

Alfonso VILLARÁN¹
Juan PASCUAL-PARRA²
Eduardo T. MEZQUIDA²
Benito ALONSO²
Cristóbal MEDINA²

¹⁾ Dpto. Biología y Geología
I.E.S. Marqués de Santillana
C/ Isla del Rey 5
28770 Colmenar Viejo
(Madrid)

mg-sanvicente@recol.es

²⁾ G. O. Horus

Avda. Ramón y Cajal 85, 2ªA
28016 Madrid

LA POBLACIÓN DE RUISEÑOR BASTARDO (*Cettia cetti*) DEL MONTE DE VALDELATAS (MADRID): VARIACIONES ESTACIONALES Y PREFERENCIAS DE HÁBITAT

INTRODUCCIÓN

RESUMEN

El Ruiseñor Bastardo ocupó el monte de Valdelatas durante todo un ciclo anual (2001-2002), aunque su tamaño poblacional varió durante ese periodo, con máximos en primavera-verano y mínimos en invierno. Los jóvenes y las hembras abandonaron la zona en invierno, probablemente buscando zonas de clima local más favorable (carrizales del sur de la Comunidad). Los machos permanecieron en la zona con una acusada fidelidad a los lugares de reproducción, aunque algunos abandonaron también la zona en invierno, para volver en primavera. El hábitat preferido por la especie fue la vegetación de ribera, aunque, en menor medida, se encontró en

El Ruiseñor Bastardo (*Cettia cetti*) es una especie de distribución circunmediterránea (Cramp 1992) que ha experimentado una ligera expansión de sus áreas de cría hacia el norte en periodo reciente (Geister e Ivanov 1997), así como un aumento del área de distribución en la península Ibérica (Muñoz-Cobo 1997). Sin embargo, la especie sufre una alta mortalidad durante los inviernos especialmente fríos, lo cual frena esa tendencia expansiva, llegando a causar extinciones locales en zonas que, posteriormente, son recolonizadas gracias a la dispersión de los jóvenes (Simms 1985). En la península Ibérica, la población mantiene una cierta estabilidad, si bien se ha detectado un ligero declive en el quinquenio 1996-2001 (SEO/BirdLife 2002).

Durante mucho tiempo la especie se ha considerado sedentaria, aunque se ha evidenciado una cierta tendencia a realizar desplazamientos postreproductivos e invernales, especialmente acusada en hembras y jóvenes, que se alejan de las áreas de cría para pasar el invierno en zonas de menor rigor invernal, especialmente en carrizales (Villarán 2000).

En España se encuentra repartida por toda la Península, normalmente ligada a la vegetación de ribera (Muñoz-Cobo 1997) y es más abundante en la periferia peninsular (Tellería *et al.* 1999). En la Comunidad de Madrid sólo falta en las zonas de alta montaña, en la capital y en las zonas xéricas del

sur (Díaz *et al.* 1994). Ocupa zonas de vegetación densa, en lugares próximos al agua, desde fresnedas y setos arbustivos, hasta zarzales y carrizales (Muñoz-Cobo 1997). Su habitual dependencia de los sotos y carrizales, hacen de esta especie un elemento sensible al estado de conservación de estos hábitats, aunque los ocupa incluso en áreas cercanas a las grandes urbes. Es el caso del monte de Valdelatas (Madrid), donde se asienta una población estable de esta especie (Villarán *et al.* 2002), cuya evolución ha sido objeto de estudio. Las poblaciones de aves asentadas en este tipo de parques periurbanos pueden abastecer de aves a los parques de las ciudades, por lo que tienen una gran importancia a la hora de recuperar especies perdidas en las zonas urbanas (Clergeau *et al.* 2001). En el presente trabajo se analiza la variación anual del tamaño de la población de Ruiseñor Bastardo en un área del monte de Valdelatas, así como la razón de sexos y la preferencia de hábitat.

MATERIAL Y MÉTODOS

El monte de Valdelatas (40° 31' N, 3° 40' O) es un encinar relativamente bien conservado, enclavado en los términos municipales de Madrid y Alcobendas, situado al norte de la ciudad de Madrid y muy cercano a ella. La altitud media es de 721 m.s.n.m. La zona se caracteriza por la presencia de una amplia extensión de encinar (*Quercus ilex*), con zonas degradadas de viveros, huertos abandonados y pinares. La presencia de un arroyo permite el crecimiento de vegetación de ribera (*Populus nigra*, *Salix* spp., *Fraxinus angustifolia*), con arbustos óptimos para el asentamiento de la especie. Junto al camino de acceso a los viveros se localiza un pinar de repoblación de *Pinus pinea* con sotobosque de encina (*Quercus ilex*) y jara (*Cistus ladanifer*); en el lado opuesto se ubica una zona anteriormente dedicada a huertas, con algunos árboles frutales. La presencia de zarzas (*Rubus* sp.), rosales silvestres (*Rosa canina*) y majuelos (*Crataegus monogyna*) aumenta la diversidad botánica del lugar. Una descripción más detallada de la vegetación puede encontrarse en Génova-Fuster (1989).

Se capturaron ruiseñores bastardos utilizando 12 redes japonesas (144 m en total), que se ubicaron siempre en los mismos lugares y permanecieron abiertas desde el amanecer

otros medios siempre que la vegetación fuera enmarañada o abundante. Fuera de la estación reproductora, las hembras se capturaron con más frecuencia en las zonas aparentemente menos favorables para la especie.

PALABRAS CLAVE: anillamiento, captura-recaptura, movimientos diferenciales, relación de sexos, tamaño de población.

hasta el anochecer. Las jornadas de campo cubrieron todo un ciclo anual, entre abril de 2001 y octubre de 2002. La periodicidad de muestreo fue de tres semanas, excepto durante el paso postnupcial, época en la que se muestreó semanalmente, a fin de analizar la variación estacional de la comunidad de aves de la localidad (Villarán *et al.* 2002).

Se intentó abarcar todos los medios presentes, que se dividieron en cuatro categorías generales: cultivos abandonados, con zarzales en la periferia (la zona de mayor influencia humana), donde se ubicaron tres redes (36 m, 25%); encinar con sotobosque (dos redes, 24 m, 16,7%); bosque de ribera (cinco redes, 60 m, 41,6%) y pinar (dos redes, 24 m, 16,7%). Para comparar las frecuencias de capturas se utilizó un test de bondad de ajuste, teniendo en cuenta la proporción de metros de red en cada uno de los medios.

Para evaluar la existencia de variaciones temporales del tamaño poblacional en la zona de estudio, éste se estimó, con su correspondiente error estándar, para cada una de las fechas en las que el número de capturas y recapturas lo permitió (a partir de la matriz de capturas y recapturas), mediante el método de Jolly-Seber (Tellería 1986). Debe notarse que estas estimas sirvieron para documentar la variabilidad temporal del tamaño de la población, pero no para cuantificar el tamaño real de la población, dado el pequeño tamaño muestral con que se trabajó en cada fecha considerada. En cada una de las fechas se calculó la razón de sexos como proporción de machos sobre el total de individuos sexados. Se consideró como machos los individuos con longitudes alares superiores a 59 mm y pesos superiores a 14 g, y hembras los de alas inferiores a 57 mm o pesos inferiores a 12 g (Svensson 1996; Villarán 2000). La toma de medidas se realizó de acuerdo a los criterios propuestos por Svensson (1996) y Clarabuch (2000).

RESULTADOS

En total se anillaron 55 individuos, de los que 30 fueron machos y 25 hembras. De los 30 machos se obtuvo un total de 43 recapturas que correspondieron a 15 individuos (50%) y de las 25 hembras se obtuvieron 23 recaptu-

ras correspondientes a 9 individuos (36%). Los máximos de capturas (figura 1) se obtuvieron en verano, coincidiendo con el final de la época de reproducción, mientras que los valores mínimos se obtuvieron durante el invierno.

El tamaño de la población (tabla 1) experimentó variaciones a lo largo del período de estudio, de manera que fue en aumento desde el comienzo de la época reproductora hasta el final del verano. A lo largo del invierno, pocos individuos permanecieron en la zona.

Durante el período reproductor y postreproductor (entre abril y julio), se anillaron 20 machos y 16 hembras, no diferenciándose de la proporción de sexos 1:1 ($\chi^2_{(1)} = 0,44$; $p = 0,51$). La proporción de machos (figura 1) varió a lo largo

Fecha	Tamaño de la población
12 mayo 2001	33 ± 0,33
05 junio 2001	58 ± 11,97
29 junio 2001	83 ± 16,12
27 julio 2001	130 ± 30,23
23 agosto 2001	419 ± 0,62
31 agosto 2001	63 ± 12,3
08 septiembre 2001	17 ± 6,33
15 septiembre 2001	25 ± 0,27
30 septiembre 2001	55 ± 38,54
10 octubre 2001	44 ± 0,39
17 noviembre 2001	34 ± 6,89
07 diciembre 2001	170 ± 137,09
28 diciembre 2001	24 ± 16,45
02 febrero 2002	7 ± 3,16
23 marzo 2002	15 ± 2,94
20 abril 2002	15 ± 2,01
11 mayo 2002	76 ± 36,66
15 junio 2002	32 ± 11,47
31 agosto 2002	35 ± 17,67

Tabla 1. Evolución temporal del tamaño poblacional del Ruiseñor Bastardo (media ± error estándar) en el monte de Valdelatas, estimado mediante el método de Jolly-Seber. Aunque su elevado nivel de error obliga a interpretar estas estimas con cautela, éstas reflejan la importante variación del número de efectivos de la especie durante el periodo de estudio.

LA POBLACIÓN DE RUISEÑOR BASTARDO DEL MONTE DE VALDELATAS

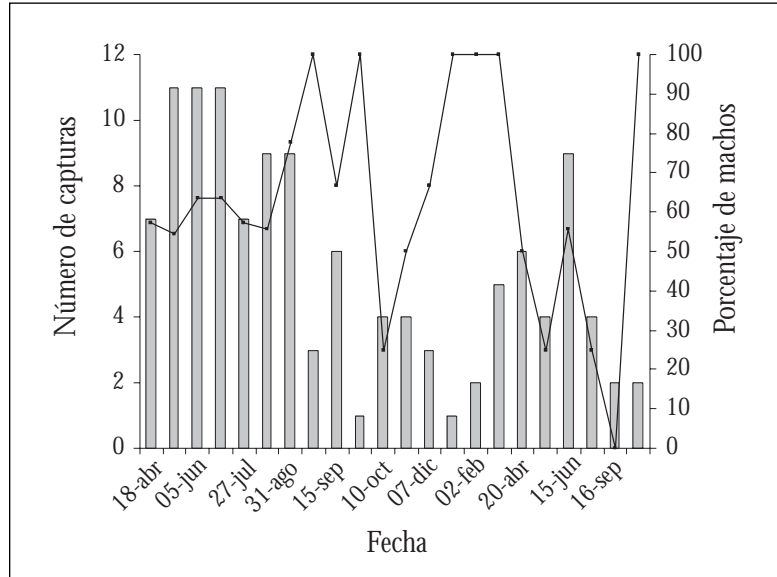


Figura 1. Distribución temporal del número total de ruiñeros bastardos (barras) y del porcentaje de machos (líneas) capturados durante el periodo de estudio.

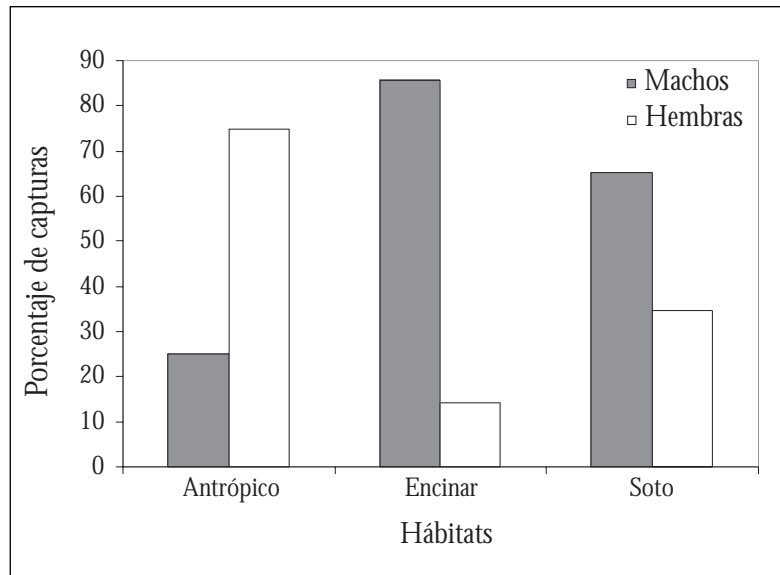


Figura 2. Porcentaje de machos (n = 30) y hembras (n = 25) capturados en los diferentes hábitats considerados, excluyendo el periodo reproductor.

del ciclo anual, manteniendo un equilibrio numérico en la época reproductora, mientras que durante la invernada sólo se capturaron machos.

En general, las capturas se repartieron de manera desigual entre los diferentes medios, prefiriendo el soto al resto de los mismos (5 en cultivos abandonados, 8 en encinar, 41 en soto y 1 en pinar; $\chi^2_{(3)} = 27,26$; $p < 0,001$). Durante la época no reproductora, los machos y las hembras utilizaron de manera desigual los diferentes medios ($\chi^2_{(2)} = 6,61$; $p = 0,037$), de forma que, aunque ambos sexos siguieron prefiriendo el soto, las hembras se capturaron (y recapturaron), más habitualmente, en los cultivos abandonados, mientras que los machos fueron más abundantes en los setos y zarzales del encinar y en la vegetación de ribera (figura 2).

D I S C U S I Ó N

La reciente expansión del Ruiseñor Bastardo en Europa parece tener su reflejo en un aumento de la población en distintas zonas españolas, así como en la expansión de su área de distribución ibérica (Muñoz-Cobo 1997). Al igual que en otras especies, esta expansión puede responder a un progresivo aumento de las temperaturas en los últimos años o a la alternancia entre ciclos de años con inviernos suaves y fríos (Pérez de Ana 1993). Al tratarse de una especie muy territorial incluso en invierno, su población podría sufrir una mayor limitación durante los inviernos más duros. En Madrid, la especie abandona en invierno las áreas de cría situadas por encima de los 800 m.s.n.m., buscando zonas más favorables y alcanzando valores máximos de abundancia en las cuencas del Tajo, el Jarama y el Tajuña (Bermejo 2002). El monte de Valdelatas se sitúa próximo al límite superior de la distribución invernal del Ruiseñor Bastardo en la región, lo cual podría aumentar la susceptibilidad de su población a los rigores invernales. Por otra parte, la especie no parece afrontar las condiciones invernales de esta zona elevada modificando su selección de hábitat, como muestra su preferencia por la vegetación de ribera, coincidente con la indicada por Bermejo (2002) para la invernada en el conjunto de la región. Dejando a un lado las oscilaciones demográficas propias de

la fenología de la especie, esta posible susceptibilidad del Ruiseñor Bastardo a la dureza del invierno podría explicar los cambios del tamaño de su población en el monte de Valdelatas, dadas las condiciones meteorológicas durante el periodo de estudio. La primavera de 2001 fue muy lluviosa y la producción vegetal y de invertebrados fue muy alta (obs. pers.), lo que probablemente contribuyó al aumento del tamaño de la población. Por el contrario, la primavera de 2002 fue muy seca y el invierno previo muy frío, con nevadas que pudieron afectar negativamente a la población de ruiseñores bastardos. La alternancia de inviernos suaves y fríos parece dar lugar, en otras especies, a expansiones y regresiones poblacionales como las observadas durante este estudio (Galarza 1993; Pérez de Ana 1993).

Otros trabajos han puesto de manifiesto el descenso invernal de los efectivos de esta especie en sus áreas de cría, a excepción de los carrizales (Torres *et al.* 1983; Tellería y Galarza 1990; Paracuellos 1997 y referencias en Tellería *et al.* 1999). Sin embargo, para algunos autores, este descenso podría deberse a la menor detectabilidad de la especie por su voz en estas épocas (Muñoz-Cobo 1997). El presente estudio, en el que este problema se evitó mediante la captura de individuos con redes japonesas, también mostró una disminución de la población de Ruiseñor Bastardo durante el invierno. Por lo tanto, el abandono de las zonas de cría por una parte de la población local resulta un patrón habitual. Otras especies circummediterráneas, como la Curruca Cabecinegra (*Sylvia melanocephala*), abandonan los pisos más fríos en otoño e invierno, desplazándose hacia lugares donde abunde el alimento, o tienden a criar en la proximidad de grandes cursos fluviales en los que se amortiguan las bajas temperaturas invernales (Pérez de Ana 1993).

Por lo que respecta al tamaño de población reproductora, los altos valores primaverales se producen por la incorporación de nuevos individuos, junto a los que han pasado el invierno en la zona (Nankinov *et al.* 1977). El descenso del tamaño de la población en los meses de septiembre y octubre refleja la dispersión juvenil (Bibby y Thomas 1984; Simms 1985) y, probablemente, los movimientos hacia zonas palustres por parte de las hembras (Cantos 1992). Estos movimientos dife-

renciales según sexos podrían deberse a diferentes factores no necesariamente excluyentes. En primer lugar, los machos podrían compensar su permanencia en áreas poco favorables durante el invierno beneficiándose en primavera al mantener los mejores territorios de cría, mientras que las hembras, no sujetas a esta presión, podrían realizar movimientos postnupciales o trashumancias invernales hacia lugares más cálidos o con mayor disponibilidad de recursos. Por otra parte, podría existir una jerarquía entre sexos, que se tradujese en la expulsión de las hembras por parte de los machos dominantes (Bibby y Thomas 1984; Simms 1985; Cantos 1992; Villarán 2000). De hecho, el acusado dimorfismo sexual en tamaño de la especie (el mayor de los passeriformes europeos; Bibby y Thomas 1984), podría fomentar este tipo de relaciones de dominancia. Por último, este mismo dimorfismo podría forzar a las hembras a buscar territorios de microclima más favorable, pues su menor tamaño podría hacerles más vulnerables que los machos a los rigores meteorológicos (Villarán 2000). No obstante, la escasez de capturas obliga a valorar estos datos con cautela.

En resumen, la población de Ruiseñor Bastardo del monte de Valdelatas parece verse seriamente afectada por las condiciones de diferentes inviernos. En otras zonas, los inviernos especialmente severos parecen ser el principal límite a la expansión de la especie (Geister e Ivanov 1997), causando extinciones locales en las áreas más duras (Nicolau-Guillaumet 1994), o el abandono de algunas áreas por parte de jóvenes y hembras hacia hábitats más favorables (Geister e Ivanov 1997). En el caso de Madrid, estos hábitats parecen ser los carrizales y otras áreas propicias del sur de la Comunidad (Villarán 2000), algo que parece suceder en otras regiones, en las que se incrementa el número de individuos que habitan los carrizales en los meses de invierno (García-Peiró y Esteve 2001).

A G R A D E C I M I E N T O S

La Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid facilitó los permisos para el acceso al parque y para la realización de este trabajo. Especialmente agradecemos las gestiones de Antonio Sanz.

La joven guardería del parque facilitó en todo momento el trabajo. Los comentarios de Roberto Carbonell y Javier Pérez-Tris, con sus amables y lúcidas aportaciones, mejoraron sustancialmente el manuscrito original. M^a Eugenia Prieto, César San Segundo y Javier Gomá nos acompañaron en algunas de las jornadas de campo y contribuyeron a hacerlas mucho más agradables.



BIBLIOGRAFÍA

- ✂ Bermejo, A. 2002. Ruiseñor Bastardo (*Cettia cetti*). En: Del Moral, J. C.; Molina, B.; De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (ed.). *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid 1999-2001*: 240-241. SEO-Monticola y Comunidad de Madrid. Madrid.
- ✂ Bibby, C. J. y Thomas, D. K. 1984. Sexual dimorphism in size, moult and movements of Cetti's Warbler *Cettia cetti*. *Bird Study*, 31: 28-34.
- ✂ Cantos, F. J. 1992. *Migración e invernada de la familia Sylviidae (orden Passeriformes, clase Aves) en la península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- ✂ Clarabuch, O. 2000. El estudio del ave en mano. En: Pinilla, J. (coord.). *Manual para el anillamiento científico de aves*. 73-98. SEO/BirdLife y Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ✂ Clergeau, P.; Jokimaki, J. y Savard, J. P. 2001. Are urban bird communities influenced by diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 38: 1122-1134.
- ✂ Cramp, S. (ed.) 1992. *The birds of the Western Palearctic Vol VI*. Oxford University Press. Oxford.
- ✂ Díaz, M.; Martí, R.; Gómez-Manzaneque, Á. y Sánchez, A. (ed.) 1994. *Atlas de las Aves Nidificantes en Madrid*. Agencia de Medio Ambiente y SEO/BirdLife. Madrid.
- ✂ Galarza, A. 1993. Selección de hábitat en una población de Buitrón (*Cisticola juncidis* (Rat.)) tras su desaparición por efecto de una ola de frío. *Ardeola*, 40: 169-171.
- ✂ García-Peiró, I. y Esteve, M. A. 2001. *Ecología de los passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert. Alicante.
- ✂ Geister, I. e Ivanov, B. 1997. Cetti's Warbler. En: Hagemeyer, W. J. M. y Blair, M. J. (ed.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*. 555. T & A D Poyser. Londres.

- ✍ Génova-Fuster, M. M. 1989. Flora vascular del monte de Valdelatas y su entorno. *Ecología*, 3: 75-98.
- ✍ Muñoz-Cobo, J. 1997. Ruiseñor Bastardo. En: Purroy, F. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*: 390-391. Lynx Edicions. Barcelona.
- ✍ Nankinov, D.; Michev, T.; Kostova, W.; Ivanov, B. y Penkov, W. 1977. Pervie rezultati ornitologicheskikh isledovanii na stanzii 'Rupite' (jugozapadnaja Bulgaria). *Vestnik Zoologie*, 3: 45-52.
- ✍ Nicolau-Guillaumet, P. 1994. Bouscarle de Cetti *Cettia cetti*. En: Yeatman-Berthelot, D. y Jarry, G. (ed.). *Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985-1989*: 536-537. Société Ornithologique de France. París.
- ✍ Paracuellos, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108.
- ✍ Pérez de Ana, J. M. 1993. distribución y expansión de la Curruca Cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) en la península Ibérica. *Ardeola*, 40: 81-85.
- ✍ SEO/BirdLife 2002. *Tendencias poblacionales de aves comunes en España (1996-2001)*. Programa SACRE. Informe 2001. SEO/BirdLife. Madrid.
- ✍ Simms, E. 1985. *British Warblers*. Collins. Londres.
- ✍ Svensson, L. 1996. *Guía para la identificación de los passeriformes europeos*. SEO/BirdLife. Madrid.
- ✍ Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- ✍ Tellería, J. L. y Galarza, A. 1990. Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola*, 37: 229-245.
- ✍ Tellería, J. L.; Asensio, B. y Díaz, M. 1999. *Aves Ibéricas II. Paseriformes*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- ✍ Torres, J. A.; Cárdenas, A. M. y Bach, C. 1983. Estudio de la comunidad de passeriformes de la laguna de Zóñar (Córdoba, España). *Naturalia Hispanica*, 24: 1-40.
- ✍ Villarán, A. 2000. Biometría, fenología y razón de sexos del Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti* en carrizales del valle del Tajo (España central). *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 17: 1-9.
- ✍ Villarán, A.; Pascual-Parra, J.; Alonso, B.; Mezquida, E. T. y Medina, C. 2002. La comunidad de aves del monte de Valdelatas (Madrid): un estudio basado en el anillamiento. *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 52-65.