamente por el desarrollo del estrato arbustivo (CMAT>26), siendo siempre más densa en el extremo más occidental de la isla (LONG<330 en dos ramificaciones).

El desarrollo del estrato arbóreo (en cobertura –CARB– y altura –HARB–) y la existencia de barrancos (BCO) son las variables que más influyen sobre la variación de la abundancia de *Parus caeruleus*, otra especie de muy amplia distribución en Tenerife. Alcanza sus mayores densidades en medios arbolados muy desarrollados (CARB>28% y HARB>16,5 m; 7,8 aves/km), o en barrancos con muy alta cobertura de arbustos (BCO=1 y CMAT>78%; 9,1 aves/km) en ausencia de bosques. En medios arbustivos no localizados en barrancos, la especie puede llegar a ser medianamente abundante si la cobertura de matorral es muy alta (>78%).

Turdus merula es más abundante en aquellas áreas con presencia de brezos (BRZ=1) y ausencia de pinares (PIN=0), en especial en el sector más septentrional de Tenerife (LAT>3157; i.e., brezales, fayales y laurisilvas de Anaga donde alcanza un promedio de 15,1 aves/km). Si no hay brezos en el

estrato arbustivo (BRZ=0), la especie es mucho más abundante en el tercio norte de la isla (LAT>3135), donde alcanza sus mayores densidades en medios con cobertura de matorral (CMAT) mayor del 68%, situados a altitudes (ALT) superiores a 330 m (11,2 aves/km). Si no se cumplen los requisitos anteriores de presencia de brezos en el estrato arbustivo y elevadas coberturas de matorral, la tercera configuración del paisaje donde la especie tiene elevadas densidades es en áreas agrícolas (AGR=1) situadas por encima de 486 m de altitud (7,7 aves/km). En los dos tercios meridionales de Tenerife (LAT<3135) es muy escaso (promedio de 0,4 aves/km).

La abundancia de *Serinus canarius* es mayor en zonas agropecuarias (AGR=1) que en otros ambientes naturales de Tenerife (los índices kilométricos de abundancia –IKA– de las ramas derechas de su árbol de regresión son mayores que las situadas a la izquierda). Dentro de las zonas agrícolas, sus mayores densidades se han observado en el cuadrante noroccidental de la isla (LONG<351 y LAT>3.135) a altitudes superiores a 683 m. En áreas sin uso agrícola su abundancia es mayor en la mitad oriental de la isla (LONG>340) si la cobertura de arbustos (CMAT) es superior al 24%.

Tabla 2. Abundancia relativa (aves/km) de las aves de Tenerife a lo largo de un gradiente altitudinal de seis bandas a intervalos de 500 m: 0–500 m (A); 500–1.000 m (B); 1.000–1.500 m (C); 1.500–2.000 m (D); 2.000–2.500 m (E); > 2.500 (F); AA. Amplitud de distribución altitudinal (mínima 0,17; máxima 1); Transectos. Número de transectos de 0,5 km de longitud con los que se han calculado las abundancias relativas; Altitud media. Altitud media de los transectos efectuados en cada banda altitudinal; Especies/0,5 km. Riqueza específica en cada banda altitudinal.

Table 2. Relative abundance (birds observed per km of line transect) of birds in Tenerife Island across an altitudinal gradient: six belts at 500 m interval: 0–500 m (A); 500–1,000 m (B); 1,000–1,500 m (C); 1,500–2,000 m (D); 2,000–2,500 m (E); > 2,500 (F); AA. Altitudinal breadth (minimum 0.17; maximum 1). Transectos. Number of transects of 0.5 km censused in each altitudinal belt; Altitud media. Average altitude of transects within each belt. Especies/0,5 km. Average species richness (spp/0.5 km of line transect) within each altitudinal belt.

	Bandas altitudinales						AA
	A	B	C	D	E	F	
<i>Alectoris barbara</i>	0.38	0.08	0.28	0.03	0.00	0.00	0.42
<i>Anthus berthelotii</i>	3.24	2.27	0.50	0.03	1.38	0.50	0.58
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Burhinus oedicephalus</i>	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Buteo buteo</i>	0.06	0.10	0.06	0.00	0.00	0.00	0.48
<i>Carduelis cannabina</i>	0.26	2.30	0.25	0.00	0.00	0.00	0.24
<i>Carduelis carduelis</i>	0.10	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31
<i>Carduelis chloris</i>	0.02	0.28	0.03	0.00	0.00	0.00	0.23
<i>Columba bollii</i>	0.09	0.47	0.44	0.00	0.00	0.00	0.39
<i>Columba junoniae</i>	0.00	0.13	0.25	0.00	0.00	0.00	0.30
<i>Columba livia</i>	4.91	3.20	0.38	0.03	0.00	0.00	0.35
<i>Coturnix coturnix</i>	0.00	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Dendrocopos major</i>	0.00	0.00	0.09	0.48	0.00	0.00	0.23
<i>Erithacus rubecula</i>	0.37	2.23	4.06	1.01	0.34	0.00	0.47
<i>Falco tinnunculus</i>	0.39	0.30	0.06	0.24	0.10	0.25	0.80
<i>Fringilla coelebs</i>	0.02	0.92	0.47	0.00	0.00	0.00	0.31
<i>Fringilla teydea</i>	0.00	0.00	0.53	1.81	0.08	0.00	0.27
<i>Lanius excubitor</i>	0.16	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.33
<i>Miliaria calandra</i>	0.00	1.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Motacilla cinerea</i>	0.32	0.42	0.09	0.00	0.00	0.00	0.40
<i>Parus caeruleus</i>	1.70	2.30	3.63	3.57	0.05	0.00	0.62
<i>Passer hispaniolensis</i>	3.18	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24
<i>Petronia petronia</i>	0.13	0.69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23
<i>Phylloscopus collybita</i>	4.30	8.82	6.25	2.05	1.19	0.00	0.60
<i>Regulus teneriffae</i>	0.06	2.24	3.50	1.01	0.00	0.00	0.42
<i>Serinus canarius</i>	0.99	6.01	2.59	1.73	0.00	0.00	0.46
<i>Streptopelia decaocto</i>	2.05	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
<i>Streptopelia turtur</i>	0.48	0.59	0.47	0.43	0.00	0.00	0.66
<i>Sylvia atricapilla</i>	1.25	1.43	0.16	0.00	0.00	0.00	0.37
<i>Sylvia conspicillata</i>	0.41	0.45	0.03	0.00	0.08	0.00	0.41
<i>Sylvia melanocephala</i>	0.69	0.66	0.34	0.00	0.00	0.00	0.46
<i>Turdus merula</i>	1.28	5.84	3.97	0.24	0.05	0.00	0.42
<i>Upupa epops</i>	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28
Altitud media	192	746	1216	1720	2187	2644	
Transectos	185	183	64	75	77	8	
Especies/0,5 km	4.8	6.7	5.0	3.4	1.2	0.2	

Tabla 3. Patrones de distribución y abundancia de las especies de aves terrestres en Tenerife: Dmax. Densidad (aves/10 ha) máxima medida en Tenerife en los 26 hábitats de la tabla 1; Frec. Frecuencia de aparición de las especies en los transectos de 0,5 km de longitud (en %); D²%. Devianza explicado por los árboles de regresión (en %); para cada especie también se proporcionan las características del espacio que describen los lugares donde son más abundantes, teniendo en cuenta los criterios de los árboles de regresión que conducen a las puntas con máxima densidad; IKA. Medida de abundancia máxima de cada especie en las configuraciones del hábitat definidas por los árboles de regresión (aves observadas/km de transecto; n. Número de muestras de 0,5 km con las cuales se obtiene el IKA). Tras cada sigla se indica el criterio cuantitativo que define el hábitat (+, presencia de ese atributo; -, ausencia del atributo): LAT, LONG. Latitud y longitud en coordenadas UTM (en kilómetros dentro del bloque 28R); ALT. Altitud (en m); CHB. Cobertura de herbáceas (en %); CMAT. Cobertura de arbustos (en %); HMAT. Altura media del matorral (en m); CARB. Cobertura de arbolado (en %); HARB. Altura media del arbolado (en m); AGR+. Suelo dedicado a la agricultura; LAUR+. Monteverde; PIN+. Pinares de *Pinus canariensis*; PIN-. Ausencia de pinares; BRZ+. Presencia de brezos en el estrato arbustivo; BRZ-. Ausencia de brezos; BCO+. Presencia de barrancos; CURB. Cobertura de suelo urbano (en %).

Table 3. *Distribution and abundance of terrestrial birds in Tenerife Island: Dmax. Maximum density (birds/10 ha) measured in 26 habitats in Tenerife (table 1); Frec. Frequency of occurrence of each species in 592 transects of 0.5 km spread out in Tenerife (in %); D²%. Deviance explained by regression trees analyzing the spatial variation of relative abundance of birds in line transects of 0.5 km (in %); the criteria of tree regression analyses defining the spatial configuration of the areas where the species are more abundant is provided for each species; for some species it was not possible to obtain regression models due to sample limitations; IKA. Average abundance of the species in the leaves defined by regression trees (birds per km of lineal transect; n. Number of transects of 0.5 km with which IKA's are obtained). Quantitative criteria are provided after acronyms (+, presente of that habitat attribute; - absence of the attribute): LAT, LONG. Latitude and longitude in UTM coordinates (in km with UTM block 28R); ALT. Altitude above the sea level (in m); CHB. Cover of the herbaceous layer (in %); CMAT. Shrub cover (in %); HMAT. Average height of shrubs (in m); CARB. Cover of the tree layer (in %); HARB. Average height of the tree layer (in m); AGR+. Presence of ground devoted to agriculture; LAUR+. "Monteverde" (laurel forest and/or woodlands mainly composed by tall heaths and Myrica faya trees); PIN+. Pinewood of *Pinus canariensis*; PIN-. Absence of pinewoods; BRZ+. Presence of Erica arborea in the shrub layer; BRZ-. Absence of Erica arborea in the shrub layer; BCO+. Deep gullies; CURB. Urban cover (in %).*

	Dmax	Frec	D ² %		IKA	n
<i>Accipiter nisus</i>	0.53	0.5				
<i>Alectoris barbara</i>	3.00	3.7	15.4	CHB>48, LAT<3124	6.9	7
<i>Anthus berthelotii</i>	9.07	39.9	47.6	HARB<4.2, LAT<3116, CHB>32	9.8	10
<i>Bucanetes githagineus</i>	0.31	0.8	22.0	LAT<3103, ALT<32	1.7	7
<i>Burhinus oedicephalus</i>	0.21	0.5				
<i>Buteo buteo</i>	0.11	2.2	22.5	LONG>380, LAT<3158	1.4	7
<i>Carduelis cannabina</i>	7.47	14.5	54.3	CHB>42, AGR+, LAT>3140	9.5	11
<i>Carduelis carduelis</i>	2.67	0.8	13.7	AGR+, CARB>34	1.7	7
<i>Carduelis chloris</i>	1.11	2.4	24.6	LAT>3140, CHB>65	2.5	12
<i>Columba bollii</i>	5.08	5.1	57.0	LAUR+, LAT<3158, HARB>11.5	4.8	8
<i>Columba junoniae</i>	1.85	1.5	35.9	CARB>92, LAT<3136	3.2	10
<i>Columba livia</i>	44.89	23.5	48.5	CURB>4, LAT>3144, LONG<371	54.0	7
<i>Corvus corax</i>	0.05	0.3				
<i>Coturnix coturnix</i>	0.59	1.5	27.1	CHB>68, LAT>3140	1.8	18
<i>Dendrocopos major</i>	1.78	2.4	44.6	PIN+, HARB>19.5	2.8	8
<i>Erithacus rubecula</i>	11.56	23.3	64.3	BRZ+, HMAT>1.7, CARB<72, LAT>3137	11.6	15
<i>Falco tinnunculus</i>	0.89	11.3	16.2	ALT<819, CURB<5.5, LAT<3102	1.8	8
<i>Fringilla coelebs</i>	4.31	9.0	31.8	BRZ+, PIN-, HARB>9.5	3.6	18

Tabla 3. (Cont.)

	Dmax	Frec	D ^{2%}		IKA	n
<i>Fringilla teydea</i>	6.93	8.4	62.7	HARB>13.5, ALT>1594, LONG>346	5.2	12
<i>Gallinula chloropus</i>	0.53	0.2				
<i>Lanius excubitor</i>	0.77	2.7	18.2	LAT<3102, HMAT>0.65	1.2	8
<i>Miliaria calandra</i>	10.40	5.1	58.9	CHB>88, CMAT<4, LAT>3137	12.3	7
<i>Motacilla cinerea</i>	1.78	9.0	35.7	CURB 1-52, CHB<51, CMAT<28, LON<352	3.2	10
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.44	0.2				
<i>Parus caeruleus</i>	8.44	42.1	41.9	CARB<28, BCO+, CMAT>78	9.1	11
<i>Passer hispaniolensis</i>	39.00	7.9	52.6	CURB>82, LAT<3118, CMAT<1	36.3	7
<i>Petronia petronia</i>	15.73	0.8	16.2	CHB>92.5, LAT<3136	16.3	7
<i>Phylloscopus canar.</i>	15.51	67.1	48.9	LAT>3153, HMAT>1.9	19.4	14
<i>Psittacula krameri</i>	2.00	0.5				
<i>Regulus teneriffae</i>	17.08	16.6	75.2	BRZ+, LAT>3144, LONG<375	15.2	13
<i>Serinus canarius</i>	22.93	32.4	52.2	AGR+, LONG<351, LAT>3135, ALT>683	18.1	37
<i>Streptopelia decaocto</i>	19.00	6.9	60.0	CURB>94, ALT<35	23.2	8
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	4.40	2.4	43.2	CURB>94, ALT<32	8.0	7
<i>Streptopelia turtur</i>	1.60	14.2	31.7	CHB>8, CARB>0.5, LAT>3151	3.4	14
<i>Sylvia atricapilla</i>	3.73	23.0	43.3	LAT>3136, CARB<32, HMAT>0.6 HARB<6, ALT<180	5.1	7
<i>Sylvia conspicillata</i>	2.18	8.6	22.7	CHB>8, LAT<3137, LONG>358, HMAT>0.8	3.7	7
<i>Sylvia melanocephala</i>	2.40	14.4	31.6	ALT<1045, CMAT<29, AGR+, LONG>319 CARB<0.5, CHB>88	3.7	7
<i>Turdus merula</i>	14.33	38.3	68.8	BRZ+, PIN-, LAT>3157	15.1	18
<i>Upupa epops</i>	0.44	1.0				

Anthus berthelotii es una especie generalista de medios deforestados, que se ve influida principalmente por el desarrollo del arbolado (negativamente), la posición latitudinal en la isla (más abundante en el sur que en el norte) y el desarrollo del estrato herbáceo (positivamente). Es muy escasa (0,3 aves/km) en áreas arboladas (altura de árboles > 4,2 m). En los medios con muy poco desarrollo del arbolado (< 4,2 m) es más abundante en el tercio meridional de la isla (LAT<3116; ver localización en la figura 1), que en el norte. Su abundancia aumenta con el desarrollo del estrato herbáceo, aunque requiere más cobertura de este estrato en el norte (68% a LAT>3116) que en el sur de Tenerife (32% cuando LAT<3116). En las áreas con poco desarrollo del arbolado del norte de la isla, donde la cobertura de herbáceas es mayor del 68%, la especie es considerablemente más abundante en la mitad occidental (LONG<345).

Regulus teneriffae es una especie forestal generalista cuya abundancia está supeditada principalmente a la presencia de un estrato arbustivo de brezos bien desarrollado. Si no existe brezo (BRZ=0), la especie sólo estará presente, con

relativamente bajas abundancias, si el estrato arbóreo está muy desarrollado (HARB>16,5 m; 3,4 aves/km) o la cobertura de arbustos es elevada (CMAT>48%; 1,4 aves/km). En hábitats con presencia de brezos (BRZ=1), *Regulus teneriffae* alcanza sus mayores abundancias (>7,9 aves/km) en el tercio norte de la isla (LAT>3144), aunque su densidad decrece en la península de Anaga (LONG>375).

La densidad de *Fringilla teydea* (Pinzón Azul) alcanza su máximo en Tenerife (5,2 aves/km) en los bosques con árboles de más de 13,5 m de altura localizados a más de 1594 m de altitud en la mitad oriental de la isla (LONG>346). Estos ambientes coinciden exclusivamente con los pinares de *Pinus canariensis* del sector oriental de la corona forestal de Tenerife. Cuando el arbolado no está muy desarrollado (HARB<13.5 m) la especie está virtualmente sólo presente en pinares (PIN=1), siendo considerablemente más abundante en los orientales (LONG>350; 2,5 aves/km) que en los occidentales (promedio de 0,5 aves/km).

Fringilla coelebs (Pinzón Vulgar) es una especie típica de monteverde, cuya abundancia se ve influida principalmente por la presencia de brezos en el

estrato arbustivo. Incluso existiendo brezos, la especie está virtualmente ausente de pinares (BRZ=1 y PIN=1; 0,0 aves/km). En el monteverde, su abundancia se asocia positivamente con el desarrollo del estrato arbóreo, tanto en altura (HARB>9,5 m; 3,6 aves/km), como en cobertura si los árboles no son muy altos (CARB>55% cuando HARB<9,5 m; 2,1 aves/km). En ausencia de brezos como planta dominante del estrato arbustivo, la especie sólo es medianamente abundante en el norte de la península de Anaga (LAT>3.158; 1,7 aves/km) donde puede ser observado en tabaibales-cardonales bien desarrollados (ver CULTn en tabla 1). También está presente en algunas áreas agrícolas cuando éstas tienen arbolado disperso desarrollado (AGR=1 y HARB>6,5 m; 1,5 aves/km).

Rareza, endemismo e impacto humano

Varias especies autóctonas de la avifauna de Tenerife son hoy marcadamente más escasas de lo que fueron hace 25–50 años (véase Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001). Entre ellas se encuentran *Upupa epops*, *Coturnix coturnix*, *Calandrella rufescens* (Terrera Marismaña; no observada durante este estudio), *Corvus corax*, *Petronia petronia*, *Carduelis cannabina*, *Carduelis carduelis* y *Miliaria calandra*. A ellas hay que añadir los ya extintos *Milvus milvus* (Milano Real) y *Neophron percnopterus* (Alimoche). Por la información recopilada por diferentes ornitólogos en la primera mitad del siglo XX (ver revisión de Martín & Lorenzo, 2001) todas ellas fueron abundantes, llegando a alcanzar elevados efectivos poblacionales en zonas rurales y sus áreas agropecuarias colindantes, siendo escasas en hábitats naturales con poca influencia humana. Como consecuencia de los cambios en los usos tradicionales del suelo de los últimos 25–50 años (reducción o abandono de la agricultura de subsistencia, recuperación de la vegetación autóctona de tabaibales, matorrales de medianía y brezales, reducción de la cabaña ganadera de cabras, implantación de monocultivos industriales de plátano en áreas bajas cercanas a la costa, urbanismo masivo) y el efecto de los plaguicidas usados en las décadas de 1950–1960, sus máximos efectivos poblacionales se han reducido. Consistentemente con lo descrito en el

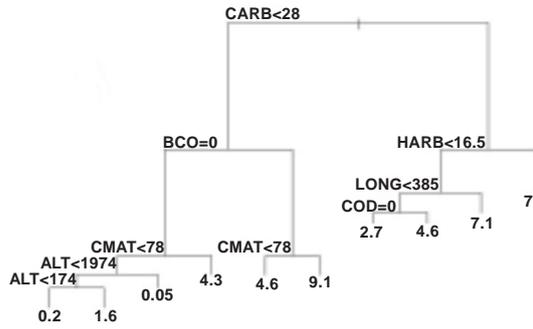
pasado (primeros 75 años del siglo XX; Martín & Lorenzo, 2001), en este estudio sus máximas densidades no se han medido en hábitats autóctonos poco degradados, sino en medios fuertemente impactados por el hombre: mosaicos de cultivos, plataneras, pastizales y núcleos urbanos pequeños. Por otro lado, las últimas poblaciones de *Calandrella rufescens* de Tenerife (menos de 100 parejas) se asentaban en hábitats profundamente degradados (pastizales del aeropuerto de Los Rodeos, campo de golf, áreas de cultivo de tomate abandonados; Martín & Lorenzo, 2001). La casi total destrucción por el hombre del hábitat original de estas especies en el piso basal de la isla (zonas estepáricas o áreas termófilas de medianía) quizás las hizo desplazarse a unos hábitats secundarios muy alterados donde llegaron a ser abundantes y se encuentran hoy (áreas agrícolas). Por tanto, lo que observamos hoy día sería una disminución de sus tamaños poblacionales respecto a sus efectivos de hace unos 100–50 años, como consecuencia de los cambios en los usos del suelo (nuevas alteraciones y abandono de prácticas tradicionales; ver también Tucker & Heath, 1994 para la avifauna europea), pero muy posiblemente sus poblaciones ya venían mermadas desde un pasado.

Esto no parece haber ocurrido con las especies más claramente endémicas cuyas preferencias de hábitat se establecen en medios autóctonos. Incluso especies estenoicas que en el pasado fueron consideradas muy escasas, hoy día aumentan sus efectivos paralelamente a la recuperación de sus hábitats. Este es el caso de las palomas endémicas *Columba bollii* y *Columba junoniae* propias de laurisilva y de los ya desaparecidos bosques termófilos (Martín & Lorenzo, 2001). También es el caso de otras dos especies propias de pinares autóctonos de *Pinus canariensis*: *Dendrocopos major canariensis* y *Fringilla teydea teydea* (Martín & Lorenzo, 2001). Durante los últimos 20 años, la densidad de *Dendrocopos major* ha aumentado sustancialmente en numerosas zonas de pinar donde antes no existía. Así, en pinares censados en 1986 por Carrascal (1987) donde la especie no estaba presente (pinares por encima del valle de la Orotava), en la actualidad se han medido densidades de 0,2–1 aves/10 ha. Las únicas especies

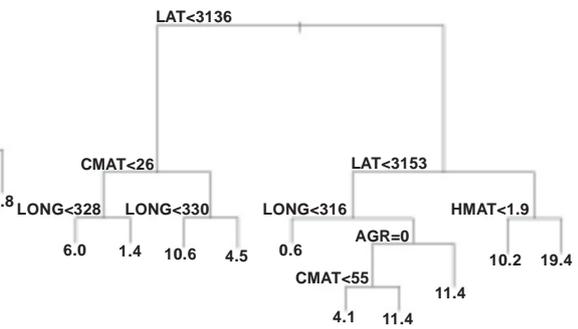
Fig. 3. Árboles de regresión para 8 especies / subespecies endémicas ampliamente distribuidas en Tenerife. Los criterios hacen referencia a las ramas de la izquierda (los valores son contrarios en las ramas derechas). La longitud de las ramas es proporcional a la devianza explicada por cada criterio (i.e., a mayor longitud, mayor variabilidad explicada). Los valores de las puntas expresan la abundancia de las especies en aves/km. Para el significado de las siglas véase la tabla 3.

Fig. 3. Regression trees analyzing the spatial variation of abundance in 8 endemic species/subspecies widely distributed in Tenerife. The split criteria refer to the left side of each dichotomy. Branch lengths are proportional to deviance explained by each split criterium. Figures in the tips of the trees ('leaves') measure the abundance expressed in birds per 1 km of line transect (without limiting the detection belt). See table 3 for acronyms.

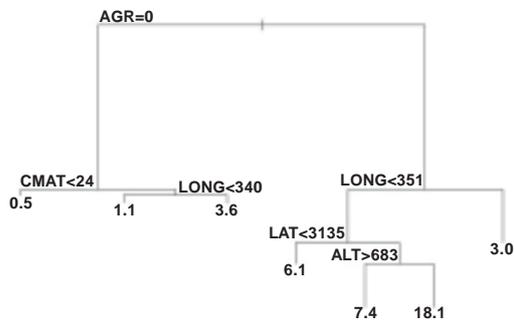
Parus caeruleus



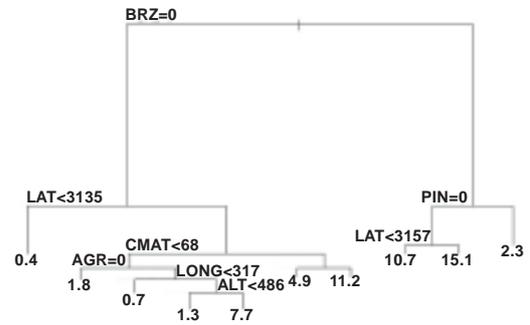
Phylloscopus canariensis



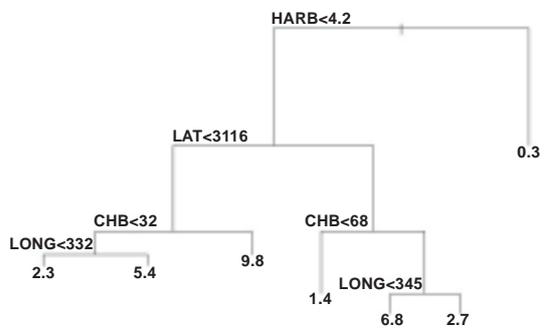
Serinus canarius



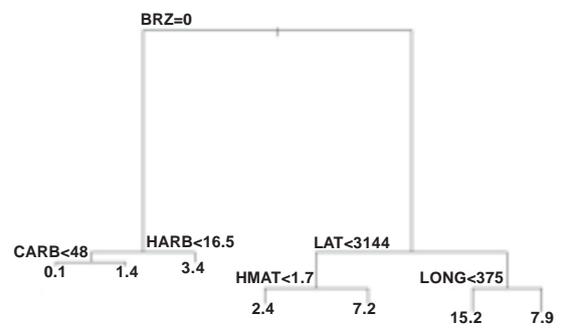
Turdus merula



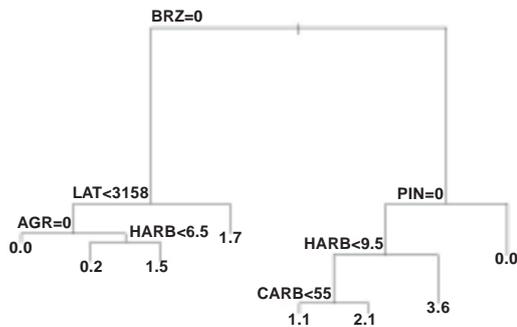
Anthus berthelotii



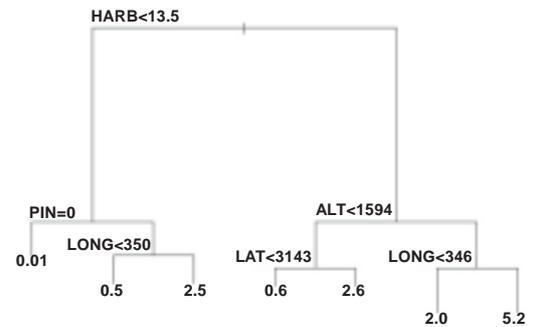
Regulus teneriffae



Fringilla coelebs



Fringilla teydea



endémicas de hábitats autóctonos que en la actualidad son mucho más escasas que en el pasado son *Burhinus oediconemus distinctus* y *Bucanetes githagineus amantum*. Este declive se ha debido principalmente a la alteración de hábitats semi-desérticos cercanos a la costa del sur de la isla (urbanismo y monocultivos industriales de plátano y tomate; Martín & Lorenzo, 2001).

A pesar de su carácter artificial, producto de la degradación de formaciones vegetales autóctonas, las áreas agrícolas de Tenerife mantienen altos efectivos poblacionales de numerosas especies de aves en Tenerife. Así, *Motacilla cinerea* y *Streptopelia turtur* (Tórtola Europea) alcanzan en estos ambientes densidades tan altas como las observadas en formaciones autóctonas con casi nula influencia humana. Los escasos pastizales del norte de la isla sustentan las poblaciones más densas de *Carduelis cannabina* y de algunas otras especies bastante raras en Tenerife: *Miliaria calandra*, *Petronia petronia* y *Carduelis chloris*. Los mosaicos agrícolas de norte de la isla, mantienen áreas de praderas suficientemente extensas como para albergar las últimas poblaciones densas de *Coturnix coturnix*. Las plataneras y áreas semi-urbanas dispersas del norte de la isla acogen los mayores efectivos de *Carduelis carduelis*.

Las zonas urbanas de Tenerife se caracterizan por acoger una considerable riqueza y diversidad de especies de aves. Así, los valores urbanos de estos parámetros son similares o incluso más altos que los medidos en formaciones vegetales autóctonas (i.e., matorrales de montaña, tabaibales-cardonales, laurisilva y pinares maduros), y atípicos si los comparamos con lo observado en áreas continentales, tanto del paleártico como del neártico (Melles et al., 2003; Marzluff et al., 2001; Clergeau et al., 1998). Este fenómeno se puede explicar atendiendo a la permeabilidad que tienen las zonas urbanas tinerfeñas para captar numerosas especies de la avifauna de su entorno. Así, las ciudades y pueblos de Tenerife acogen elevadas densidades de especies que en Europa son raras en medios urbanizados (e.g., *Streptopelia turtur*, *Upupa epops*, *Motacilla cinerea*), o menos frecuentes que lo observado en Tenerife (e.g. *Turdus merula*, *Parus caeruleus*, *Phylloscopus canariensis*, *Sylvia atricapilla* y *Serinus canarius*; Fernández-Juricic, 2000; Jokimäki, 1999; Palomino y Carrascal, en preparación). Este hecho incrementa la variabilidad, y con ello la diversidad y riqueza, del grupo de especies más típicamente urbanas (i.e., *Columba livia*, *Passer hispaniolensis*, y las recientes colonizadoras durante los últimos 30 años *Streptopelia decaocto*, *S. roseo-grisea*, *Carduelis chloris* y *Sturnus vulgaris*—Estornino Pinto).

Considerando estos patrones de distribución, proponemos una hipótesis que vincula el carácter de endemidad de las poblaciones de aves de Tenerife con las preferencias de hábitat de las especies, atendiendo a la ocupación preferente de medios con fuerte impacto humano frente a aquellos autóctonos no degradados. Esta hipótesis predice que es más probable que hoy existan poblaciones tinerfeñas de especies claramente diferenciadas (i.e., subespecies

o especies distintas) si su distribución y máximos de abundancia coinciden con formaciones vegetales climáticas (retamares altimontanos, matorrales montanos, tabaibales-cardonales, pinares maduros y laurisilva) y no penetran medios antrópicos a no ser que tengan elevadas amplitudes de hábitat. Por el contrario, sería poco probable que especies que son muy escasas o están ausentes de hábitats autóctonos poco modificados y cuyas densidades ecológicas máximas están en medios producto de la degradación ambiental (áreas agropecuarias y urbanas) tuviesen poblaciones en Tenerife que hayan subespeciado respecto a las poblaciones continentales. La base teórica de este fenómeno debe encontrarse en la hipótesis del "ciclo del taxón" (Ricklefs & Cox, 1978; Williamson, 1981; Ricklefs & Bermingham, 1999), que postula que las poblaciones insulares tienden a lo largo del tiempo a la diferenciación especializándose en ambientes isleños concretos (ver no obstante Wiens, 1989 para una controversia respecto a esta hipótesis). Esto se debe a que la diferenciación taxonómica de poblaciones implica unas escalas de tiempo muy superiores a las implicadas en la transformación histórica de hábitats naturales por el hombre (últimos 2.000 años, frente a las decenas de miles de años requeridos en procesos de especiación en aves—Klicka & Zink, 1997). Ejemplos del primer grupo de especies (endémicas distribuidas en medios autóctonos) serían *Accipiter nisus granti*, *Burhinus oediconemus distinctus*, *Dendrocopos major canariensis*, *Erethacus rubecula superbis*, *Regulus [regulus] teneriffae*, *Fringilla coelebs canariensis*, *Phylloscopus [collybita] canariensis*, *Parus caeruleus teneriffae*. La única excepción a este patrón parece ser *Motacilla cinerea canariensis* (muy probablemente debido a la desaparición de casi todos los cursos de agua naturales en los barrancos debido a las canalizaciones actuales; Martín & Lorenzo, 2001). Evidencias del segundo grupo de especies serían aquellas cuyo estatus taxonómico de subespecies endémicas quedan descartados considerando recientes análisis de taxonomía molecular (*Calandrella rufescens rufescens*, *Coturnix coturnix confisa*—Consejería de Política Territorial y Medio ambiente, J. M. Naranjo, com. pers.). La validez y grado de generalización de esta hipótesis podrá ser comprobado una vez que sean desarrollados estudios taxonómicos exhaustivos con sólidas bases moleculares y morfométricas. La combinación del conocimiento del estatus taxonómico de las poblaciones insulares, junto con sus preferencias de hábitat y ocupación de medios autóctonos vs. degradados por la acción humana servirá para definir prioridades de conservación a escala del archipiélago (Dennis, 1997; Thomas et al., 1999; Gordon & Ornelas, 2000; Sangster, 2000).

Tenerife vs. península ibérica: compensación de densidades y amplitud de distribución altitudinal

Debido a la menor cantidad de especies presentes en las islas que en el continente, varios autores han postulado que en las islas disminuye la presión

de depredación (*i.e.*, menos depredadores presentes) y se reduce el solapamiento interespecífico de los nichos ecológicos, mitigándose considerablemente el efecto de la competencia interespecífica. En este escenario de reducción de potenciales depredadores y competidores, las poblaciones de especies insulares aumentarían su abundancia respecto al continente, produciéndose el fenómeno denominado "compensación de densidad". No obstante, este incremento de abundancia también podría darse como consecuencia de que la dispersión en las islas está limitada debido al efecto barrera impuesto por el mar y la existencia de hábitats desfavorables dentro de las islas (Diamond, 1970; Yeaton, 1974; Emlen, 1979; Crowell, 1983; Wiens, 1989). Este fenómeno ha sido observado en el suroeste del Paleártico Occidental con la avifauna de Córcega (Blondel et al., 1988).

Utilizando los valores de densidades ecológicas máximas obtenidos en este trabajo (tabla 3), y los obtenidos para la península ibérica (Martí & Del Moral, 2003; textos de cada especie y datos del apéndice 1) se puede comprobar si esta hipótesis se cumple de modo generalizado con la avifauna de Tenerife. Las únicas especies que alcanzan densidades máximas sustancialmente más elevadas en Tenerife que en la península ibérica (valores expresados en aves/10 ha) son: *Anthus berthelotii* (9,1 frente a 2,4 de *Anthus campestris*—Bisbita Campestre; ver Voelker, 1999 para una justificación del parentesco filogenético entre estas dos especies), *Sylvia conspicillata* (3,7 vs. 2,08), *Petronia petronia* (15,7 vs. 1,7) y *Serinus canarius* (22,9 vs. 13,3 de *Serinus serinus*—Verdecillo en la península). Las densidades ecológicas máximas en Tenerife de las especies/subespecies endémicas *Lanius excubitor [meridionalis] koenigi* (Alcaudón Real; 0,77 aves/10 ha), *Regulus teneriffae* (17,1), *Phylloscopus canariensis* (15,5) y *Carduelis cannabina meadowaldoi* (7,5) son muy parecidas a las obtenidas por sus equivalentes congénicos en Iberia (*Lanius excubitor [meridionalis]* 0,74 aves/10 ha; *Regulus regulus*—Reyezuelo Sencillo 14,8 aves/10 ha, ver Sturmbauer et al., 1998 para una justificación del parentesco filogenético con *Regulus teneriffae*; *Phylloscopus ibericus*—Mosquitero Ibérico 13,4 aves/10 ha; *Carduelis cannabina*: 7,7 aves/10 ha). Otras especies o subespecies tinerfeñas claramente diferenciadas de las formas continentales muestran densidades considerablemente menores en Tenerife (valores expresados en aves/10 ha en Tenerife vs. península ibérica): *Dendrocopos major canariensis* (1,78 vs. 2,4 como media de los tres valores máximos medidos en Iberia), *Motacilla cinerea canariensis* (1,8 vs 3,0), *Erithacus rubecula superbis* (11,6 vs. 22,2), *Turdus merula cabreræ* (14,3 vs 19,6), *Sylvia melanocephala* (2,4 vs. 15,3), *Parus caeruleus teneriffae* (8,4 vs. 25,5), *Fringilla coelebs canariensis* y *F. teydea* (4,3 y 6,9, respectivamente, vs. 23,2 de *F. coelebs* ibéricos). Esto mismo ocurre con especies de Tenerife no claramente diferenciadas taxonómicamente de sus equivalentes ibéricos: *Sylvia atricapilla* (3,7 vs. 12,2), *Carduelis carduelis* (2,7 vs. 7,8) y *Carduelis chloris*

(1,1 vs. 10,4). Por tanto, los datos no parecen apoyar de modo generalizado la hipótesis de compensación de densidades en la avifauna de Tenerife.

Un paradigma clásico de la biogeografía insular es la expansión del nicho ecológico de las especies en las islas respecto al continente, aunque existen evidencias tanto a favor como en contra de esta hipótesis (véase Blondel, 1979; Wiens, 1989 y referencias allí dadas). Para la isla de Córcega, Blondel et al. (1988) y Prodon et al. (2002) encuentran evidencias tanto apoyando como rechazando esta hipótesis: incremento de la amplitud de hábitat en algunas especies (*p.e.*, *Parus spp.*), y contracción generalizada en la amplitud de distribución altitudinal, aunque las subespecies endémicas manifiestan un incremento de ésta, expandiéndose por las zonas elevadas de la isla.

La ampliación del espectro de hábitats ocupados es un hecho muy característico en unas pocas especies (*Parus caeruleus*, *Phylloscopus canariensis*, *Regulus teneriffae*, *Sylvia atricapilla*, *Serinus canarius*; tabla 1), que ocupan distintos tipos de bosques, tabaibales, áreas agrícolas y zonas urbanas. Por otro lado, se produce una expansión de las preferencias de hábitat de las aves forestales hacia medios estructuralmente más simples (caso de *Parus caeruleus*, *Phylloscopus canariensis* y *Sylvia atricapilla*), aspecto que también se ha observado en la avifauna de Córcega (ver Blondel, 1979; Blondel et al., 1988 para una discusión de este tema). No obstante, en el resto de las especies no se observa tal incremento de su amplitud de hábitat en Tenerife (ver en Martí & Del Moral, 2003 los gráficos de distribución entre hábitats de las especies de Passeriformes en la península ibérica).

En Tenerife destacan los enormes rangos altitudinales de algunas especies que se distribuyen desde el nivel del mar hasta 2.500 m de altitud (*e.g.*, *Falco tinnunculus*, *Anthus berthelotii*, *Lanius excubitor [meridionalis]*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Phylloscopus canariensis*, *Sylvia conspicillata*, *Parus caeruleus*; ver tabla 2 y Martín, 1987). Las amplitudes de distribución altitudinal de estas especies son muy grandes y aparentemente mayores a las observadas en la península ibérica (ver para comparación Sánchez, 1991; Pleguezuelos, 1992; Martí & Del Moral, 2003). Todas estas especies que manifiestan grandes rangos de distribución son subespecies o especies endémicas, algo parecido a lo obtenido por Prodon et al. (2002) en Córcega. Otra especie que presenta en Tenerife una gran distribución altitudinal, superior a la observada en la península es *Streptopelia turtur* (ver datos en la tabla 2 y en Sánchez, 1991; Pleguezuelos, 1992). Sin embargo, hay otras especies y subespecies endémicas que muestran una reducida dispersión altitudinal ya que establecen sus preferencias de hábitat en formaciones ambientales muy localizadas (*e.g.*, *Burhinus oedicephalus* y *Bucanetes githagineus* en tabaibales xéricos; *Columba bollii*, *Columba junoniae* y *Fringilla coelebs* en laurisilvas; *Dendrocopos major* y *Fringilla teydea* en pinares; *Miliaria calandra* y *Coturnix*

coturnix en praderas húmedas bajo influencia de los alisios). Otras especies distribuidas altitudinalmente de modo relativamente amplio en la península ibérica, tienen en Tenerife un rango altitudinal bastante restringido (e.g., *Upupa epops*, y las tres especies del género *Carduelis*; véase para comparación Pleguezuelos, 1992). Por tanto, los resultados obtenidos en Tenerife no parecen apoyar de modo claro y generalizado la hipótesis de expansión de distribución en las poblaciones insulares. (véase Prodon et al., 2002 para un resultado similar obtenido con la avifauna de Córcega).

Agradecimientos

Este manuscrito se ha beneficiado de los comentarios de Alfredo Valido, Álvaro Ramírez y Mario Díaz.

Referencias

- Anónimo, 1980. *Atlas Básico de Canarias*. Interinsular Canaria, Sta. Cruz de Tenerife.
- Báez, M., 1992. Zoogeography and evolution of the avifauna of the Canary Islands. *Natural History Museum of Los Angeles County Science Series*, 36: 425–431.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. H., 2000. *Bird census techniques* (2nd edition). Academic Press, London.
- Blondel, J., 1979. *Biogéographie et ecologie*. Masson, Paris.
- Blondel, J., Chessel, D. & Frochot, B., 1988. Bird species impoverishment, niche expansion, and density inflation in Mediterranean island habitats. *Ecology*, 69: 1899–1917.
- Brown, J. H. & Lomolino, M. V., 1998. *Biogeography*. Sinauer, Sunderland.
- Carrascal, L. M. & Palomino, D., 2002. Determinantes de la riqueza de especies de aves en las islas Selvagem y Canarias. *Ardeola*, 49: 211–221.
- Carrascal, L. M., 1987. Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas de Tenerife (Islas Canarias). *Ardeola*, 34: 193–224.
- Carrascal, L. M., Tellería, J. L. & Valido, A., 1992. Habitat distribution of Canary chaffinches among islands: competitive exclusion or species-specific habitat preferences? *Journal of Biogeography*, 19: 383–390.
- Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G. & Falardeau, G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban–rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 100: 413–425.
- Collar, N. J., Crosby, M. J. & Stattersfield, A. J., 1994. *Birds to Watch 2*. Birdlife International–Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Crowell, K. L., 1983. Islands–insight or artefacts? Population dynamics and habitat utilization in insular rodents. *Oikos*, 41: 442–454.
- De'Ath, G. & Fabricius, K. E., 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178–3192.
- Dennis, R. L. H., 1997. An inflated conservation load for European butterflies: increases in rarity and endemism accompany increases in species richness. *Journal of Insect Conservation*, 1: 43–62.
- Diamond, J. M., 1970. Ecological consequences of island colonisation by southwest Pacific birds. II. The effect of species diversity on total population density. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 67: 1715–1721.
- Emlen, J. T., 1979. Land bird densities on Baja California Mexico islands. *Auk*, 96: 152–167.
- Fernández–Juricic, E., 2000. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological Research*, 15: 373–383.
- Fernández–Palacios, J. M. & Andersson, C., 1993. Species composition and within archipelago co-occurrence patterns in the Canary Islands. *Ecography*, 16: 31–36.
- González, M. N., Rodrigo, J. D. & Suárez, C. S., 1986. *Flora y vegetación del archipiélago canario*. Edirca, Las Palmas de Gran Canaria.
- Gordon, C. E. & Ornelas, J. F., 2000. Comparing endemism and habitat restriction in Mesoamerican tropical deciduous forest birds: implications for biodiversity conservation planning. *Bird Conservation International*, 10: 289–303.
- Illera, J. C., 2001. Habitat selection by the Canary Islands Stonechat (*Saxicola dacotiae*) (Meade–Waldo, 1889) in Fuerteventura Islands: a two-tier habitat approach with implications for its conservation. *Biological Conservation*, 97: 339–345.
- Johnson, T. H. & Stattersfield, A. J., 1990. A global review of island endemic birds. *Ibis*, 132: 167–180.
- Jokimäki, J., 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*, 3: 21–34.
- Klicka, J. & Zink, R. M., 1997. The importance of recent ice ages in speciation: a failed paradigm. *Science*, 277: 1666–1669.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O., 1967. The theory of island biogeography. *Monographs in Population Biology*, 1.
- MacArthur, R. H., Diamond, J. M. & Karr, J., 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology*, 53: 330–342.
- Manne, L. L., Brooks, T. M., Pimm, S. L., 1999. The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399: 258–261.
- Marshall, H. D. & Baker, A. J., 1999. Colonization history of atlantic island common chaffinches (*Fringilla coelebs*) revealed by mitochondrial DNA. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 11: 201–212.
- Martí, R. & Del Moral, J. C., 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España* Dirección General de la Conservación de la Naturaleza–Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Martín, A. & Lorenzo, J. A., 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor, La Laguna.
- Martín, A., 1987. *Atlas de las aves nidificantes de la isla de Tenerife*. Instituto de Estudios Canarios, Sta. Cruz de Tenerife.
- Martin, J.-L., 1992. Niche expansion in an insular bird community: an autoecological perspective. *Journal of Biogeography*, 19: 375–381.
- Marzluff, J. M., Bowman, R. & Donnelly, R., 2001. *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publications, Boston.
- Melles, S., Glenn, S. & Martin, K., 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, 7: 5. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5>
- Milberg, P. & Tyrberg, T., 1993. Naive birds and noble savages—a review of man–caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography*, 16: 229–250.
- Nogales, M., Medina, F. M., Quilis, V. & González-Rodríguez, M., 2001. Ecological and biogeographical implications of Yellow–Legged Gulls (*Larus cachinnans* Pallas) as seed dispersers of *Rubia fruticosa* Ait. (Rubiaceae) in the Canary Islands. *Journal of Biogeography*, 28: 1137–1145.
- Nogales, M., Quilis, V., Medina, F. M., Mora, J. L. & Trigo, L. S., 2002. Are predatory birds effective secondary seed dispersers? *Biological Journal of the Linnean Society*, 75: 345–352.
- Pimm, S. L., Jones, H. L. & Diamond, J. M., 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*, 132: 757–785.
- Pleguezuelos, J. M., 1992. *Avifauna nidificante de las sierras Béticas orientales y depresión de Guadix, Baza y Granada*. Monográfica Tierras del Sur, Univ. de Granada.
- Prodon, R., Thibault, J.-C. & Dejaifve, P.-A., 2002. Expansion vs. compression of bird altitudinal ranges on a Mediterranean island. *Ecology*, 83: 1294–1306.
- Rando, J. C., 2002. New data of fossil birds from El Hierro (Canary Islands): probable causes of extinction and some biogeographical considerations. *Ardeola*, 49: 39–49.
- Rando, J. C., López, M. & Seguí, B., 1999. A new species of extinct flightless Passerine (Emberizidae: Emberiza) from the Canary Islands. *Condor*, 101: 1–3.
- Ricklefs, R. E. & Bermingham, E., 1999. Taxon cycles in the Lesser Antillean avifauna. *Ostrich*, 70: 49–59.
- Ricklefs, R. E., & Cox, G. W., 1978. Stage of taxon cycle, habitat distribution, and population density in the avifauna of the West Indies. *American Naturalist*, 112: 875–895.
- Sánchez, A., 1991. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves de la Sierra de Gredos. *Ardeola*, 38: 207–231.
- Sangster, G., 2000. Taxonomic stability and avian extinctions. *Conservation Biology*, 14: 579–581.
- Stattersfield, A. J., Crosby, M. J., Long, A. J. & Wege, D. G., 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. Birdlife International–Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Sturmbauer, C., Berger, B., Dallinger, R. & Föger, M., 1998. Mitochondrial phylogeny of the genus *Regulus* and implications of the evolution of breeding behaviour in sylvoid songbirds. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 10: 144–149.
- Suárez, F., 1984. Estructura y composición de las comunidades de aves invernantes en las zonas semiáridas de Lanzarote y Fuerteventura (Islas Canarias). *Ardeola*, 30: 83–91.
- Thomas, C. D., Glen, S. W. T., Lewis, O. T., Hill, J. K. & Blakeley, D. S., 1999. Population differentiation and conservation of endemic races: the butterfly, *Plebejus argus*. *Animal Conservation*, 2: 15–21.
- Tucker, G.M., & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series No. 3), Cambridge, U.K.
- UICN, 2001. IUCN Red List Categories: Version 3.1 IUCN. Species Survival Commission (<http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/ssc-rl-c.htm>).
- Valido, A., Tellería, J. L. & Carrascal, L. M., 1994. Between and within habitat distribution of the Canary Common Chaffinch (*Fringilla coelebs ombriosa*): a test of the food abundance hypothesis. *Ardeola*, 41: 29–35.
- Voelker, G., 1999. Molecular evolutionary relationships in the avian genus *Anthus* (Pipits: Motacillidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 11: 84–94.
- Wiens, J. A., 1989. *The ecology of bird communities. Vol. 1*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Williamson, M., 1981. *Island populations*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Wilson, E. O., 1961. The nature of the taxon cycle in the Melanesian ant fauna. *American Naturalist*, 95: 169–193.
- Yeaton, R. I., 1974. An ecological analysis of chaparral and pine forest bird communities on Santa Cruz island and mainland California. *Ecology*, 55: 959–973.