

Evolución de la abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en carrizales del Parque Natural de El Hondo (SE de España)

Ignacio García Peiró & Mariano López Macià

Trends in Bearded Tit Panurus biarmicus abundance in reedbeds at El Hondo Natural Park (SE Spain)

Bearded Tit *Panurus biarmicus* abundance was studied at two localities inside the boundaries of El Hondo Natural Park during the period 1992-1999 by means of a Constant Effort Ringing scheme. The results showed an overall annual decrease approaching 10%. The overall trends were stable, and similar to those of other European countries. Patterns of capture tended to show an aggregated distribution through the years, pointing to the dynamic and mobile character of the populations established inside the park, highlighting the relative isolation of this population from others in Spain. The relationship with the environmental factors was studied by means of a stepwise forward multiple regression, and showed that winter temperatures and winter precipitation are significant predictors of Bearded Tit abundance in the area. The relative harshness of winters and reduction of water levels may thus dictate the population trends of this species in El Hondo Natural Park, as also may the burning of reedbeds. Recommendations include the management of large areas of pure old stands of reeds, and maintaining constant water levels.

Key words: Bearded Tit, *Panurus biarmicus*, population trends, El Hondo Natural Park, SE Spain.

Ignacio García Peiró. *Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. 30100 Espinardo (Murcia). e-mail: peiro7@hotmail.com.*

Mariano López Macià. *Urbanización Altamira. Ptda. Carrús, 33. 03291 Elche (Alicante).*

Received: 07.04.03; Accepted: 20.07.03 / Edited by L.Brotons.

El Bigotudo *Panurus biarmicus*, con tres subespecies distribuidas ampliamente a lo largo del Paleártico, tiene a la forma nominal como representante exclusivo en Europa Occidental (Cramp & Perrins 1993), habiéndose expandido en España, en la década de los 70, desde sus áreas originales de nidificación en el este, hacia el centro (CMA 1974) y hacia el noroeste a partir de la década de los 90 (Gutiérrez Expósito 1998). En las áreas originales de distribución, como es el caso del Delta del Ebro, la especie ha sufrido una regresión desde la década de los 90 (Martínez 1983) de causa desconocida. En la Comunidad Valenciana, donde se localiza al

menos un cuarto de los efectivos españoles, Uríos *et al.* (1991) estiman en 195 parejas la población existente a principios de la década de los 90, permaneciendo estable o en regresión moderada en los últimos años, siendo los núcleos más importantes, el Hondo, la Albufera de Valencia y las salinas de Santa Pola. En El Hondo, donde se localiza la población sedentaria más meridional de Europa (López & Monrós 2003), Navarro Medina (1988) estimó su población, a mediados de la década de los 80, en 70 parejas.

En el presente artículo se muestra la evolución de esta especie a partir de la década de los 90 (1992-1999) en función de los datos obteni-

dos de capturas para anillamiento en carrizales de dos localidades ubicadas en el interior del Parque Natural de El Hondo en un intento de dar a conocer el estado de la población y las tendencias de su evolución temporal.

Material y métodos

Los ejemplares de Bigotudo fueron trapeados en dos localidades dentro del Parque Natural de El Hondo, de 2.435 ha de superficie, a lo largo de todo el ciclo anual del periodo 1992-1999: Localidad 1: *Senda de los Bigotudos*. Se trata de dos áreas de carrizal *Phragmites australis* de diferente altura y densidad (carrizal saladar y carrizal denso) ubicadas en el área central del Parque Natural de El Hondo, dentro del término municipal de Elche (38°14'N, 00°39'W), entre las charcas Norte y el embalse de Levante y distantes entre sí 500 metros (García Peiró & Esteve Selma 2001). Esta localidad es citada por Navarro Medina (1988) como la zona de concentración de la especie en el interior del Parque. Una de estas áreas (carrizal denso) ha sufrido diferentes impactos en la vegetación durante el periodo de estudio, como quemas en 1992 y 1998, desbroces en 1994 y cortas en 1997 y 1999. Localidad 2: *La Raja*. Se trata de un área de carrizal *Phragmites australis* dentro del Parque en el término municipal de Crevillente (38°14'N, 00°48'W), que dista 8 km en dirección oeste de la primera localidad. Esta zona no sufrió manejos en los años de capturas.

La metodología empleada siguió las especificaciones de las *Estaciones de Esfuerzo Constante* del Centro de Migración de Aves (CMA 1995, García Peiró 1997a, 1997b). En la localidad 1 se empleó un número fijo de 5 redes japonesas (2,5 metros altura y 12 metros de longitud, superficie 150m², diámetro de malla 27 mm) durante un tiempo de 4 horas desde el amanecer en la mayoría de los muestreos (62%). En los restantes muestreos en esta localidad se empleó un número variable de redes (12-72 metros de longitud, 2,5 metros de altura y 30-180 m² de superficie, diámetro de malla 27 mm) en periodos de tiempo variables (media: 2,78 horas; SD= 1,31; n= 15 muestreos). En la localidad 2 se empleó un número constante de 3 redes japonesas (36 metros de longitud, 2,5 metros de altura y 90 m² de superficie, diámetro

de malla 27 mm) durante un tiempo de 4 horas desde el amanecer.

Las estimas de abundancia de bigotudos fueron estandarizadas como el cociente entre el número total de ejemplares capturados por primera vez (sin incluir recapturas) en cada muestreo y el esfuerzo de muestreo. Las abundancias en cada año fueron sumadas obteniendo así una estima de abundancia anual para cada una de las localidades (individuos / [horas x m² de red] x 1000). La tendencia de la población fue estimada a partir de la regresión lineal entre la abundancia de la especie y los años, y la tasa de cambio anual aplicando la fórmula indicada en Marchant (1992) sobre esta regresión: 100 [antilog₁₀ (coeficiente de regresión/1000 - 1)]. La información relativa al tipo de distribución de los ejemplares fue obtenida a partir de la población de unidades de muestreo anual por medio del cálculo del índice de dispersión (Tellería 1986). De acuerdo con esto, la distribución puede ser al azar ($s^2 = \mu$) si los individuos tienen la misma probabilidad de distribuirse en cada unidad de muestreo; regular ($s^2 < \mu$) si los individuos se distribuyen uniformemente en el tiempo y agregada ($s^2 > \mu$) si los individuos tienden a concentrarse temporalmente en las unidades de muestreo.

Con el fin de explorar la influencia de los factores ambientales sobre la abundancia de bigotudos promediados en ambas localidades y dado que son los factores extremos los que operan usualmente como factores limitantes (e.g. Peach *et al.* 1994) se obtuvo información de cada año sobre los datos de temperaturas medias máximas en verano (°C) temperaturas medias mínimas en invierno (°C), precipitación total (mm) en verano (abril-octubre) e invierno (noviembre-marzo), de una estación meteorológica situada a 11 km del área de estudio. Las variables meteorológicas fueron sometidas a regresiones lineales múltiples por pasos, por el procedimiento "forward", utilizando la abundancia anual como variable dependiente. Se seleccionó como valor de significación ($p < 0,05$) siendo el valor de probabilidad de $F = 1$ incluido en el modelo de regresión por pasos. Con el fin de investigar la relación entre la presencia de agua en los embalses y la abundancia de Bigotudos, la cota de los embalses y el índice de dispersión mensual fue obtenida para aquellos meses en que hubo datos disponibles (febrero-julio 1992-1993). Para los análisis esta-

dísticos se utilizó el programa *Statistix* (Analytical Software 1986).

Resultados

Las abundancias de Bigotudos presentaron una tendencia decreciente y significativa en el periodo 1992-1999 en ambas localidades

(Localidad 1:

ABUNDANCIA = $-19,962 * \text{AÑO} + 39886,2$; $r = -0,80$; $F_{1,5} = 9,04$, $p = 0,03$; g.l. = 6

Localidad 2:

ABUNDANCIA = $-17,05 * \text{AÑO} + 34070,2$; $r = -0,90$; $F_{1,4} = 16,26$, $p = 0,02$; g.l. = 5).

La tasa de cambio obtenida es de un decrecimiento anual de un 10% en ambas localidades, calculada a partir de las anteriores regresiones (véase métodos). Ambas series temporales no estuvieron correlacionadas entre sí ($r = 0,55$, $p = 0,25$; g.l. = 6).

Ambas poblaciones se distribuyeron en agregados en la mayor parte de los años (Tabla 1). Se detectó una tendencia marginal aunque no significativa a que la tendencia a la agregación temporal aumentara con el tiempo (Localidad 1: $r = -0,12$, $p = 0,75$; g.l. = 5; Localidad 2: $r = -0,94$, $p = 0,06$; g.l. = 4).

Las variables ambientales que se ajustaron al modelo de regresión por pasos fueron positivamente, la temperatura mínima en invierno ($p = 0,02$) y la precipitación total en invierno ($p = 0,04$) (Tabla 2) no siendo significativa la inclusión de la precipitación total en verano al modelo ($p = 0,28$). El porcentaje de varianza explicada por las anteriores variables fue alto (79,37%). Por otro lado, no hubo relación significativa entre el nivel de agua de los embalses y el índice de dispersión mensual de bigotudos en los meses para los que hubo datos disponibles (febrero-julio 1992-1993; $r = 0,68$, $p = 0,21$; g.l. = 5).

Tabla 1. Parámetros de la población de *Panurus biarmicus* en ambas localidades durante el periodo de estudio. Se indica el índice de abundancia (A), la varianza (s^2), media poblacional (\bar{i}) y el índice de dispersión (ID) a partir de la fórmula indicada en Tellería (1986) para $n < 30$. Características de la distribución (D), contagiosa (C), número de aves (N) y tamaño muestral (n) y esfuerzo de muestreo (horas x m² red x 1000). Population parameters of *Panurus biarmicus* at both localities during the study period. The abundance index (A), population variance (S^2), population mean (\bar{i}), and dispersion index ($I.D = S^2/\bar{i}$) are indicated, based on the formula explained in Tellería (1986) for $n < 30$ are indicated. Distribution patterns (D), aggregated (C), number of birds (N) and sample size (n).

	Años						
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999
<u>Localidad 1</u>							
A	161,4	44,3	118,4	59,7	11,7	13,2	4,0
S ²	341,1	5,7	1031,3	195,8	40,1		
\bar{i}	12,4	3,7	16,9	14,9	5,9	13,2	4,0
I.D	27,5	1,5	60,9	13,12	6,8		
D	C	C	C	C	C		
N	40	27	14	9	3	3	1
n	13	12	7	4	2	1	1
EM	250	610	120	150	260	230	250
<u>Localidad 2</u>							
A		111,1	61,1	47,2	16,7	5,6	5,6
\bar{i}		27,8	12,2	11,8	5,7	2,8	5,6
s ²		457,8	133,5	48,2	23,2		
I.D		16,5	10,9	4,1	4,2		
D		C	C	C	C		
N		40	22	17	6	2	2
n		4	5	4	3	2	1
EM		360	360	360	360	360	360

Tabla 2. Resultados de la regresión múltiple por pasos entre la abundancia anual de bigotudos sobre las variables ambientales. TMININV= temperatura mínima en invierno (°C); PINV= precipitación total en invierno (mm); SE= error estándar; a= coeficiente de regresión; R²= coeficiente de determinación; F= valor de ANOVA del modelo; t= test t de Student; P= nivel de significación.

Results of forward stepwise multiple regression on the annual abundance of Bearded Tits for the environmental variables. TMININV= minimum winter temperature; PINV= total precipitation in winter (mm); SE= standard error; a= coefficient of regression; R²= coefficient of determination; F= ANOVA value of the model; t= Student t-test; p= level of significance.

	a	SE	t	p
CONSTANTE	- 909,06	253,49	-3,59	0,02
TMININV	93,13	25,06	3,72	0,02
PINV	0,84	0,28	3,00	0,04
R ²	0,79			
F	1,09			0,42

Discusión

La tendencia de la especie en el Hondo es decreciente en el periodo 1992-1999, con cambios en la población de menos de un 20%, aunque con población fluctuante. Esta tendencia es similar a la encontrada en otros países de Centroeuropa (Francia, Alemania, Bélgica; BirdLife International 2000) para el periodo 1975-1990. Los resultados contrastan con los apuntados para España, donde se considera la tendencia en 1975-1990 como creciente (BirdLife International 2000) probablemente debido al fenómeno de expansión experimentado a finales de la década de los 80 (Gutiérrez Expósito 1998) y a las dinámicas poblacionales particulares en cada localidad de distribución.

Por otra parte, la existencia de una distribución temporal agregada anual en ambas poblaciones indicaría que las especies son más abundantes en ciertos periodos del año en cada localidad (Figura 1). Este resultado parecería indicar que las poblaciones son móviles y no se encuentran aisladas dentro del Parque, afirmación que estaría en línea con el hecho de que pollos y adultos anillados de esta especie en otros puntos dentro del Parque han sido

recuperados en la localidad 1 y 2 (Oficina de Especies Migratorias, com. pers.) así como recuperaciones entre áreas dentro de la localidad 1 (6,7%; n= 15). En cambio, no existen evidencias de recuperaciones de aves en o desde otras localidades españolas (Oficina de Especies Migratorias, com. pers.), ni movimientos que conecten humedales del centro peninsular con los humedales de la Comunidad Valenciana o Cataluña (López & Monrós 2003) lo que evidencia el carácter aislado de la población con respecto a otras áreas de nidificación peninsulares.

Las variables que podrían explicar este descenso pueden ser múltiples, por ejemplo, adaptaciones a variaciones en hábitats variables en poblaciones denso dependientes (Saether *et al.* 2002), factores de comportamiento de la especie relacionados con la selección de hábitat y estrategias reproductivas (Orians 2000), factores abióticos (Gil Delgado *et al.* 2002), impactos sobre el medio (Martínez *et al.* 2003), etc.

El elevado porcentaje de varianza, explicado por los factores ambientales, indica que las variables ambientales podrían ejercer una influencia importante sobre la población de Bigotudo asentada en el área, en particular las temperaturas mínimas y las precipitaciones to-

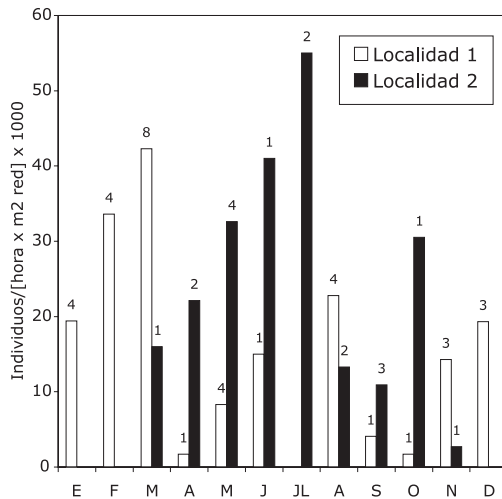


Figura 1. Distribución mensual de la abundancia de bigotudos en las dos localidades. Los números indican el tamaño muestral mensual. *Monthly distribution of Bearded Tit abundance. Numbers show the monthly sample sizes.*

tales en invierno, indicando que los inviernos severos podrían tener influencia sobre la población de esta especie, como ocurre con las poblaciones de otros países (Reino Unido; Gosler & Mogoyròsi 2000) y que la abundancia de la especie depende en cierto modo de la presencia de inviernos húmedos y cálidos. Por otro lado, se estima que la presencia de agua en el suelo durante la época de reproducción tiene un impacto positivo sobre la distribución espacial de esta especie (B. Poulin com. pers). En El Hondo se apreció una relación positiva, aunque no significativa del índice de dispersión mensual con la cota de los embalses para el periodo febrero-julio 1992-1993, lo que indica que la especie tiende a concentrarse en otras áreas en ciertas épocas, ya que la reproducción en verano está íntimamente ligada a la presencia de agua permanente en otras áreas distantes de la zona de trampeo (p.ej. Charca Sur; La Raja). Este resultado resaltaría la importancia de los niveles hídricos en ciertas épocas sobre la distribución de la especie.

Otras variables relacionadas con la etología y ecología reproductora de la especie (Orians 2000, López & Monrós 2003) podrían ejercer gran influencia sobre la estructura y dinámica de sus poblaciones. Los estudios efectuados sobre la selección de hábitat de esta especie en relación con diferentes impactos, particularmente quemadas, indican que el espacio óptimo (distribución según estratos verticales) ocupado por la especie se reduce tras estos procesos, aunque la recuperación tras pequeños impactos es buena (García Peiró 2003). Por ejemplo, los cambios en la superficie de carrizal debidos a quemadas o a manejos continuados, sin permitir que éste recupere su estructura óptima, al igual que los descensos en los niveles hídricos, existentes a partir de 1994, podrían haber afectado a la disponibilidad de lugares de nidificación y alimentación, dado que la especie requiere carrizales maduros y con niveles de agua permanentes para subsistir (Poulin *et al.* 2002).

Como medidas de conservación se aconsejaría un mantenimiento de grandes manchas de carrizal maduro, de alto porte y elevada densidad así como el mantenimiento de niveles hídricos con el fin de favorecer los lugares de nidificación, alimentación y/o dispersión, como se recomienda en otras áreas de distribución (Bibby & Lunn 1982, Poulin *et al.* 2002).

Agradecimientos

D. Alfonso Ayuso (Escuela de Capacitación Agraria de Elche), nos permitió usar los datos de precipitaciones y temperaturas. D. José Antonio Sánchez (Comunidad de Riegos de Levante) nos proporcionó los datos del nivel de agua de los embalses. Agradecemos los comentarios aportados por dos revisores (Brigitte Poulin y Albert Martínez Vilalta) así como las múltiples sugerencias aportadas por Lluís Brotons que contribuyeron a una mejora sustancial del manuscrito.

Resum

Evolució de l'abundància de la Mallerenga de bigotis *Panurus biarmicus* en els canyissars del Parc Natural del Fondo (SE d'Espanya)

Es va estudiar l'abundància de la Mallerenga de bigotis *Panurus biarmicus* en dues localitats dins els límits del Parc Natural de El Fondo durant el període 1992-1999 mitjançant un programa d'anellament amb esforç constant. Els nostres resultats indiquen una davallada general pròxima al 10%. L'evolució global de la població va ser estable i similar a d'altres països europeus. Els patrons de captura mostren una distribució agregada al llarg dels anys, la qual indica el caràcter dinàmic i mòbil de la població establerta al Parc en contrast amb l'aïllament de la resta de poblacions a d'altres localitats espanyoles. Es va estudiar la relació dels factors ambientals a través d'una regressió múltiple, pas a pas, la qual va indicar que les temperatures hivernals i la precipitació hivernal eren bons predictors de l'abundància de les mallerengues a l'àrea. La duresa de l'hivern, la reducció dels nivells hídrics i també la crema del canyissar poden estar al darrere de l'evolució d'aquesta espècie al Parc Natural del Fondo. Es recomana la gestió de grans masses de canyissar i l'existència de diversos nivells d'aigua per millorar l'abundància d'aquesta espècie.

Resumen

Evolución de la abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en carrizales del Parque Natural de El Hondo (SE de España)

Se estudió la abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en dos localidades situadas en el Parque Natural de El Hondo durante el periodo 1992-1999 mediante un programa de anillamiento con esfuerzo constante. Nuestros resultados indican una dis-

minución general próxima al 10%. La evolución global de la población fue estable, de forma similar a lo que ocurre en algunos países europeos. Los patrones de captura muestran una distribución agregada a lo largo de los años, lo cual indica el carácter dinámico y móvil de la población establecida en el Parque en contraste con el aislamiento del resto de poblaciones en otras localidades españolas. Se estudió la relación de los factores ambientales a través de una regresión múltiple, paso a paso, que indicó que las temperaturas hivernales y la precipitación hivernal son buenos predictores de la abundancia de los bigotudos en el área. La dureza del invierno, la reducción de los niveles hídricos y también la quema del carrizal pueden estar detrás de la evolución de esta especie en el Parque Natural de El Hondo. Se recomienda la gestión de las grandes masas de carrizal y la existencia de diversos niveles de agua para mejorar la abundancia de esta especie.

Bibliografía

- Analytical Software.** 1986. *Statistix: An interactive statistics program for microcomputers*. Version 1.1. St. Paul. USA.
- BirdLife International / European Bird Census Council.** 2000. *European bird populations: estimates and trends*. BirdLife Conservation Series N. 10. Cambridge: BirdLife International.
- Bibby, C. & Lunn, J.** 1982. Conservation of reedbeds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* 23: 167-186.
- CMA.** 1974. Nuevos datos sobre Pájaro Moscón (*Remiz pendulinus*) y Bigotudo (*Panurus biarmicus*) en el Centro de España. *Ardeola* 20: 380-381.
- CMA.** 1995. *Manual de las estaciones de esfuerzo constante (CES)*. Madrid: CMA/ SEO.
- Cramp, S. & Perrins, C.M.** (eds). 1993. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol VII. Oxford: Oxford University Press.
- García Peiró, I.** 1997a. Resultados de las actividades de anillamiento de aves en el Parque Natural del Hondo (SE de España) durante el periodo 1991-1996. *Oxyura* 9: 125-134.
- García Peiró, I.** 1997b. Resultados de la actividad de anillamiento de aves en el Parque Natural del Hondo (Alicante) durante los años 1997 y 1998. *Oxyura* 10: 161-168.
- García Peiró, I. & Esteve Selma, M. A.** 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Alicante: Instituto de Cultura Juan Gil Albert y Diputación de Alicante.
- García Peiró, I.** 2003. *Dinámica sucesional y selección de hábitat de las poblaciones de Passeriformes en carrizales del Parque Natural del Hondo: aspectos aplicados a su gestión*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Gil Delgado, J. A., Vives-Ferrándiz, C & Tapiero, A.** 2002. Tendencia decreciente de una población de Gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola* 49: 195-209.
- Gosler, A. & Mogyorósi, D.** 1997. Bearded Tit. In Hagemeyer, E.J.M. & Blair, M.J. (eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. p. 628-629. London: Poyser.
- Gutiérrez Expósito, C.** 1998. El Bigotudo (*Panurus biarmicus* Linnaeus, 1758) en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra* 4: 163-165.
- López, G. & Monrós, J.** 2003. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). In Martí, R. & Del Moral, J.C. (eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. p. 504-505. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.
- Marchant, J. H.** 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *Ibis* 134: 113-119.
- Martínez, I.** 1983. Mallerenga de Bigotis *Panurus biarmicus*. In Muntaner, J., Ferrer X & Martínez - Vilalta, A (eds.): *Atlas dels Ocells Nidificants a Catalunya i Andorra*. p. 231-232. Barcelona: Ketres.
- Martínez, J. A., Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., García, J. T., Carbonell, R., de Lucas & Díaz, M.** 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola* 50: 85-102.
- Navarro Medina, J.D.** 1988. *Estudio Ornitológico del Hondo*. Alicante: Caja de Ahorros del Mediterráneo.
- Orians, G.** 2000. Behavior and community structure. *Etología* 8: 43-51.
- Peach, W. J., Thompson, P. S. & Coulson, J. C.** 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & Mauchamp, A.** 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107: 315-325.
- Saether, E., Engen, S. & Mathysen, E.** 2002. Demographic characteristics and population dynamical patterns of solitary birds. *Science* 295: 2070-2073.
- Tellería, J.L.** 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Raices.
- Urios, V., Escobar, J. V., Pardo, R. & Gómez, J. A.** 1991. *Atlas de las Aves Nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Generalitat Valenciana.