Seguimiento de Aves

14

El corredor sahariano en España

I Censo Nacional (2005-2006)

SEO

SEO/BirdLife
www.seo.org

El corredor sahariano en España
I Censo Nacional (2005-2006)

Autores: Luis Mª Carrascal de la Puente, Javier Seoane Pinilla, David Palomino Nantón
y César Luis Alonso Bueno
Fotografía de portada: Gustavo Peña
Maquetación: Espacio de Ideas
Coordinación de la colección: Juan Carlos del Moral (SEO/BirdLife)
Coordinación editorial: Josefina Maestre (SEO/BirdLife)
Impresión: S.A. de Litografía
© Fotografías interior: Gustavo Peña, José Juan Hernández, Juan Antonio Lorenzo, Julio González
y Luis Mª Carrascal
© Dibujos: Juan Varela Simó

Cita recomendada:
Carrascal, L. M., Seoane, J., Palomino, D. y Alonso, C. L. 2006. *El corredor sahariano en España. I Censo Nacional (2005-2006).* SEO/BirdLife. Madrid.

© De la Edición: SEO/BirdLife
C/ Melquiades Biencinto, 34
28053 Madrid
Tel. 914 340 910 – Fax 914 340 911
seo@seo.org – www.seo.org

Reservados todos los derechos.
No se puede reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenar en cualquier sistema de reproducción, ni transmitir de ninguna forma ni bajo ningún concepto, mecánicamente, en fotocopias, en grabación, digital o de ninguna otra manera sin el permiso de los propietarios de los derechos de autor.

I.S.B.N.: 978-84-935630-6-6
Depósito legal: M-
Impreso en España / Printed in Spain

El corredor sahariano
en España

I Censo Nacional (2005-2006)

Autores:
Luis Mª Carrascal de la Puente, Javier Seoane Pinilla, David Palomino Nantón y César Luis Alonso Bueno. Con la colaboración de Juan Carlos Illera.

Publicación promovida por:

SEO/BirdLife

Publicación patrocinada por:

SWAROVSKI OPTIK

A partir de un proyecto subvencionado por:

Gobierno de Canarias

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE EDUCACIÓN Y CIENCIA

A través de la iniciativa:

INTERREG III B
AÇORES-MADEIRA-CANARIAS

ÍNDICE GENERAL

Prólogo 4
Agradecimientos 6
Introducción 7
Área de estudio y metodología 9
Área de estudio 9
Método de muestreo 12
Estima de detectabilidad 18
Estimas de densidad y tamaño de población 22
Cartografía de la distribución 23
Resultados 25
Estima de la detectabilidad 25
Densidad, tamaño poblacional y diferencias entre y dentro de islas 25
Variación espacial de la densidad y cartografía predictiva 29
Estado de conservación 33
Tamaño poblacional y tendencia 33
Área de ocupación 35
Conclusión 38
Metodología de censo recomendada 39
Método de muestreo 40
Tamaño poblacional (consideraciones de diseño de muestreo) 41
Tendencia poblacional 42
Resumen 51
Summary 53
Bibliografía 54

© José Juan Hernández

PRÓLOGO

Al iniciar mis clases sobre censos de vertebrados, suelo retar a los alumnos con una pequeña provocación. Les anuncio que quienes contamos animales somos parecidos a los famosos encadenados del mito de la caverna: por mucho que escrutamos entre páramos y bosques, solo vemos una sombra de la realidad. Nunca sabemos si los animales detectados son todos los que están. Continuando con la conocida alegoría platónica, les comento que necesitamos acercarnos a esa realidad a través de la razón, que se concreta en un cuidadoso diseño y ejecución del censo. Y aquí les planteo el segundo problema: cualquier estima resultante de la aplicación de una determinada metodología de censo se perpetuará como válida a no ser que sea contestada por un control alternativo en el mismo lugar y momento. Y, en el supuesto probable de que esto ocurra, ¿Quién tiene razón? (*tu verdad, mi verdad... "la verdad"*, que diría Confucio). ¿Cómo saber cuántos animales hay si discrepan los encargados de averiguarlo? En unos casos podremos corroborar nuestras estimas mediante la aplicación de procedimientos de control más o menos exhaustivos. Pero en otros, en la mayoría, no será posible tal verificación. Por eso, ante tales dificultades, les indico a mis alumnos que, en mi opinión, la fiabilidad de los resultados dependerá de nuestra habilidad para adaptar la aplicación de los métodos a las peculiaridades de las especies estudiadas. Y que, en cuanto mayor sea el volumen de conocimientos biológicos, sensatez metodológica y aptitud instrumental que apliquemos al estudio (sí, digo estudio…) de la abundancia de las poblaciones, más convincentes serán nuestros resultados. Porque, de no ser así, de aplicarse irreflexivamente, un método de censo es como una receta de cocina mal comprendida que siempre deja algo sobre el plato, aunque sea incomestible.

La puesta a punto de una metodología de censo adecuada a las características de las especies menos conocidas debe concebirse, por lo tanto, como una investigación en toda regla. Y esto es, precisamente, lo que nos ofrece esta monografía sobre el corredor sahariano (*Cursorius cursor*) en España. En ella se estudia, mediante un generoso esfuerzo de muestreo (más de 1.000 km de transectos), la detectabilidad de la especie, sus densidades, los factores determinantes de su abundancia, su distribución en las islas ocupadas (Lanzarote, Fuerteventura, La Graciosa) y, apoyada en el rigor de estos pasos previos, se avanza una estima de su población canaria.

Además del valor intrínseco de estos resultados para la gestión del corredor sahariano, hay que hacer hincapié en la calidad y modernidad de un estudio en el que se aplican metodologías que intuyo imprescindibles en futuros censos de especies similares. Por eso, creo que esta monografía, realizada por un equipo puntero, va a servirnos de estímulo para mejorar los procedimientos de censo de las poblaciones de animales de nuestro país.

Como demuestra este trabajo, censar una población no es dar una cifra, sino explicar con claridad y rigor los caminos que han llevado a la realización de tal estima.

José Luis Tellería
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Complutense de Madrid

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias a través del proyecto centinela «Censo de aves estepáricas en las islas orientales del Archipiélago Canario» (EU initiative Interreg III-B Açores-Canarias-Madeira 2000-2006) y del Ministerio de Educación y Ciencia a través del proyecto CGL2005-02642/BOS. Estos organismos facilitaron tanto el trabajo de campo como los análisis posteriores. Además, el cabildo de Fuerteventura nos proporcionó alojamiento en sus instalaciones de La Oliva.

Como en otras monografías de esta colección, Ana Bermejo, Ana Íñigo, Blas Molina, Josefina Maestre y Juan Carlos del Moral revisaron los textos y pruebas de maquetación para que esta publicación guardara las mismas bases y formatos que el resto de números. Además, agradecemos a David Howell las correcciones del inglés del resumen.

Gracias a la cesión de sus fotografías, Gustavo Peña, José Juan Hernández, Juan Antonio Lorenzo, Julio González y Luis Mª Carrascal, contribuyeron a hacer más atractiva esta monografía, así como Juan Varela con sus dibujos.

SEO/BirdLife agradece a los autores de este libro la realización de esta monografía y la aportación de sus datos, por lo que éstos suponen para el mejor conocimiento de la especie. También les agradece el esfuerzo realizado para que la redacción de esta publicación se acercara a la concepción general del resto de la colección, aligerando en lo posible el estilo más académico de sus publicaciones científicas habituales.

Como siempre, un agradecimiento especial a Swarovski por su apoyo e interés en la publicación de todas las monografías de esta colección.

INTRODUCCIÓN

El corredor sahariano *Cursorius cursor* (Latham, 1787), es una especie característica de ambientes áridos subdesérticos, cuya principal área de distribución mundial la constituye la banda del Sahel y la península de Arabia (Urban *et al*., 1986; Del Hoyo *et al*., 1996). De manera más discontinua, también existen núcleos reproductores en áreas al norte del desierto del Sáhara, incluidas biogeográficamente dentro de la región Paleártica Occidental (Perrins, 1998). En la península Ibérica existen algunas citas homologadas (21 hasta la fecha de redacción de este trabajo), predominantemente primaverales, costeras y meridionales, incluyendo un caso confirmado de reproducción en Almería durante 2001 (De Juana, 2006).

Las Islas Canarias acogen una significativa población residente de corredor sahariano, concentrada en su práctica totalidad en Lanzarote y Fuerteventura (Martín y Lorenzo, 2001). No obstante, en el pasado también fue localmente abundante en el sur de Gran Canaria, pero terminó por extinguirse hacia finales del siglo XX, debido a la alteración o completa eliminación de las áreas semiestepáricas de esta isla. En Tenerife, no hay pruebas fehacientes de su presencia como reproductor, aunque la especie es un visitante relativamente habitual de las zonas más áridas del sur de la isla (Martín y Lorenzo, 2001).

Sin lugar a dudas, el corredor sahariano es una de las especies menos estudiadas de nuestra avifauna, como demuestra el escasísimo número de publicaciones científicas en que se ofrecen datos precisos de algún aspecto de su biología durante los últimos 25 años: Shirt (1983), Suárez (1984), Hellmich (2001) y Palomino *et al*. (2007). Debido a que la supervivencia de la especie en Canarias puede ser susceptible tanto a los riesgos naturales derivados de su insularidad (Milberg y Tyrberg, 1993; Collar *et al*., 1994; Pimm *et al*., 1988; pero véase también Manne *et al*., 1999), como a las diversas presiones de origen antrópico que amenazan a la avifauna del archipiélago (Fernández-Palacios y Martín, 2001; Gangoso *et al*., 2006), el corredor sahariano ha sido clasificado como «En peligro» por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Burfield y Van Bommel, 2004).

Uno de los principales criterios para valorar objetivamente el estado de conservación de una especie se basa en el examen de su tendencia poblacional a lo largo de varios años (UICN, 2001), para lo cual es imprescindible cuantificar sus efectivos a intervalos regulares y mediante metodologías comparables. En este sentido, la presente monografía supone un paso necesario para evaluar el estatus de

conservación del corredor sahariano en España mediante una estima cuantitativa de su tamaño poblacional, basada en procedimientos de muestreo y análisis de datos obtenidos en su área de distribución como reproductor en Canarias.

Los objetivos principales de este trabajo son los siguientes:

1. Proporcionar estimas cuantitativas del tamaño poblacional del corredor sahariano en las Islas Canarias orientales, lo que en la práctica equivale a cuantificarlo a escala nacional,
2. Identificar las regiones concretas dentro de toda su área de distribución actual que son más relevantes para su conservación,
3. Sugerir la tendencia poblacional que la especie ha debido de experimentar durante los últimos 10-15 años,
4. Proporcionar una cartografía predictiva de la adecuación del territorio para la especie a escala de unidades espaciales de 1x1 km,
5. Proponer una metodología específica de muestreo para la especie discutiendo sus ventajas e inconvenientes a escala regional.

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

Área de estudio

El trabajo de campo se realizó en las tres islas en que se tiene constancia de la reproducción de la especie: Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa (Martín y Lorenzo, 2001; Martí y Del Moral, 2003), siendo perfectamente asumible que en ellas se concentra virtualmente toda la población nidificante española de corredor sahariano (ni en Gran Canaria/Tenerife, ni en Almería/Murcia se ha constatado su nidificación regular recientemente: J. Antonio Lorenzo y Juan Manrique, com. pers.). Los censos se llevaron a cabo durante los periodos reproductores de 2005 y 2006. Aunque globalmente la avifauna de las Islas Canarias orientales se caracteriza por su dilatado calendario reproductivo, comenzando a finales de enero, los corredores crían principalmente durante febrero y marzo (Martín y Lorenzo, 2001), por lo que el trabajo de campo se efectuó en estos meses (tabla 1).

Isla	Año	Fecha	Observadores	Transectos
Fuerteventura	2005	12 febrero-31 marzo	5	1.067
	2006	5-14 marzo	3	404
Lanzarote	2005	12-26 febrero	4	594
La Graciosa	2005	22-23 febrero	4	77

Tabla 1. *Calendario y esfuerzo de muestreo (número de observadores y transectos acumulados).*

Con el objeto de aumentar la precisión de las estimas de densidad (reduciendo sus intervalos de confianza), se siguió una estrategia de muestreo estratificada, distribuyendo el esfuerzo de campo según la importancia de áreas predeterminadas tan homogéneas ecológicamente como fuese posible. Dentro de cada nivel de muestreo se seleccionaron aleatoriamente las zonas a prospectar. El primer nivel correspondió simplemente a considerar cada una de las tres islas estudiadas, de manera que el número de transectos aumentó progresivamente atendiendo a su tamaño (tabla 1). Dentro de ellas se definió un segundo nivel de estratos atendiendo a las grandes formaciones ambientales existentes (hábitats principales y usos del suelo). La definición final de estos estratos se efectuó después de consultar la cartografía geográfica más actualizada, distinguiéndose 30 en total: 18 en Fuerteventura, 11 en Lanzarote y 1 en La Graciosa (figura 1). Por último, un tercer nivel de muestreo se estableció de acuerdo a las áreas conocidas *a priori*

como de mayor abundancia o potencialmente importantes para el corredor sahariano. Esta información se obtuvo principalmente a partir de Martín *et al.* (1997), Hellmich (2001) y Martín y Lorenzo (2001).

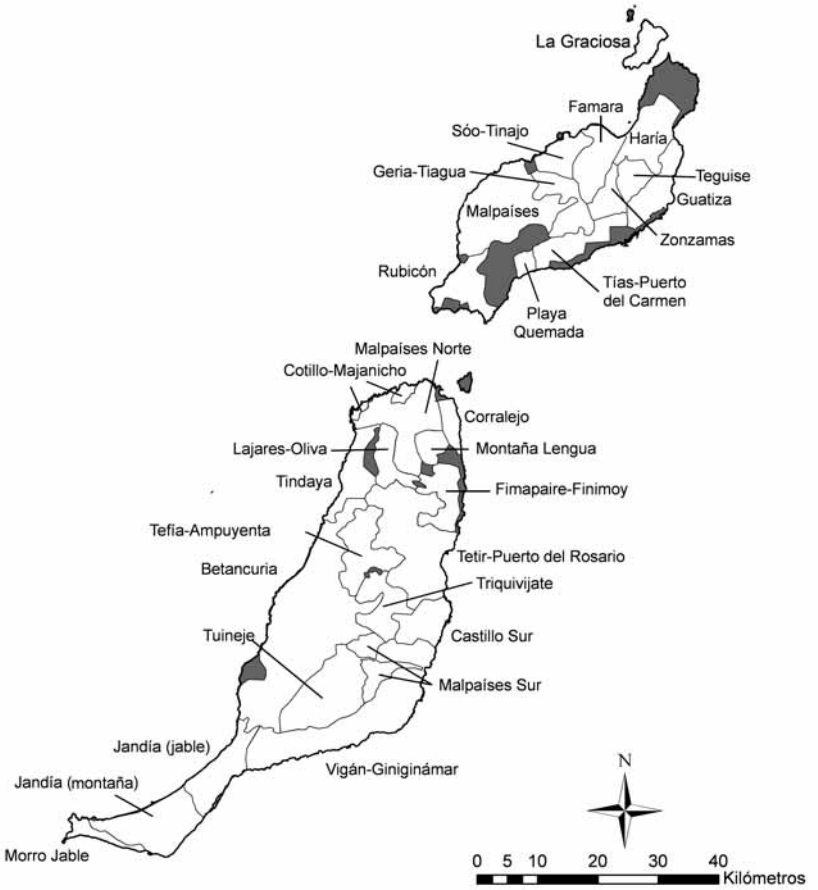


Figura 1. *Sectorización del área de estudio en grandes estratos de muestreo de características ambientales similares. Las zonas no prospectadas se indican con color gris (en su mayoría las áreas de mayor pendiente, inadecuadas para el corredor sahariano).*

© Luis Mª Carrascal de la Puente

Hábitat preferido en arenales compactos con matorral disperso (sur de Cotillo; noroeste de Fuerteventura).

En Lanzarote se muestreó durante 2005 en toda la isla, salvo en el macizo montañoso de Los Ajaches, en una zona de suelo agrícola alrededor de Yaiza-Uga, y en el malpaís de La Corona, por considerarse que su carácter claramente no estepárico tiene poca influencia en la determinación del patrón global de la distribución, abundancia y tamaños poblacionales del corredor sahariano en esta isla. Los estratos-áreas geográficas distinguidos en esta isla cubrieron 608 km^2 de su superficie.

La isla de La Graciosa se censó exhaustivamente en 2005, con 18 km^2 prospectados, habiéndose evitado únicamente las zonas de más pendiente de sus conos volcánicos. La isla de Fuerteventura, debido a su mayor extensión, fue censada durante los años 2005 y 2006, muestreándose todas las áreas estepáricas o desérticas de la isla, hasta cubrir 1.584 km^2; al igual que en el resto de islas, las escasas zonas no censadas en Fuerteventura son claramente inadecuadas para el corredor.

Método de muestreo

Para obtener las estimas de densidad se utilizó el método del transecto lineal (véanse los detalles acerca de esta metodología en: Bibby *et al.*, 2000; Buckland *et al.*, 2001). Este es un método que se ha revelado de una gran utilidad en aproximaciones extensivas, siendo muy adecuado en estudios comparados de patrones de distribución, preferencias de hábitat o cambios temporales en los efectivos poblacionales (véanse Gaston y Blackburn, 2000, y otras referencias en Scott *et al.*, 2002). El método consiste en efectuar transectos de longitud conocida anotando las aves vistas u oídas a ambos lados del trayecto. Los transectos se efectuan a pie utilizando una velocidad de progresión que evite el conteo repetido de las mismas aves. Estos recorridos a pie maximizan el tiempo empleado en los muestreos, pues permiten detectar especies relativamente raras, como es el caso del corredor sahariano, cubriendo una amplia superficie de terreno.

Empleando esta metodología fue posible considerar una gran parte de las tres islas, si bien se primaron las áreas típicamente estepáricas y previsiblemente más adecuadas para el corredor sahariano. A continuación se detalla el protocolo de muestreo llevado a cabo en el trabajo de campo:

- Estudio previo de la zona a muestrear, utilizando para ello la bibliografía disponible sobre la distribución de la especie, mapas a escala 1:25.000, y recorridos de inspección *in situ* (principalmente en coche).

- Se eligieron las fechas y las horas del día en las que se supone que es máxima la detectabilidad de esta especie en periodo reproductor: las cuatro primeras horas a partir de la salida del sol, y las tres últimas antes de su puesta (Bibby *et al.*, 2000) durante febrero y marzo de 2005 y 2006.

- Cada observador, en solitario, realizó recorridos que dividió en sucesivas unidades muestrales de 0,5 km de longitud, caminando campo a través o sobre senderos o pistas poco transitadas por el tráfico rodado y que eludían áreas con mucho ruido ambiental; esta red de transectos representa fielmente la disponibilidad de los diferentes ambientes de las islas estudiadas.

- Se procuró que cada uno de los transectos de 0,5 km discurriese en línea recta (aunque los recorridos que los agruparan pudieran ser curvos), y que cada uno de ellos se realizara en un ambiente homogéneo según las características de

vegetación y topografía (por ejemplo, transitando por zonas uniformemente llanas con matorral disperso, por otras de moderada pendiente sin apenas vegetación, en zonas de pendiente fuerte con vegetación arbustiva alta, etc.).

- Se georreferenció el punto medio de cada transecto de 0,5 km utilizando un GPS portátil (con exactitud de ±10 m). La figura 2 muestra la distribución de los 2.142 transectos. El esfuerzo de muestreo efectuado, valorado como relación entre los transectos realizados y la superficie de cada área-estrato, varió entre los 0,4 transectos/km^2 en Betancuria o en los Malpaíses de Lanzarote, y los más de 3 transectos/km^2 en La Graciosa y Corralejo.

- Los recorridos se efectuaron caminando a una velocidad relativamente constante de 1-3 km/h (principalmente a 2 km/h). Estas velocidades arrojaron un promedio de 3 muestras (transectos de 0,5 km) por hora, incluyendo el tiempo dedicado a anotar datos relativos a la estructura de la vegetación (véase más abajo).

- Se anotaron todos los individuos vistos u oídos a ambos lados del trayecto. Para cada contacto con la especie se estimó su distancia perpendicular a la línea de progresión del transecto. Las distancias se tomaron para cada contacto con la especie, independientemente de si éste incluía un solo individuo o un grupo de ellos. Los censadores se entrenaron en la estima de distancias hasta 500 m, poniendo énfasis en aquéllas comprendidas entre 0 y 250 m (las más utilizadas a lo largo de todo el estudio). Para ello se efectuaba una serie de pruebas simultáneas en las que se calculaba a ojo la distancia a objetos concretos (piedras, arbustos, postes, vallas, etc.); cada observador anotaba la estima de la distancia; a continuación se comparaban dichas estimas entre los observadores y se contrastaban con una medición precisa obtenida con un distanciómetro láser (modelo Rangemaster 900scan). De este modo se pudieron cotejar las estimas visuales con las reales, mejorando y haciendo más comparables las distancias obtenidas por los diferentes censadores.

Figura 2. *Distribución de los 2.142 transectos de 0,5 km de longitud efectuados en la zona de estudio (cada punto representa su centro).*

Cada uno de los transectos de 0,5 km se caracterizó de acuerdo a diversas variables ambientales (geográficas, topográficas, litológicas, vegetales y antrópicas). A continuación se describen brevemente estas variables.

1. Variables medidas tres veces sobre cada uno de los transectos en un radio de 25 m en torno al observador (aproximadamente a los 125, 250 y 375 m del comienzo de cada transecto de 0,5 km):
- · altitud (tomada del receptor GPS, en metros)
- · granulometría del terreno (0: suelo rocoso; 1: picón natural o artificial; 2: suelo compacto pero no pedregoso; 3: suelo arenoso; 4: suelo arenoso muy suelto, o jable)
- · cobertura de piedras y roca (en porcentaje)
- · cobertura de gramíneas (en porcentaje)
- · cobertura de terófitos y herbáceas perennes (en porcentaje)
- · cobertura de matorrales (en porcentaje)
- · altura media de los matorrales (en centímetros)

2. Variables medidas sobre mapas de escala 1:25.000:
- · distancia al pueblo más cercano (en metros)
- · distancia a la carretera asfaltada más cercana (en metros)
- · suma de longitudes de todos los tramos de carreteras y pistas dentro de 250 m de radio con origen en el centro del transecto (en metros)

3. Variables medidas sobre cartografía digital (con aplicaciones de SIG):
- · pendiente del terreno dentro de 250 m de radio con origen en el centro del transecto (medida en porcentaje, a partir de un modelo digital de elevaciones de 5 m de resolución espacial)
- · índice de actividad vegetal con 1 km^2 de resolución espacial (NDVI promedio para 1999-2004 registrado por el sensor *VEGETATIO* del satélite SPOT 5; http://www.spot-vegetation.com)

En la tabla 2 se proporcionan los valores promedio de las variables ambientales obtenidos para los 30 estratos definidos en Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa. Dicha tabla permite caracterizar cada uno de los estratos distinguidos atendiendo a su geomorfología, características de la vegetación y uso humano del suelo.

	ALTIT	PEND	CODSUE	CROCA	CGRAM	CHERB	CMAT	HMAT	NDVI	URBMIN	DCTRA	LVIAS
FUERTEVENTURA												
Betancuria	278,1	29,6	1,6	40,2	7,3	12,4	10,4	0,54	70,0	1.834	905	207
Castillo Sur	86,0	8,9	1,8	39,3	2,4	13,1	8,5	0,33	55,8	3.173	683	349
Corralejo	29,7	3,4	3,9	5,7	0,0	4,8	9,0	0,25	52,6	3.706	1.044	91
Cotillo-Majanicho	16,7	3,5	3,7	15,0	0,0	9,8	11,3	0,20	61,5	3.192	868	376
Fimapaire-Finimoy	113,7	8,1	2,2	28,7	3,3	6,0	6,6	0,22	56,5	1.520	1.168	241
Jandía (jable)	101,6	11,2	3,5	8,3	0,4	15,7	11,8	0,32	57,5	2.999	1.376	286
Jandía (macizo)	216,4	31,3	0,8	39,1	2,3	19,6	14,0	0,56	57,5	1.946	1.950	221
Lajares-Oliva	159,8	6,5	2,4	23,9	1,7	5,7	8,4	0,28	64,0	2.327	1.348	236
Malpaíses Norte	97,7	6,0	1,4	72,9	3,9	6,9	13,1	0,49	70,1	3.806	1.617	115
Malpaíses Sur	139,7	7,7	0,0	81,1	1,7	7,7	6,5	0,83	63,2	6.550	1.900	50
Montaña Lengua	130,9	5,5	2,1	32,6	0,5	12,6	6,8	0,16	64,4	3.431	1.262	372
Morro Jable	24,9	5,9	2,0	36,3	0,1	5,5	7,1	0,27	40,9	10.923	343	529
Tefía-Ampuyenta	200,9	6,1	1,9	29,2	4,2	13,0	9,0	0,28	68,0	1.742	864	273
Tetir-Rosario	246,0	19,9	1,0	32,5	10,0	12,9	9,0	0,35	65,3	1.739	1.612	136
Tindaya	66,3	4,6	2,3	28,1	1,0	4,2	6,0	0,21	56,3	3.172	1.678	271
Triquivijate	222,5	5,4	2,2	27,2	11,7	17,3	10,9	0,32	67,8	2.348	929	255
Tuineje	137,2	9,4	1,8	47,8	3,9	11,8	8,1	0,32	58,0	1.754	1.062	298
Vigán-Giniginámar	132,3	21,4	1,5	32,3	5,6	14,3	8,4	0,47	54,2	5.409	2.009	350
LANZAROTE												
Famara	101,0	4,7	3,5	9,5	1,8	13,9	6,6	0,24	59,1	1.920	1.169	363
Geria-Tiagua	271,1	9,9	1,1	5,6	7,5	10,9	3,9	0,36	73,6	834	364	508
Guatiza	76,9	5,3	2,1	30,5	2,8	13,8	10,1	0,30	60,6	1.695	844	267
Haría	345,4	26,1	1,7	6,9	19,8	25,1	10,1	0,42	88,7	1.192	792	505

	ALTIT	PEND	CODSUE	CROCA	CGRAM	CHERB	CMAT	HMAT	NDVI	URBMIN	DCTRA	LVIAS
Malpaíses	194,1	8,4	0,3	71,3	0,5	4,4	2,8	0,23	52,0	3.775	2.062	506
Playa Quemada	156,4	9,7	1,8	13,9	23,4	16,9	1,6	0,13	64,1	1.249	468	503
Rubicón	61,4	4,3	2,3	41,0	1,2	5,1	6,6	0,18	51,3	2.400	960	253
Sóo-Tinajo	109,5	6,0	3,0	9,3	0,9	8,0	4,5	0,17	57,1	1.301	1.001	432
Teguise	273,6	7,3	1,9	14,7	9,3	16,6	8,2	0,27	66,3	1.026	623	431
Tías-Carmen	103,8	5,8	3,0	14,3	8,4	16,3	4,7	0,25	54,5	1.081	383	511
Zonzamas	210,4	5,9	2,9	3,7	5,8	29,2	3,6	0,20	64,7	1.678	601	420
LA GRACIOSA	42,2	8,8	3,0	15,0	0,0	5,3	14,6	0,30	58,7	2.615	5.589	187

Tabla 2. *Características ambientales medias de los estratos-áreas geográficas muestreadas en Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa (véase también la figura 1 para su localización geográfica, y la tabla 4 para el número de transectos de 0,5 km efectuados en cada uno de los 30 estratos). ALTIT: altitud media sobre el nivel del mar (m); PEND: pendiente media del terreno (%); CODSUE: índice de la granulometría del suelo (0: rocoso; 1: picón natural o artificial; 2: compacto no pedregoso; 3: arenoso; 4: arenoso suelto, o jable); CROCA: cobertura de rocas y piedras (%); CGRAM: cobertura de plantas gramíneas (%); CHERB: cobertura de terófitos y herbáceas perennes (%); CMAT: cobertura de plantas arbustivas (%; principalmente caméfitos y nanofanerófitos de los géneros Suaeda, Salsola, Launaea, Lycium y Euphorbia); HMAT: altura media del matorral (m); NDVI: índice de actividad vegetal promedio para 1999-2004 (con 1 km^2 de resolución espacial registrado por el sensor VEGETATIO del satélite SPOT 5); URBMIN: distancia mínima al núcleo urbano más cercano (m); DCTRA: distancia a la carretera asfaltada más cercana (m); LVIAS: longitud de carreteras y caminos rurales (m) en 20 ha de superficie.*

Estima de detectabilidad

No todas las aves, aún estando presentes en el momento del censo, son registradas por el observador. Existen numerosas fuentes de variación que afectan a su detectabilidad, como son el diferente grado de conspicuidad de las especies, el desarrollo de cobertura vegetal que dificulte la visión/escucha de los individuos, el uso del espacio propio de cada ave, la variación estacional y circadiana de su actividad o de sus emisiones acústicas, etcétera (Tellería, 1986; Bibby *et al.*, 2000). Este hecho determina que las estimas de densidad estén sesgadas a la baja (*i.e.*, subestimadas). Es decir, cualquier conteo directo de animales silvestres estima menos individuos de los realmente existentes. Para corregir este efecto es necesario calcular la detectabilidad real durante los muestreos.

Con los datos de las distancias de observación de los corredores durante los transectos lineales se obtuvieron sus curvas de detectabilidad, así como las distancias umbral máximas a partir de las que las detectabilidades son tan bajas que las estimas de densidades son muy poco fiables (Thomas *et al.*, 2002). Estos datos son fundamentales para corregir las densidades relativas obtenidas en

© Juan Antonio Lorenzo

Por su pequeño tamaño, plumaje críptico y comportamiento discreto, el corredor sahariano es un ave de difícil detección durante los muestreos.

islas-estratos-hábitats, y de este modo poder inferir los valores absolutos de densidad y de individuos existentes (véase más abajo).

El cálculo de estos índices de detectabilidad se ha efectuado asumiendo que la detectabilidad es máxima cerca de la línea de progresión del observador: que no pasa desapercibida ningún ave en el entorno más inmediato del censador. En estas circunstancias, la pérdida de detectabilidad con la distancia (a mayor distancia menor es la probabilidad de detectar un individuo) puede describirse mediante una serie de familias de funciones matemáticas entre las que se escoge por criterios estadísticos de adecuación de los datos (Buckland *et al.*, 2001). Esta estima de detectabilidad permite calcular sobre qué superficie se está censando eficazmente a la especie. Se entiende por superficie *eficazmente* censada, al área para la que se puede asegurar que los ejemplares muestreados (independientemente de su distancia al observador) equivalen a los que realmente hay. Denominaremos a esta distancia como «*distancia efectiva de censo*».

Se empleó el programa de libre descarga DISTANCE 5.0 (Thomas *et al*., 2004), que determina varias funciones matemáticas descriptoras de la pérdida de detectabilidad de las aves con el aumento de la distancia a la trayectoria del observador (Lloyd *et al*., 1998; Buckland *et al*., 2001; Thomas *et al*., 2002). De entre las funciones ofrecidas, se optó por las dos familias de modelos más usadas, comúnmente denominadas «seminormal» (del inglés *half-normal*) y de «tasa de riesgo» (de *hazard-rate*). La «exponencial negativa», también disponible en DISTANCE 5.0, no se empleó además de por ser menos habitual en este tipo de análisis, por ajustar curvas poco verosímiles para nuestros datos (postula una fuerte caída de la detectabilidad desde la misma línea de censo, lo que es muy poco realista considerando la conducta, el tamaño y la movilidad de la especie, y la escasez de la vegetación en las áreas donde el corredor fue mayoritariamente observado). Estos modelos básicos se trataron de refinar con diferentes términos de ajuste (coseno y polinomiales), y mediante la inclusión de un índice de complejidad de la vegetación (el producto de la altura y la cobertura del matorral estimadas en cada transecto), pues la detectabilidad podría ser sensiblemente menor en las áreas más vegetadas.

Los modelos estimaron la probabilidad de detección del corredor sahariano dentro de una banda de 180 m a cada lado del observador (máxima distancia a la que se observó esta especie). Las estimas de los diferentes modelos (tabla 3) se promediaron ponderándolas por su valor de AIC (del inglés *Akaike Information Criterion*), que es una medida estadística que calibra, de entre varios modelos

similarmente buenos, la plausibilidad de cada uno (en particular, se empleó la versión del estadístico corregida para bajos tamaños muestrales, AICc; Burnham y Anderson, 2002). Además de los valores medios de probabilidad de detección y distancia eficaz de censo, se estimaron sus intervalos de confianza al 90%.

Modelo de detectabilidad	ΔAICc	AICc	W	PROB	DEC (I.C. 95%)
«Tasa de riesgo»	0	643,50	0,37	0,30	53,9 (40,6-71,5)
«Seminormal» (ajustes por cosenos)	0,36	644,05	0,31	0,30	54,6 (44,7-66,7)
«Seminormal» (ajustes polinómicos)	2,44	646,13	0,11	0,36	64,7 (57,2-73,3)
«Tasa de riesgo» (ajustes por la complejidad de la vegetación)	3,15	646,83	0,08	0,35	63,7 (52,1-77,8)
«Seminormal» (ajustes por cosenos y por la complejidad de la vegetación)	2,52	645,84	0,10	0,30	54,6 (44,5-66,9)
«Seminormal» (ajustes polinómicos y por la complejidad de la vegetación)	4,53	648,21	0,04	0,36	64,7 (53,3-78,6)
PARÁMETROS FINALES (como media ponderada)				**0,32**	**56,5 (45,4-70,5)**

Tabla 3. *Resumen de los modelos ajustados a las distancias de detección de corredor sahariano en las Islas Canarias orientales (para 69 contactos con un total de 134 individuos). AICc es un criterio estadístico que mide la plausibilidad de los modelos y ΔAICc es el incremento de tal estadístico respecto del menor valor posible del mejor modelo, que se usa de referencia (a menor valor de AICc mayor confianza en el modelo). Se da también la probabilidad de detección (PROB) de la especie hasta 180 m (la distancia máxima a la que fue detectada), y la distancia efectiva de censo (DEC, en metros) con su intervalo de confianza al 95%. Nótese que DEC=PROB x 180 m. Estas estimas se han obtenido ponderando cada modelo mediante el siguiente valor: W= exp(-0,5ΔAICc)/Σ exp(-0,5ΔAICc) (Burnham y Anderson, 2002).*

Se asumió la ausencia de grandes diferencias de detectabilidad entre islas o entre estratos de muestreo, por lo que los modelos de detectabilidad se estimaron con el conjunto de los datos de las tres islas. Hay que señalar que los cálculos fueron realizados considerando por igual como un único contacto tanto aquéllos que implicaron a individuos aislados, como a los de grupos cohesionados de aves, para evitar problemas de pseudorreplicación (en general, se detectaron grupos pequeños de unos 4 individuos, aunque ocasionalmente se encontraron algunos bandos de 7 a 10 corredores). Así, en los 2.142 transectos realizados se registraron 69 contactos con la especie, que supusieron un total de 134 individuos (tabla 4).

Estrato	Superficie	Transectos	Contactos	Densidad	Población
FUERTEVENTURA					
Betancuria	342,9	140	0	0	0
Castillo Sur	50,7	73	6 (17)	6,02	305
Corralejo	22,2	74	1 (4)	1,46	33
Cotillo-Majanicho	13,2	26	0	0	0
Fimapaire-Finimoy	53,0	90	6 (9)	1,96	104
Jandía (jable)	70,6	130	17 (36)	5,49	387
Jandía (macizo)	104,3	59	0	0	0
Lajares-La Oliva	38,1	81	2 (4)	1,96	75
Malpaíses Norte	101,9	91	0	0	0
Malpaíses Sur	43,5	14	0	0	0
Montaña Lengua	23,6	37	0	0	0
Morro Jable	20,0	32	3 (3)	1,87	37
Tefía-Ampuyenta	79,4	101	4 (8)	1,77	141
Tetir-Rosario	178,0	104	0	0	0
Tindaya	54,1	127	9 (16)	2,64	143
Triquivijate	61,0	117	4 (11)	2,04	125
Tuineje	122,2	108	5 (9)	2,05	250
Vigán-Giniginámar	205,3	72	0	0	0
LANZAROTE					
Famara	53,9	83	5 (9)	2,94	159
Geria-Tiagua	46,5	36	0	0	0
Guatiza	49,5	95	0	0	0
Haría	86,4	36	0	0	0
Malpaíses	163,2	66	0	0	0
Playa Quemada	10,9	25	1 (1)	0,78	8
Rubicón	53,3	95	3 (3)	0,62	33
Sóo-Tinajo	38,8	40	2 (3)	1,96	76
Teguise	30,1	35	0	0	0
Tías-Carmen	45,0	51	0	0	0
Zonzamas	30,2	32	0	0	0
LA GRACIOSA	**18,7**	**77**	**1 (1)**	**0,26**	**5**

Tabla 4. *Grandes estratos ambientales considerados y resultado de sus muestreos. Superficie: área cubierta en km^2; Transectos: número de transectos de 0,5 km; Contactos: número de contactos durante los muestreos, indistintamente para aves solitarias o grupos, y entre paréntesis el número total de individuos incluidos; Densidad: densidad estimada, en aves/km^2, mediante el análisis de la detectabilidad (véase la tabla 3 y detalles en el texto, más adelante); Población: tamaño poblacional medio estimado, en número de individuos.*

Estimas de densidad y tamaño de población

La media y el intervalo de confianza de las estimas de abundancia se calcularon mediante un procedimiento de remuestreo iterativo que generó una distribución simulada de las aves observadas en cada uno de los 30 grandes estratos ambientales distinguidos en Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa. Para ello, en primer lugar, se seleccionaron al azar las 2/3 partes de los transectos realizados dentro de cada estrato. Esta aproximación equivale a considerar como la unidad muestral el conjunto de las 2/3 partes de los transectos remuestreados dentro de cada estrato. Esta extracción al azar de transectos se repitió 1.000 veces. El número de transectos a extraer en cada iteración osciló en cada estrato entre 8 (Malpaíses Sur de Fuerteventura) y 93 (Betancuria). Después, en cada una de estas extracciones al azar de 2/3 de los transectos en los 30 estratos-áreas geográficas, se calculó la abundancia del corredor sahariano, considerando el número de aves observadas, los kilómetros de transectos efectuados y los valores de distancia eficaz de censo (DEC), extraídos al azar dentro de su intervalo de confianza al 90%. La densidad se estimó mediante la siguiente ecuación:

Densidad (corredores/km^2) = corredores observados/(km recorridos x 2 x DEC)

DEC se mide en kilómetros, y se multiplica por 2 debido a que se muestrea a derecha e izquierda de la línea del transecto, asumiendo la misma distancia eficaz de censos en ambos lados. Finalmente, el número de aves existente en cada estrato se computó multiplicando la densidad obtenida por la superficie de cada estrato-área geográfica.

Para calcular la abundancia de individuos en cada una de las islas (en vez de en cada estrato dentro de las islas), se repitió el mismo procedimiento, pero con la muestra de todos los transectos efectuados en cada una de ellas, seleccionando sólo aquellos estratos donde la especie fue detectada (lo que implica la presunción de que el corredor está ausente o su abundancia es despreciable en los estratos donde no fue detectado). La extracción al azar de transectos dentro de cada estrato fue proporcional a la superficie que cada uno de ellos ocupaba en la isla. Esta restricción redujo sustancialmente la muestra de los 2/3 de transectos seleccionados al azar en Fuerteventura (491) y Lanzarote (188). De nuevo, el procedimiento se repitió 1.000 veces, para extraer el valor medio de densidad y, además, los percentiles 5% y 95% que definen el correspondiente intervalo de confianza al 90% de la estima de densidad y número de aves en cada una de las tres islas.

Finalmente, para calcular la media y el intervalo de confianza al 90% de la densidad y tamaño poblacional del corredor sahariano en el conjunto de las Islas Canarias orientales, el proceso se repitió con todos los muestreos realizados en los estratos-áreas geográficas donde la especie estuvo presente: 1.000 procesos de extracción aleatoria de 685 transectos.

Cartografía de la distribución

Con el doble objetivo de representar la variación espacial de la abundancia y el hábitat potencialmente adecuado para el corredor sahariano, se ha recurrido a generar una cartografía predictiva de la especie en las Islas Canarias orientales.

Para ello se modelizó la densidad de la especie en los 30 estratos-áreas geográficas censados (véanse los valores de las variables predictoras en la tabla 2 y de la variable respuesta en la tabla 4). La densidad del corredor sahariano se relacionó con las variables descriptoras del hábitat y uso del suelo mediante un análisis de mínimos cuadrados parciales (habitualmente citados en la bibliografía estadística como regresión *PLS*, del inglés *partial least squares*; Tobias, 2003). Este es un método de regresión especialmente indicado para trabajar con variables predictoras íntimamente relacionadas entre sí que definen gradientes ambientales que maximizan la explicación de la variable respuesta. La variable respuesta (densidad en aves/km^2) fue transformada mediante la transformación Box-Cox (en este caso aplicando: [densidad + 0,255]$^{1/6}$) con el objetivo de que los residuos del modelo PLS no difiriesen significativamente de la distribución normal. Sólo la primera componente de regresión del PLS tuvo una asociación significativa con la densidad del corredor sahariano en los 30 estratos-áreas geográficas.

De todas las variables descriptoras medidas en el campo e incluidas en el análisis PLS, se seleccionaron sólo aquéllas para las que era posible desarrollar una cartografía básica de las islas estudiadas a 1 km^2 de resolución espacial (por existir información digital SIG), y que estuvieron significativamente asociadas con la variación espacial de la densidad de la especie. Estas variables fueron la pendiente del terreno, la altitud sobre el nivel del mar, la cobertura de suelo arenoso y el índice NDVI. Utilizando este subconjunto de variables se pudo predecir casi perfectamente la posición de los 30 estratos-áreas geográficas en el primer componente del análisis PLS, que describe la variación espacial de la densidad del corredor sahariano (R^2=0,964; $F_{4,25}$=171,97; p<<0,001).

Con dicha ecuación y los valores de las variables predictoras seleccionadas en las cuadrículas UTM de 1x1 km se predijo y cartografió la densidad de la especie. Hay que precisar que en los llanos de malpaíses más recientes de Lanzarote y Fuerteventura se asumió una densidad de 0 aves/km^2, dada la imposibilidad de ser ocupados por esta especie (son abruptas coladas de lavas recientes desprovistas de vegetación, y donde es prácticamente imposible que los corredores puedan caminar), pese a que el modelo estadístico les otorgaba valores de densidad algo superiores a cero. Otro tanto se hizo con las cuadrículas de 1x1 km completamente ocupadas por núcleos urbanos que, obviamente, no son ocupados por la especie.

El procedimiento anteriormente descrito plantea un problema de escala, ya que explora la variación espacial de la densidad del corredor sahariano utilizando como unidades muestrales los estratos-áreas geográficas, de decenas de kilómetros cuadrados, para predecir la densidad a una escala menor, de 1 km^2. No obstante, ésta es la alternativa más adecuada de las ensayadas para mapear la adecuación del territorio para la especie. En primer lugar, trabaja con valores de densidad media obtenidos tras agrupar muchos transectos de 0,5 km, con lo cual las estimas de abundancia son mucho más estables que si se hubieran empleado unidades espaciales menores. Si se hubiesen utilizado los transectos de 0,5 km, la superficie eficaz censada en cada uno de ellos sería 0,056 km^2, es decir, tremendamente pequeña para poder obtener estimas estables de densidad en una especie tan poco densa como el corredor. Por otro lado, los modelos basados en transectos de 0,5 km proporcionan menores valores de variabilidad explicada (devianza) y se validan peor que el basado en los estratos-áreas geográficas. Por tanto, y asumiendo las inconsistencias puramente de diseño de la aproximación aquí utilizada, se considera esta propuesta de cartografía predictiva como un intento pragmático de producir una primera visión de la adecuación del territorio para la especie. En cualquier caso, esta aproximación debería ser mejorada en el futuro.

RESULTADOS

Estima de la detectabilidad

En total se distinguieron seis modelos de detectabilidad que incluyen distintas funciones y términos finos de ajuste (tabla 3). El mejor de todos ellos (menor valor de AICc) fue el de «tasa de riesgo», seguido muy de cerca por el «semi-normal» con ajuste coseno. La complicación derivada del ajuste fino, que tiene en cuenta el efecto de la variación en la estructura de la vegetación sobre la detectabilidad, en realidad no produjo estimas mejores que los modelos que no incluyen este efecto. Esto era esperable, habida cuenta de la escasa cobertura de la vegetación en las áreas preferidas por la especie (Palomino *et al*., 2007), en relación con su tamaño y su gran movilidad corriendo por el suelo.

La probabilidad media de detectar al corredor sahariano dentro de las bandas de 180 m a cada lado del transecto fue del 32% (Probabilidad=0,32; intervalo de confianza al 95%=0,25-0,39). La distancia eficaz de censo fue de 56,5 m, con un intervalo de confianza del 95% que osciló entre 45 y 71 m (tabla 3).

Considerando la distancia eficaz de censo estimada y el número de transectos efectuados (tabla 4), la superficie eficazmente censada fue de 83,1 km^2 en Fuerteventura, 33,6 km^2 en Lanzarote y 4,3 km^2 en La Graciosa. Estas superficies suponen, respectivamente, una prospección eficaz del 5,2%, 5,5% y 23% de la superficie ocupada por los estratos-áreas geográficas considerados en las tres islas.

Densidad, tamaño poblacional y diferencias entre y dentro de islas

La tabla 4 resume los resultados obtenidos para cada uno de los estratos-áreas geográficas distinguidos en las tres islas estudiadas. El corredor sahariano es claramente más abundante y común en Fuerteventura que en Lanzarote, y muy escaso en La Graciosa. Las densidades máximas en Fuerteventura superaron los 5 corredores/km^2 (estratos Castillo Sur y Jable de Jandía), mientras que en Lanzarote no superaron las 3 aves/km^2 (máximos de 2-3 aves/km^2 en los estratos contiguos de Famara-Sóo-Tinajo). La densidad en La Graciosa fue muy baja (0,26 corredores/km^2). La mera constatación de su presencia durante la época

reproductora en La Graciosa es un hecho significativo, al confirmar la idea de que la especie cría en esta isla en años lluviosos como fue el caso de 2005 (Hellmich, 2001; Martín y Lorenzo, 2001).

El número de individuos estimado es mucho mayor en Fuerteventura (en torno a 1.700), que en Lanzarote (unos 300). En comparación, el número de ejemplares de La Graciosa es muy pequeño (menos de una decena de corredores). La estima de tamaño poblacional para las tres islas en conjunto es de casi 2.000 aves. Con una seguridad del 90%, el número de corredores saharianos en las Islas Canarias orientales ha de estar entre 960 y 3.315 aves (tabla 5). El reparto de los efectivos de esta especie entre estas tres islas es del 84,8% en Fuerteventura (intervalo de confianza al 90% [IC]: 76,1-87,3%), 14,9% en Lanzarote (IC máximo del 23,8%) y 0,25% en La Graciosa (IC máximo del 0,27%).

Isla	Abundancia: Individuos (I.C. 90%)
Fuerteventura	1.691 (731-2.893)
Lanzarote	298 (21*-790)
La Graciosa	5 (1*-9)
TOTAL (las tres islas)	**1.994 (960-3.315)**

Tabla 5. *Estimas del tamaño poblacional medio, y su intervalo de confianza al 90%, del corredor sahariano en las Islas Canarias orientales. Los asteriscos indican los casos en que las estimas estadísticas de cifras mínimas fueron menores que el número de aves realmente observado que es, por tanto, el que figura en la tabla.*

La especie se distribuye de forma bastante uniforme por toda Fuerteventura, estando presente en las zonas muestreadas más adecuadas con una densidad de 1,5 a 2,5 corredores/km^2 (véanse la tabla 4 y la figura 3). La especie no fue observada en Betancuria, Vigán-Giniginámar, Tetir-Rosario, el macizo de Jandía, los Malpaíses Norte y Sur, Montaña Lengua y Cotillo-Majanicho. Las tres zonas con más cantidad de corredores (el Jable de Jandía, Castillo Sur y Tuineje) acogen el 58,9% de los efectivos de la especie en Fuerteventura, suponiendo solamente el 15,4% de la superficie de toda la isla. Estos valores ascienden al 84,4% del número de corredores saharianos en Fuerteventura, incluidos en el 27,7% de la superficie de la isla, si además se incluyen las áreas de Tindaya, Tefía-Ampuyenta y Triquivijate.

En Lanzarote, el corredor sahariano se distribuye mucho más localizadamente y es más raro. Por otra parte, existen marcadas diferencias en cuanto a las densidades estimadas para los 11 estratos distinguidos dentro de esta isla. Las áreas más adecuadas son las zonas arenosas del centro-norte de la isla (Famara-Sóo-Tinajo), donde la densidad estimada oscila entre 2 y 3 aves/km^2. Sólo en estos dos estratos, que suponen el 15% de la superficie de la isla, se acumula el 85% de los efectivos de la especie en Lanzarote. Es mucho más escaso en las zonas pedregosas del sur de Lanzarote (Playa Quemada y Rubicón) donde la densidad ronda las 0,5-1 aves/km^2 (véanse la tabla 4 y la figura 3). En La Graciosa sólo se registró en el extremo sur de la isla, al suroeste de Caleta del Sebo.

© Julio González

Aunque a veces el corredor se encuentra entre arbustos, es más frecuente encontrarlo en zonas despejadas.

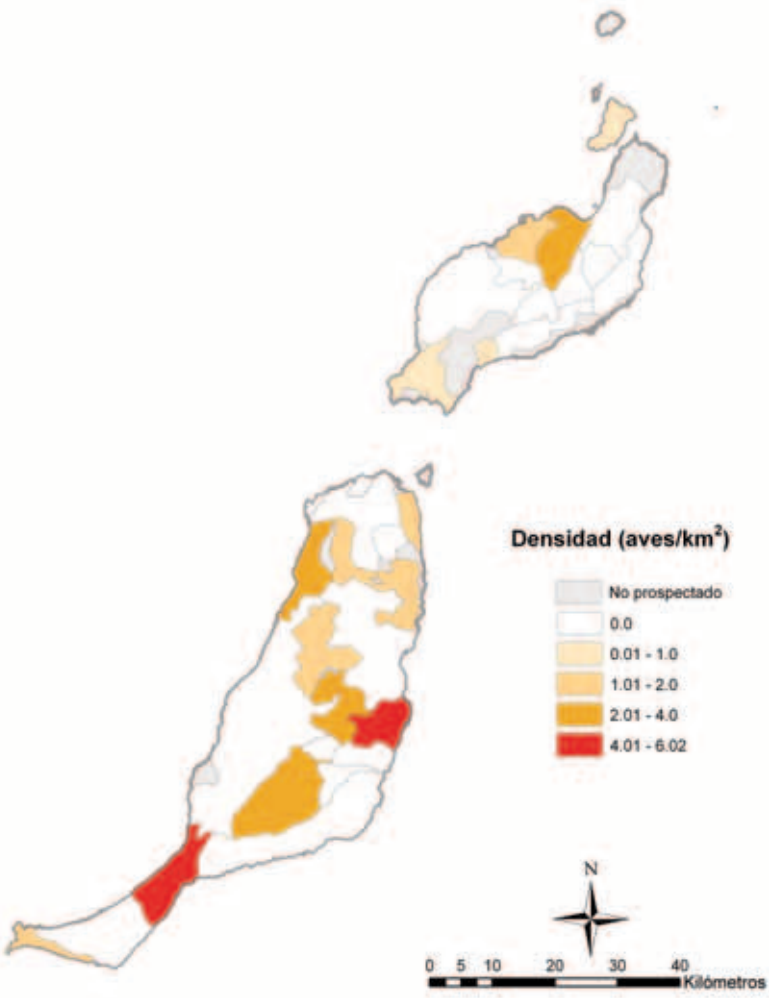


Figura 3. *Cartografía de la densidad media del corredor sahariano según los grandes estratos-áreas geográficas definidos en la figura 1.*

Es necesario hacer un breve comentario aquí sobre la aparentemente gran variabilidad del intervalo de confianza dado para las estimas de tamaño poblacional. En nuestra opinión, tan alta variabilidad es prácticamente inevitable, pues se deriva principalmente de tres características de la especie y de su interacción con los observadores. Así, tanto la baja detectabilidad del corredor sahariano (por su críptico plumaje, hábitos silenciosos y escasa tendencia a volar), como su reducida densidad y su tendencia a agregarse en grupos de número variable, dificultan mucho la obtención de estimas precisas. Además, a estos obstáculos hay que añadir el efecto de fenómenos aleatorios (ambientales, de movimiento de los individuos, etc.), que los observadores no pueden controlar. Se debe subrayar que los datos en los que se basan las estimas en este estudio se han generado con una elevada inversión de esfuerzo muestral de 2.142 transectos. Esto equivale a unas 70 jornadas de trabajo de campo, dado el periodo útil diario (unas 6 horas por día) y el tiempo necesario para realizar cada transecto (aproximadamente 4-5 transectos por hora). Por tanto, no parece que la variación definida por el intervalo de confianza al 90% pueda atribuirse a deficiencias en el esfuerzo de muestreo. Por otra parte, otros trabajos muestran una variabilidad similar en la estima regional de abundancias para especies inconspicuas, raras o gregarias (véanse ejemplos como el alcaraván común *Burhinus oedicnemus*, la perdiz roja *Alectoris rufa* o la corneja común *Corvus corone* en Estrada *et al*., 2004), y ponen de manifiesto cómo las características de las especies pueden dificultar o limitar la precisión de los modelos estadísticos predictivos (Seoane *et al*., 2005; Carrascal *et al*., 2006).

Variación espacial de la densidad y cartografía predictiva

El análisis de regresión por el método de los mínimos cuadrados parciales (PLS) produjo una componente significativa (p=0,005), que explicó el 25,0% de la variabilidad observada en la densidad del corredor en los 30 estratos-áreas geográficas distinguidas en la figura 1. Las variables más relacionadas con esta componente fueron: positivamente, la cobertura de suelo arenoso; negativamente la pendiente del terreno, la altitud sobre el nivel del mar, el desarrollo vertical de la vegetación arbustiva (i.e., altura media del matorral), y el índice NDVI que sintetiza la productividad vegetal (tabla 6). La magnitud relativa de los efectos de las variables anteriormente indicadas fue bastante similar atendiendo a sus pesos en el factor. Los residuos del anterior modelo de regresión PLS no mostraron un patrón geográfico claro, ya que no estuvieron significativamente relacionados con un polinomio que incluía los términos lineales y cuadráticos de la latitud y la longitud, y la interacción latitud x longitud ($F_{5,24}$=1,22; p=0,332).

En resumen, las áreas más adecuadas para el corredor sahariano son aquéllas de menor pendiente, localizadas a menor altitud sobre sustrato predominantemente arenoso, y con menor productividad vegetal y desarrollo del matorral. Estos rasgos de sus preferencias de hábitat la caracterizan como una especie de ambientes desérticos de llanura, más que de medios estepáricos (véase Perrins, 1998). Por otro lado, su patrón de distribución parece responder más a fenómenos de configuración del paisaje y estructura del hábitat, que a factores de índole puramente geográfica.

Variables predictoras	**«peso»**
Pendiente del terreno	-0,377
Altitud	-0,412
Cobertura de roca	-0,203
Cobertura de suelo arenoso	0,450
Cobertura de gramíneas	-0,254
Cobertura de otras herbáceas y terófitos	-0,263
Cobertura de matorral	-0,030
Altura media del matorral	-0,358
Índice NDVI	-0,388
Distancia al núcleo urbano más cercano	0,095
Distancia a la carretera más cercana	-0,133
Longitud de caminos y carreteras en 20 ha	-0,060

Tabla 6. *Resultado del análisis de regresión por el método de los mínimos cuadrados parciales (PLS) que predice la variación espacial de la densidad del corredor sahariano en los 30 estratos-áreas geográficas distinguidos en Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa (véanse la figura 1 y las tablas 2 y 4 para su localización y datos descriptores). La cobertura del suelo arenoso se ha derivado del índice de la granulometría del suelo (CODSUE). Cuanto más extremo sea el «peso» de una variable en el análisis (tanto positiva como negativamente), más influencia tiene sobre la densidad de corredor sahariano. A este respecto, se destacan en negrita las variables estadísticamente significativas; p<0,05)*

Utilizando un modelo de regresión múltiple simplificado para predecir la densidad del corredor sahariano, que utiliza solamente aquellas variables de efectos significativos y para las que se disponía de información digital SIG (cobertura de suelo arenoso, pendiente del terreno, altitud sobre el nivel del mar y el índice NDVI), se generó el mapa de la figura 4. Este patrón de variación geográfica de la densidad matiza considerablemente la variación espacial de la abundancia a escala de estratos-áreas geográficas.

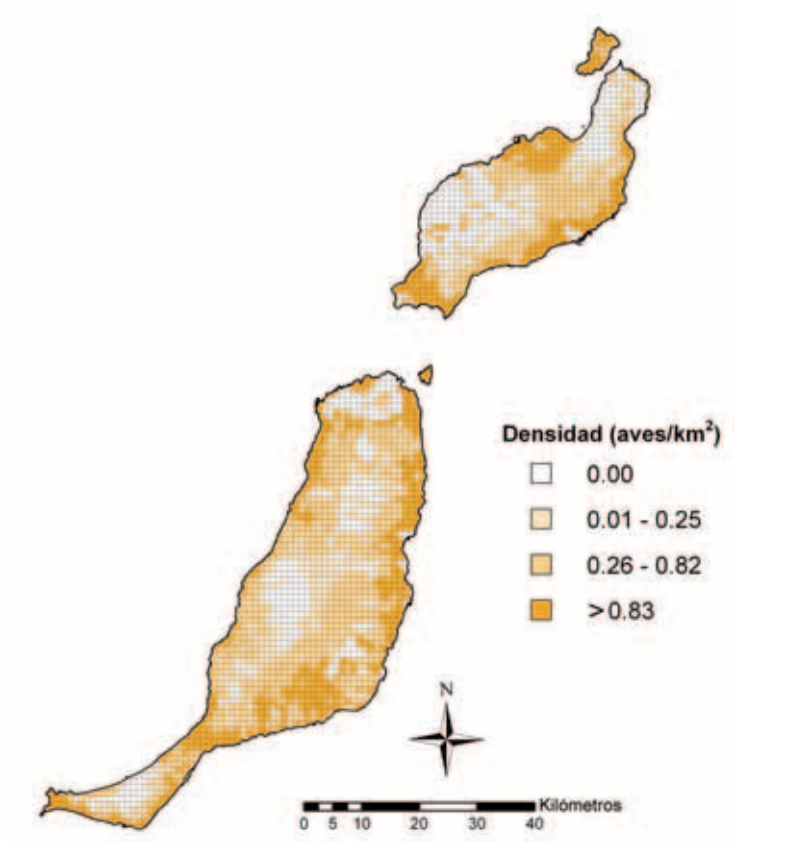


Figura 4. *Cartografía de la estima de densidad media potencial del corredor sahariano según cuadrículas UTM 1x1 km.*

La cartografía de detalle (con una resolución de 1 km^2) generada mediante el modelo de hábitat de la tabla 6 es, en general, coincidente con la de las densidades medias por estrato (figura 3). Así, define un patrón muy en consonancia con las altas abundancias estimadas en los estratos de Tindaya, y Fimapaire-Finimoy, para Fuerteventura, y de Famara y Sóo-Tinajo, para Lanzarote. Sin embargo, en este mapa de 1x1 km contrastan los valores modelizados con las

bajas densidades obtenidas en zonas costeras de Vigán-Giniginámar, Tetir-Puerto del Rosario, Guatiza y Tías-Puerto del Carmen, donde los modelos podrían estar sobreestimando la adecuación del hábitat. Por otro lado, hay otras zonas en las que los modelos predicen una densidad aparentemente mayor que la registrada por los muestreos. Es interesante considerar en futuros trabajos si estas áreas podrían ser lugares que el corredor estuviera ocupando actualmente por debajo de su capacidad de carga. Tales áreas indicarían zonas de posible extensión futura o donde las poblaciones hubieran sido reducidas o eliminadas en el pasado (véase el siguiente apartado).

El análisis de la figura 4 debe entenderse como un primer intento de establecer la adecuación del territorio para el corredor sahariano en las Islas Canarias orientales, y podría servir para efectuar una priorización más detallada de las áreas de conservación más importantes para la especie. Complementariamente, esta cartografía también podría utilizarse para establecer una red de lugares donde se debería incidir para censar a la especie y poder efectuar un seguimiento de tendencias poblacionales a largo plazo.

© Luis Mª Carrascal de la Puente

Hábitat preferido en jable con escasa cobertura de quenopodiáceas (norte del jable de Famara; centro de Lanzarote).

ESTADO DE CONSERVACIÓN

El corredor sahariano ha sido clasificado en la categoría «De Preocupación Menor» (*Low Concern*) a nivel mundial (UICN, 2007), y «En peligro» (*Endangered*) por la división europea de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Burfield y Van Bommel, 2004), aun reconociendo la dificultad de asignar un estatus concreto a una especie sin estudios poblacionales precisos. En España, el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas lo califica con un impreciso «Sensible a la Alteración de su Hábitat», mientras que el estatus de conservación propuesto por Emmerson y Lorenzo (2004) en el *Libro Rojo de las Aves de España* es de «En Peligro». Los resultados de esta monografía ofrecen una información que permite matizar el grado de adecuación de estas categorías.

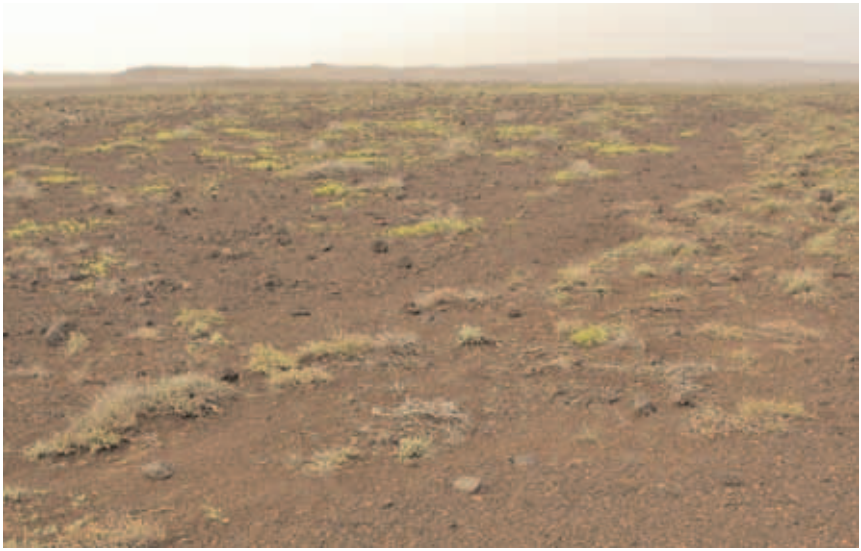
Tamaño poblacional y tendencia

No existe un censo específico anterior que cuantifique la población de corredores en las Islas Canarias. Sí existen algunas estimas procedentes de censos diseñados para la cuantificación de las poblaciones de avutarda hubara (*Chlamydotis undulada*), pero en los que no se prospectaron otras zonas potencialmente buenas para el corredor sahariano. Por ello, las 200-250 parejas sugeridas por Tucker y Heath (1994) infravaloraban claramente el tamaño poblacional de la especie. Más recientemente, la población canaria se estimó en 100-600 parejas (Burfield y Van Bommel, 2004). Pero a la vista de los resultados de esta monografía, tales cifras aún subestiman el tamaño poblacional de la especie. Así por ejemplo, sólo en los 1.070 km de transectos efectuados en este estudio se ha observado la cantidad nada desdeñable de 134 individuos diferentes. Considerando la detectabilidad relativamente baja de la especie (probabilidad de detección=0,32; i.e., hemos observado sólo uno de cada tres corredores realmente existentes durante los muestreos), este número de individuos observados debería multiplicarse por tres aproximadamente, como una primera aproximación mínima al verdadero tamaño poblacional. Pero además, el enorme esfuerzo de muestreo realizado en este trabajo sólo ha cubierto eficazmente unos 120 km^2 de zonas áridas y estepáricas de las Islas Canarias orientales (¡apenas un 6% de la superficie disponible!). Por tanto, es obvio que, sin necesidad de recurrir a procedimientos metodológicos y de cálculo complicados, el número de corredores existentes en las Islas Canarias orientales debe ser con toda seguridad mucho mayor que los anteriormente propuestos (cuya base metodológica, por otra parte, no está tan

claramente definida ni resulta fácilmente contrastable). Por otro lado, es difícil traducir esta cifra a parejas reproductoras, pues aparentemente esta especie se agrupa en núcleos familiares durante todo el año (Perrins, 1998). Por este motivo, este trabajo se ha centrado en el conteo de individuos sin tratar de inferir el número de parejas potencialmente existentes.

Ante estas circunstancias, es muy difícil establecer con certidumbre las tendencias poblacionales que la especie ha podido seguir en los últimos años en las Islas Canarias. No obstante, algunos autores sugieren que la especie podría seguir en declive, tras un aparente periodo de fuerte recesión entre 1970 y 1990 (Emmerson y Lorenzo, 2003; 2004).

Esta visión pesimista del estado de conservación de la especie contrasta con los resultados obtenidos en esta monografía y con los pocos datos cuantitativos previamente publicados. Según nuestros datos, Fuerteventura acoge una numerosa y bien distribuida población de corredores, ya que el contingente poblacional de las zonas muestreadas asciende a un promedio de unos 1.700 individuos. Hasta la fecha, los únicos datos cuantitativos publicados sobre la abundancia de la especie en áreas estepáricas de Fuerteventura procedían de Shirt (1983; 0,4 aves/hora en llanos pedregosos y 0,1-0,2 aves/hora en llanos arenosos de Corralejo y Matas Blancas) y Suárez (1984; 0,12 aves/km para arenales y 0 aves/km en llanos pedregosos). Si se asume que estos dos estudios previos fueron realizados a una velocidad media de censo de unos 2,5 km/h, y que sus autores censaron a la especie con una probabilidad de detección similar a la de este trabajo, los valores que proporcionaron hace 20-25 años arrojarían densidades medias de 1,4 corredores/km^2 en llanos pedregosos y 1,1 corredores/km^2 en zonas arenosas adecuadas para la especie en Fuerteventura. Estas densidades promedio son bastante inferiores a la media datada en esta monografía en los estratos-áreas geográficas donde la especie estuvo presente (2,5 corredores/km^2), o son ligeramente inferiores a las registradas en las áreas-estratos donde el corredor sahariano fue más escaso en Fuerteventura en 2005-2006 (tabla 4). Estos resultados, aunque anecdóticos, apoyarían la idea de un incremento de la densidad de población media del corredor sahariano en Fuerteventura. No obstante, el patrón global previamente descrito no implica descartar que la especie pueda estar sufriendo una regresión a escala local tanto en efectivos como en área de distribución en Fuerteventura. Así, en los jables del norte de la isla, donde el hábitat le resulta potencialmente propicio (figura 4), la especie o no ha sido encontrada (Cotillo-Majanicho), o es poco abundante (Corralejo; tabla 4), confirmando su desaparición o rarefacción en zonas donde antaño pudo ser común (Hellmich, 2001; Martín y Lorenzo, 2001; Emmerson y Lorenzo, 2004).



© Luis Mª Carrascal de la Puente

Rubicón es una de las áreas donde el corredor sahariano tiene una mayor densidad.

Con respecto a la población de Lanzarote, el corredor sahariano podría presentar un reciente y paulatino aumento. Suárez (1984) no detectó a la especie en las zonas censadas de Lanzarote, mientras que otros autores la calificaban como rara o escasa en la isla. Así, Martín *et al*. (1990), Lorenzo (1996), Martín y Lorenzo (2001), y Delgado y Naranjo (2001) describen un escenario de quizás menos de 50 parejas reproductoras. Sin embargo, nuestros datos apuntan una población media de 298 ejemplares, con un máximo de 790 aves. Por otra parte, se confirma que la especie está presente en La Graciosa durante el período reproductor, aunque con escasos efectivos: unas 10 aves.

Área de ocupación

El corredor sahariano ha sido observado en 11 localidades diferentes separadas entre sí al menos 5 km. Si esta distancia umbral la incrementamos a 10 km, entonces la especie estuvo presente en 8 localidades diferentes. La especie ocupa un total de 747 km^2 definidos por aquellos estratos-áreas geográficas donde fue detectada. No obstante, la protección efectiva del corredor sahariano y su hábitat en los 531 km^2 definidos por los estratos-áreas geográficas del jable

de Jandía, Castillo Sur, Tuineje, Tindaya, Tefía-Ampuyenta, Triquivijate, Famara y Sóo-Tinajo daría cobertura al 84,3% de la población de la especie en las Islas Canarias orientales, y con ello a la inmensa mayoría de sus efectivos en todo el archipiélago y en España. Estas zonas suponen una excelente representación de las áreas estepáricas y desérticas mejor conservadas en Fuerteventura y Lanzarote, y presentan la ventaja de tener contigüidad espacial (con la excepción de Jandía, que queda separada al sur de Fuerteventura; figura 3). Esta contigüidad geográfica protege a la especie de los fenómenos metapoblacionales deletéreos asociados con la fragmentación del territorio, y puede facilitar las estrategias y los planes de gestión y conservación del territorio y la especie.

Catalogación del estatus de conservación según criterios UICN

Los criterios de la UICN (UICN, 2001) para definir el riesgo de extinción de las especies a través de categorías de amenaza son ampliamente aceptados por su objetividad y bases ecológicas (Lamoreux *et al.*, 2003; Cuaron y De Grammont, 2007; pero véanse también: Possingham *et al*., 2002; Soberon y Medellín, 2007). Dichos criterios fueron definidos para catalogar el estatus de conservación a escala mundial, aunque también se ha sugerido que pueden ser utilizados a escala regional (p.e., países o regiones dentro de éstos; Gärdenfors, 2001 y Gärdenfors *et al.*, 2001). Esta práctica no está exenta de problemas, como ya han reconocido varios autores (Keller y Bollmann, 2004; Eaton *et al.*, 2005; Carrascal y Palomino, 2006; Craig, 2006), y para su correcta ejecución se deben emplear unas directrices de aplicación regional de la UICN, menos conocidas que las categorías mundiales (UICN, 2003; Miller *et al*., 2007). Estas directrices instan a considerar la relevancia de las poblaciones regionales que se pretenden evaluar respecto al marco de referencia de la población mundial de la especie. Para ello se propone una evaluación en dos pasos: en el primero se analizaría la población como si fuera la única en todo el mundo y después el grado de amenaza se matizaría (generalmente a la baja) teniendo en cuenta la importancia numérica respecto la población mundial y la posibilidad de inmigración de individuos procedentes de otras poblaciones. A continuación se aplican los criterios de la UICN utilizados por Madroño *et al.* (2004) a escala regional en el *Libro Rojo de las Aves de España*, para definir el estatus de conservación del corredor sahariano a la luz de los datos presentados en esta monografía.

Atendiendo al criterio A (disminución poblacional rápida), los datos aportados por esta monografía y los pocos disponibles en el pasado (que apoyarían un claro incremento de población en Lanzarote, una mayor densidad en

Fuerteventura, y el mantenimiento de una pequeña población en La Graciosa), no se debería aplicar ninguna categoría de amenaza a la especie. En relación con el criterio B (área de distribución/ocupación pequeña), el corredor sahariano se incluiría en la categoría de «Vulnerable» (menos de 2.000 pero más de 500 km^2 de área ocupada, y menos de 11 pero más de 8 localidades diferentes donde está presente en las Islas Canarias orientales), pero a escala mundial (esto es, como si la especie sólo existiese en Canarias). Teniendo en cuenta a) que el corredor sahariano tiene en Canarias el límite occidental de toda su área de distribución, b) que no está confirmada su diferenciación genética del resto de las poblaciones africanas, y c) su gran movilidad y potencial dispersivo (que la lleva a localidades tan distantes como Suecia, Inglaterra y el sureste de la península Ibérica; De Juana, 2006), entonces sería más apropiado reducir su categoría de amenaza («Vulnerable»). Tal reducción es aún más pertinente al considerar además la muy probablemente escasa contribución de la población canaria a todos sus efectivos mundiales (véanse para la discusión de este aspecto: Keller y Bollmann, 2004; Eaton *et al.*, 2005; Carrascal y Palomino, 2006).

Respecto al criterio C (relativo a población global pequeña y en declive), la especie sería catalogada en un primer paso (como si sólo existiese en Canarias) como «En Peligro» (menos de 2.500 individuos). No obstante, la subpoblación canaria está constituida por unos 1.700 corredores, y este número es considerablemente superior a los 1.000 individuos maduros requeridos por el subcriterio C2a para ser catalogada como «Vulnerable» en poblaciones severamente fragmentadas (p. ej. insulares), por lo que como mucho debería catalogarse como «Casi Amenazada». También en relación con el tamaño poblacional está el criterio D (población muy pequeña y restringida), según el cual el corredor sahariano no entraría ni siquiera en la categoría de «Vulnerable» por tener más de 1.000 individuos maduros y estar presente en más de 5 localidades en la subpoblación canaria.

Por último, atendiendo a la probabilidad de extinción en estado silvestre (criterio E), tampoco es adecuado catalogar al corredor sahariano dentro de ninguna categoría de amenaza. Si la especie ha subsistido en las Islas Canarias durante los últimos 100 años a pesar de condiciones de conservación adversas (falta de espacios protegidos, caza, degradación del hábitat, pesticidas, etc.; Martín y Lorenzo, 2001), e incluso en los últimos 20 años parece haberse recuperado como se ha apuntado más arriba, entonces es muy poco esperable que la probabilidad de extinción se acerque al 20% en 20 años, según lo requerido para la asignación de la categoría «En Peligro». Ahora bien, esto sólo sería aplicable de continuar los programas de conservación y los patrones de uso del suelo actuales.

En consecuencia, de acuerdo con las directrices de aplicación regional de las categorías de amenaza de la propia UICN (Gärdenfors, 2001; UICN, 2003), así como con las recomendaciones que se han derivado del análisis multinacional de evaluaciones más completo existente hasta la fecha (Miller *et al*., 2007; véase además la figura 2 en Madroño *et al*., 2004), se recomienda mantener a la especie con el mismo nivel que el establecido a escala mundial «De Preocupación Menor». Alternativamente, como mucho se la podría considerar como «Casi Amenazada», teniendo en cuenta que es vulnerable a la pérdida de hábitat favorable y que ha desaparecido, o se ha hecho muy escaso en dos localidades en los últimos 20 años. Otras categorías de amenaza mayor, «En Peligro» o «Vulnerable», no están justificadas según los criterios internacionales de la UICN.

Conclusión

En resumen, el estado de conservación del corredor sahariano en las Islas Canarias orientales puede ser calificado de favorable en la actualidad. Ello viene determinado por un tamaño de población considerable, que supera con creces todas las apreciaciones efectuadas hasta la fecha, y lo alejan de los valores críticos sugeridos con anterioridad. Por otro lado, y a pesar de algunas extinciones locales, la especie parece haber aumentado sus efectivos de modo generalizado tanto en Lanzarote como en Fuerteventura, a la luz de los escasos datos semicuantitativos existentes. Por tanto, no resulta muy justificado el estatus de conservación «En Peligro» propuesto por Emmerson y Lorenzo (2004) en el *Libro Rojo de las Aves de España*, teniendo en cuenta los niveles poblacionales existentes en la actualidad, y siempre y cuando se mantuviesen las mismas condiciones ambientales y de conservación de sus poblaciones que han existido a lo largo de los últimos 10-15 años.

No obstante, se recomienda contemplar las medidas de conservación propuestas por Emmerson y Lorenzo (2004), en combinación con los últimos estudios realizados sobre la especie (Palomino *et al*., 2007), para asegurar el mantenimiento de las poblaciones actuales, corregir los principales impactos negativos y favorecer la recuperación de la especie en las localidades donde antaño estuvo presente o fue más abundante. Los esfuerzos de conservación se deberían dirigir principalmente a los 531 km^2 definidos por los estratos-áreas geográficas de Jable de Jandía, Castillo Sur, Tuineje, Tindaya, Tefía-Ampuyenta y Triquivijate en Fuerteventura, y Famara-Sóo-Tinajo en Lanzarote, donde se concentra el 84% de la población de la especie en las Islas Canarias orientales (unos 1.680 corredores).

METODOLOGÍA DE CENSO RECOMENDADA

El tamaño de población, la extensión del área de distribución y los cambios temporales en estos dos parámetros, constituyen los pilares básicos que determinan la propensión a tener problemas de conservación (O'Grady *et al*., 2004; Carrascal y Palomino, 2006), y por tanto el grado de amenaza de las especies (UICN, 2001). Uno de los principales determinantes del estado de conservación de una especie en un área dada es el número de individuos que compone la población, pues a mayores tamaños poblacionales menores son las probabilidades de extinción local. El cambio mantenido a lo largo del tiempo en el número de individuos, o tendencia poblacional, se estudia también para contribuir a evaluar el estado de conservación, de manera que las tendencias negativas prolongadas delatan declives potencialmente peligrosos que conviene atajar antes de que sea demasiado tarde, con medidas de conservación a escala de la propia especie, o de los espacios que habita. El tamaño poblacional y estas tendencias a lo largo del tiempo deben estimarse mediante métodos claramente definidos y repetibles, que requieren esfuerzos de muestreo proporcionales al tamaño de las áreas geográficas que se quieren cubrir, a la densidad de las especies implicadas y a su dificultad de detección.

El corredor sahariano es una especie circunscrita, en nuestro país casi exclusivamente a las Islas Canarias, y dentro de éstas a Fuerteventura y Lanzarote, definiendo un área geográfica de estudio de reducidas dimensiones (poco más de 2.000 km^2) en comparación con la extensión total de España. Esta marcada localización geográfica debería facilitar los esfuerzos por cuantificar los efectivos poblacionales y su evolución temporal, ya que la contribución de otras áreas de cría muy ocasional al tamaño poblacional nacional y a sus tendencias temporales, podría realizarse «anecdóticamente» mediante conteos y registros muy locales (por ejemplo en el sur de Tenerife y de Gran Canaria, e incluso en el suroeste de la península Ibérica). Por otro lado, el corredor sahariano manifiesta muy marcadas preferencias de hábitat por áreas desérticas llanas y predominantemente arenosas (véase el apartado *Variación espacial de la densidad y cartografía predictiva*, y Palomino *et al*., 2007), lo que facilita la posibilidad de restringir el esfuerzo de muestreo a las localidades más adecuadas para la especie (véase, por ejemplo, la figura 4). Estos dos hechos favorecen los programas de inventariado y seguimiento de sus poblaciones.

Pero por el contrario, el corredor sahariano también tiene tres rasgos que contribuyen a dificultar la obtención de información demográfica: detectabilidad relativamente baja (32% dentro de bandas de 180 m a cada lado del observador),

densidad reducida incluso en sus áreas más adecuadas (máximos de unos 4-6 aves/km^2), y tendencia a la agregación a través de extensas áreas de campeo. Estos patrones inherentes a la especie deben ser considerados a la hora de perfilar una metodología objetiva de estudio, que: a) sea fácilmente repetible por distintos ornitólogos a lo largo del tiempo, b) sea susceptible de ser analizada por herramientas estadísticas, c) considere eficazmente el balance entre esfuerzo de muestreo invertido y calidad/cantidad de los datos obtenidos, y c) eluda dificultades logísticas relacionadas con la movilidad de los ornitólogos y la facilidad de acceso al territorio (i. e., distribución de la propiedad, ausencia de carreteras o caminos que imposibiliten el tránsito con vehículos). Considerando todos estos hechos, a continuación se proponen las líneas generales de una metodología de muestreo cuyo objetivo es obtener datos con los que analizar el tamaño y la tendencia poblacional del corredor sahariano.

Método de muestreo

El método de muestreo empleado en este trabajo ha dado resultados satisfactorios, por lo que se podría emplear una versión simplificada tanto para la estima de abundancia como para la de la tendencia poblacional. En resumen, se trataría de hacer transectos lineales en unidades de 500 m, dispuestos a lo largo de recorridos de longitud variable, desde donde se registrarían todos los contactos con la especie, así como el número de individuos por contacto. Los muestreos se limitarían al inicio del periodo reproductor, estableciendo aquellas fechas acordes con su fenología considerando las áreas geográficas de estudio. Se propone la segunda quincena de febrero y la primera de marzo para las Islas Canarias orientales, teniendo en cuenta la información publicada relativa a su historia natural (Martín y Lorenzo, 2001) y la experiencia acumulada por los autores de este trabajo. Los transectos se realizarían en circunstancias ambientales favorables (sin lluvia y con viento inferior a 15 km/h), a una velocidad de 1-3 km/h, y durante las horas de mayor actividad animal (las tres primeras horas tras la salida del sol, y las tres últimas antes del ocaso). Considerando la información obtenida por los cinco investigadores de esta monografía a lo largo de 1.071 km de transectos, se puede asumir que virtualmente todos los registros del corredor se incluirían dentro de los 200 m de distancia perpendicular a la línea de progresión. Por este motivo, podría aplicarse la detectabilidad obtenida en esta monografía para corregir las estimas de abundancia relativa y convertirlas en densidades absolutas, asumiendo que sólo una tercera parte de las aves existentes en el campo son detectadas (distancia eficaz de censo: 56,5 m).

Tamaño poblacional (consideraciones de diseño de muestreo)

En primer lugar, se ha de renunciar a pretender hacer un censo, o conteo exhaustivo, del número exacto de corredores saharianos que habitan en el conjunto de nuestro país en general, y de Canarias en particular. Ello es debido a su baja detectabilidad y a que la extensión de sus hábitats potenciales en las Islas Canarias orientales (como su principal núcleo poblacional en España) es demasiado grande para abordar este objetivo. El tamaño poblacional aproximado ha de estimarse mediante un procedimiento de muestreo estratificado-aleatorio, cuyas características básicas sean las siguientes: reparto espacial que comprenda los estratos geográficos y de hábitat más favorables en las islas, gran inversión en esfuerzo de muestreo, y extrapolación al área total de la zona de estudio. Este último punto requiere el empleo de técnicas estadísticas basadas en aleatorización, remuestreo y procedimientos de regresión (p.e., modelos lineares generalizados, árboles de regresión, regresión PLS), para efectuar la inferencia probabilística y establecer los intervalos de confianza de las estimas.

Como inversión mínima recomendable de esfuerzo de muestreo, de acuerdo a los resultados de este trabajo, se deberían realizar entre 75 y 100 transectos en aquellos estratos que incluyen el grueso de la población canaria, y por tanto nacional. Considerando los resultados obtenidos en esta monografía y los previamente publicados (Shirt, 1983; Suárez, 1984) se proponen los siguientes (véanse la tabla 4 y las figuras 1 y 3): Jable de Jandía, Castillo Sur, Tuineje, Tindaya, Tefía-Ampuyenta, Triquivijate y Fimapaire-Finimoy en Fuerteventura, y Famara-Sóo-Tinajo en Lanzarote. Estas áreas acogen el 90% de la población canaria y española en una superficie relativamente reducida de 503 km^2. Su muestreo requeriría realizar unos 700-900 transectos. Teniendo en cuenta una velocidad media de progresión de 2,5 km/h en estas áreas estepáricas y desérticas, haría falta invertir unas 140-180 h de trabajo de campo, equivalentes a unos 23-30 días (muestreando tres horas por la mañana y tres horas por la tarde). Con una plantilla de seis ornitólogos experimentados, que se repartiesen eficazmente las zonas de muestreo, harían falta 4-5 días/persona-año para llevar a cabo este programa de censo. Los ornitólogos deberían estar familiarizados con la especie (i.e., tener una buena «imagen de búsqueda» y conocer las características de su comportamiento), y deberían ser capaces, previo entrenamiento, de calcular con similar precisión las distancias de observación perpendiculares a la línea de progresión. Los ornitólogos podrían prescindir del cálculo de las distancias y centrarse exclusivamente en

el registro de la especie y conteo de los individuos observados si confiaran en la detectabilidad del corredor sahariano obtenida en este estudio.

Con ese esfuerzo de muestreo, de unos 75-100 transectos por estrato-área geográfica, las estimas de densidad y de tamaño poblacional dentro de cada estrato serían relativamente estables y los intervalos de confianza al 90% para el conjunto de la población muestreada en las nueve zonas propuestas variarían un 60-75% en torno a las estimas medias (véase más abajo).

El objetivo de este muestreo sería estimar el tamaño poblacional del corredor sahariano en número de individuos, renunciándose también a pretender conocer el número de parejas reproductoras. Esto es así porque hasta el momento se desconoce con detalle cuál es el sistema de apareamiento del corredor sahariano, pudiendo incluir la cría cooperativa (en donde la unidad reproductora no se limita a la *pareja* «macho-hembra», sino que además incluye a otros individuos que ayudan en la defensa y mantenimiento de la descendencia; Perrins, 1998). La existencia de una población flotante de individuos que pueden incorporarse a labores reproductivas tras el fallecimiento de un individuo reproductor, o mediante cooperación en las labores de cría de los pollos y juveniles, se ha descrito en otras especies de aves, por lo que habría que tenerse en cuenta en las estimas de abundancia al segmento «no juvenil» (i.e., nacido ese mismo año) de la población.

Tendencia poblacional

Los inventarios destinados a evaluar la tendencia poblacional de la especie han de ser repetidos regularmente. El programa de muestreo expuesto anteriormente debería repetirse cada 10 años, en coherencia con los criterios internacionales de evaluación del estado de conservación (IUCN, 2001).

Ahora bien, para que la comparación de los inventarios realizados en distintas fechas sean de utilidad identificando cambios significativos de incremento o decremento de efectivos poblacionales, es necesario que los intervalos de confianza de las estimas sean lo más reducidos posible. Esto sólo puede lograrse con una considerable inversión en esfuerzo de muestreo. En el caso del corredor sahariano, esta tarea puede ser muy difícil para el censador, dadas sus bajas densidades, su escasa detectabilidad, y su patrón de dispersión espacial (relación entre el tamaño de los grupos de aves y la extensión de sus áreas de campeo).

Téngase en cuenta que el intervalo de confianza al 90% de la estima de población para las Islas Canarias orientales ha oscilado entre 960 y 3.315 corredores, y ha sido obtenido tras la intensa prospección llevada a cabo en este estudio durante dos años consecutivos (véase la tabla 1), que ha implicado 1.071 km repartidos sobre una supericie de 2.210 km^2 (figura 2), 534 horas netas de transectos en el campo efectuados durante 30 días diferentes por cinco personas. Dicho de otro modo, tras el considerable esfuerzo de muestreo realizado, la variación en torno al tamaño poblacional medio ha sido del 52% por debajo y del 66% por encima de la estima media.

Para obtener una visión realista del esfuerzo de muestreo que habría que realizar para datar las estimas de densidad y sus intervalos de confianza al 90%, se ha elaborado la tabla 7. Esta misma tabla también permite valorar si es posible obtener evidencias significativas, al 90%, de cambios poblacionales entre distintos años o entidades espaciales, trabajando bajo distintos escenarios de densidad de población y esfuerzo de muestreo. Para abordar este análisis, se ha efectuado un proceso de simulación y remuestreo partiendo de valores postulados de densidad que emulan la variabilidad natural observada para el corredor sahariano en las Islas Canarias orientales (según la tabla 3). Además se ha partido de una premisa de distribución concreta del número de corredores contactados por transecto de 0,5 km de longitud en aquellos en que la especie fue detectada. Dicha distribución es representada en la figura 5. Esto es, las 134 aves observadas dentro de los 2.142 transectos efectuados, no se distribuyeron uniformemente de «una en una» en 134 transectos, ni regularmente de «dos en dos» en 67 transectos, sino agrupados en 69 contactos diferentes dentro de 60 transectos distintos, que incluían tanto a grupos de 7-10 aves como a individuos solitarios. Es muy importante tener en cuenta este patrón de agregación-concentración, ya que afecta a la varianza y a los intervalos de confianza de las estimas.

Transectos:	50		100		200		300		500		1.000	
2/3 remtr.:	33		67		134		200		333		667	
aves/km²	inf	sup	inf	sup	inf	sup	inf	sup	inf	sup	inf	sup
0,50	0,00	2,66	0,00	2,13	0,00	1,53	0,00	1,35	0,06	1,10	0,18	0,89
0,60	0,00	3,49	0,00	2,40	0,00	1,83	0,00	1,50	0,12	1,27	0,23	1,06
0,75	0,00	3,84	0,00	2,64	0,00	2,15	0,09	1,81	0,20	1,56	0,35	1,28
1,00	0,00	4,50	0,00	3,09	0,00	2,57	0,19	2,24	0,33	1,84	0,52	1,52
1,20	0,00	4,74	0,00	3,37	0,13	2,73	0,28	2,45	0,50	2,17	0,71	1,77
1,50	0,00	5,78	0,00	4,17	0,26	3,42	0,48	2,82	0,64	2,49	0,94	2,11
2,00	0,00	6,27	0,24	4,85	0,52	4,03	0,80	3,57	1,07	3,08	1,40	2,67
2,40	0,00	7,05	0,28	5,60	0,84	4,41	1,14	4,00	1,41	3,56	1,81	3,08
3,00	0,00	8,05	0,53	6,25	1,12	5,30	1,46	4,77	1,86	4,19	2,35	3,71
5,00	0,60	11,60	1,68	9,58	2,59	8,01	3,00	7,31	3,44	6,84	3,83	6,26
6,00	1,13	12,35	2,25	10,55	3,12	9,19	3,62	8,60	4,20	7,99	4,70	7,47
7,50	2,05	14,78	3,26	12,79	4,40	10,99	4,98	10,56	5,58	9,81	6,07	9,35

Tabla 7. *Variación en los intervalos de confianza al 90% de la estima de densidad medida en distintos escenarios de esfuerzo de muestreo (Transectos) y de densidad (aves/km²) del corredor sahariano. La variabilidad simulada de la densidad emula la realmente observada en las Islas Canarias orientales (véase la tabla 3). Para cada simulación densidad-esfuerzo de muestreo se han efectuado 1.000 extracciones al azar del número de transectos indicado en la segunda fila de la tabla (2/3 remtr.). Los valores correspondientes a los percentiles 5% (límite inferior: inf) y 95% (límite superior: sup) definen el intervalo de confianza del 90% alrededor de la estima media de densidad indicada en la columna izquierda de la tabla.*

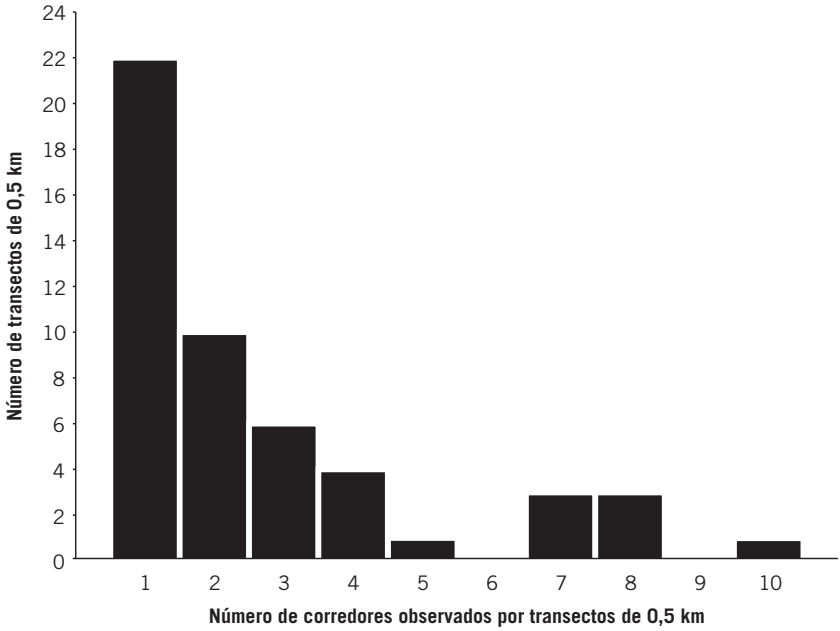


Figura 5. *Distribución del número de corredores observados por transecto de 0,5 km, considerando solamente los 60 transectos en los que la especie fue registrada. Este patrón de distribución de cantidad de aves por transecto fue utilizado en las simulaciones de la tabla 7, para generar distintos valores de densidad media.*

Se simularon 12 valores diferentes de densidad y seis escenarios distintos de esfuerzo de muestreo. Para ello, se «diluyó» la distribución de los 60 valores representados en la figura 5, con distintos números de transectos con valor «0 aves». De este modo se pudieron obtener los valores de densidad media deseados. El número de transectos generados en cada uno de los procesos de simulación, y sobre los que se remuestreó extrayendo al azar el número de transectos deseado que definían el esfuerzo de muestreo, fue 2.500. Sobre esta muestra de 2.500 transectos se extrajo al azar las 2/3 partes de diferentes inversiones en muestreo que venían definidas por 50, 100, 200, 300, 500 y 1.000 transectos. Para ello se ha seguido la misma metodología descrita en el apartado

de *Métodos* de esta monografía: 1.000 procesos de aleatorización-remuestreo, y obtención de los percentiles 5% y 95% para definir el intervalo de confianza del 90% alrededor de la estima media.

La figura 6 ilustra crudamente el problema del poder de resolución de las estimas de densidades (y con ello de los tamaños poblacionales), al trabajar bajo distintos escenarios de densidad y esfuerzo de muestreo en una especie que es muy poco abundante y cuyos conteos suelen repartirse en el espacio de modo agregado (figura 5). En los casos ilustrados en la figura 6 se parte de dos superficies de terreno de 141 km^2 cada una, en las cuales sería posible realizar sin solapamiento 2.500 transectos de 0,5 km de longitud (con anchos de banda eficaz de censo de 56,5 m a ambos lados del recorrido). En una de las dos zonas la densidad sería de 1 corredor/km^2, mientras que en la otra sería de 3 corredores/km^2 (este ejemplo parte del supuesto conocimiento «omnisciente» del investigador que ha creado los datos *ad hoc* mediante procedimientos de simulación). Si se efectuasen sólo 100 ó 300 transectos en cada una de las dos zonas por sitios distintos (repartidos aleatoria o estratificadamente), se prospectaría entre el 4 y el 12% de la superficie total de cada zona. Bajo estas circunstancias, la variedad de las estimas de densidad media (y por tanto del número de individuos multiplicando *densidad* x *superficie*) sería enorme. Por ejemplo, en la zona con 1 corredor/km^2 sería posible obtener valores de densidad tan dispares como 0,5 ó 3,5 corredores/km^2 con un esfuerzo de muestreo de 100 transectos, valores que podrían haberse obtenido del mismo modo en la otra zona con una densidad 3 veces superior de 3 corredores/km^2. Este problema desaparecería al realizar la abrumadora cantidad de 300 transectos en cada una de las dos zonas de estudio. Pero imagine ahora el lector que no se comparan dos zonas diferentes, sino el mismo área muestreada en una determinada fecha y 10 años después. El problema de la interacción entre el esfuerzo de muestreo y la densidad poblacional, y sus consecuencias sobre el poder de resolución de los cambios significativos, tiene el mismo sentido considerando la variación espacial o la temporal.

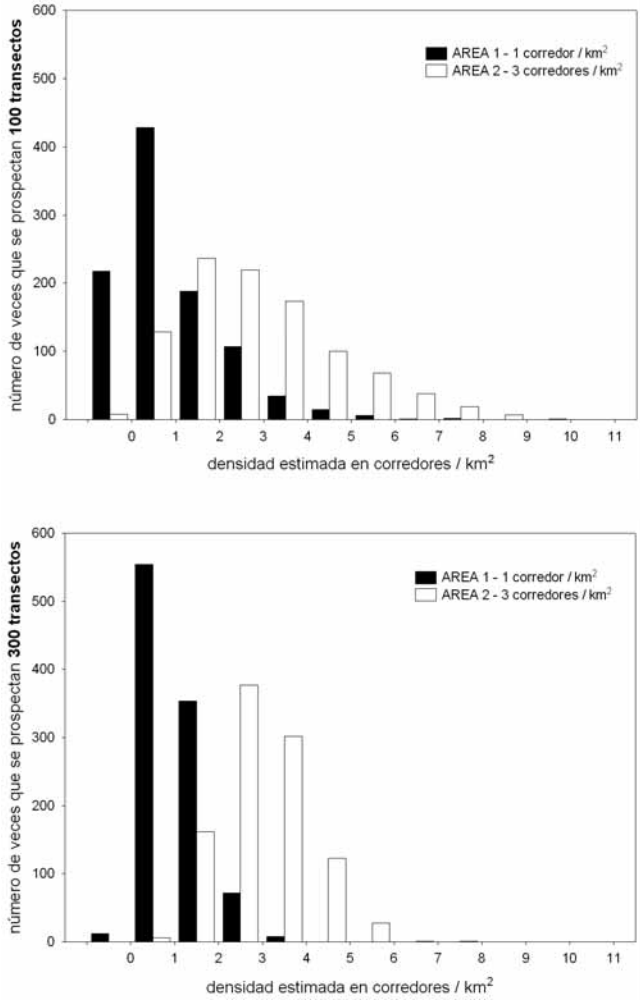


Figura 6. *Variación en las estimas de abundancia del corredor sahariano trabajando en dos áreas diferentes, de 141 km² cada una, con densidades teóricas simuladas «fijas sin variación» de 1 y 3 corredores/km². Se proporcionan dos escenarios distintos de esfuerzo de muestreo: 100 (parte superior) y 300 (parte inferior) transectos 0,5 km. Esta figura supone una representación visual de los datos presentados en la tabla 7. En cada escenario de densidad-esfuerzo de muestreo se han efectuado 1.000 prospecciones diferentes (i.e., intentos distintos de muestrear 100 ó 300 transectos de 0,5 km en dos zonas que difieren en densidad).*

Lo primero que resulta de la tabla 7 es que no es posible obtener diferencias significativas entre diferentes escenarios de densidades poblacionales trabajando con 50 transectos de 0,5 km y procedimientos de aleatorización-remuestreo de 2/3 partes de la muestra original, ¡ni siquiera comparando densidades medias tan diferentes como 0,5 *vs.* 7,5 corredores/km^2! Si el número de transectos efectuados se eleva hasta 100, entonces sólo es posible identificar cambios significativos, a una probabilidad relajada del 90% (i.e., p=0,1), cuando se comparan variaciones espaciales o temporales entre densidades tan distintas como 0,5 *vs.* 6,0 ó 1,0 *vs.* 7,5 aves/km^2; esto es, incrementos de un 650-1.100%, o decrementos del 87-92%. Éste es el motivo por el que la tabla 4 no proporciona los intervalos de confianza de las estimas por áreas geográficas: falta de resolución en la definición de variaciones significativas (en términos estadísticos esto se denomina incremento del error de tipo II: aceptar la hipótesis nula de ausencia de cambio cuando de hecho sí existen variaciones reales).

Si el esfuerzo de muestreo se elevase a 200 transectos de 0,5 km (es decir, 100 km de transectos efectuados en 40 horas y 7 días-persona de trabajo de campo aproximadamente), entonces sería posible identificar tendencias de cambio significativas a p≤0,1 al comparar densidades medias reales de 1 *vs.* 5,0 o de 2,0 *vs.* 7,5 corredores/km^2; esto es, incrementos del 400-275%, o disminuciones del 80-73%. Si la inversión en prospección ascendiese a 500 transectos (250 km efectuados eficazmente en 100 horas a lo largo de 17 días-persona de trabajo de campo), entonces sería factible identificar disminuciones significativas a p≤0,1 contrastando cambios en densidad de aproximadamente 2,0 *vs.* 0,5 o de 3,0 *vs.* 1,0 o de 5,0 *vs.* 2,0 o de 6,0 *vs.* 3,0 corredores/km^2; o sea, disminuciones significativas del 50-75%, mucho más cercanas a los umbrales de descensos utilizados por la UICN, pero indicativos de muy preocupantes problemas de conservación.

Finalmente, si se optase por censar cerca de 1.000 transectos como se ha propuesto en el subapartado anterior *Tamaño poblacional (consideraciones de diseño de muestreo)*, entonces se podrían datar descensos poblacionales del corredor sahariano significativos a p≤0,1 cuando la densidad de un año para otro disminuyese de 1,5 a 0,5 o de 2,4 a 1,2 o de 1,5 a 3 o de 7,5 a aproximadamente 5 corredores/km^2; esto es, disminuciones de un 60-70% si la densidad de partida es media baja (e.g., 1,5 corredores/km^2), o del 40-50% si es alta (>2,5 aves/km^2). Por el contrario, la datación de incrementos significativos a p≤0,1, indicativos de recuperación poblacional, y por tanto de disminución de problemas de conservación, sería mucho más difícil, ya que con 1.000 transectos sólo sería posible pasando de 0,5 a 1,5 o de 0,75 a 2,0 o de 1,2 a 2,4 o de 3,0 a 5,0 corredores/km^2; o sea,

aumentos del 100-200% si las densidades son medias-bajas (0,5 a 1,2 aves/km^2), o del 50-67% si son superiores a 3 aves/km^2.

Ante estos hechos, y teniendo en cuenta la inversión de muestreo utilizada en esta monografía, se considera que sólo es posible datar como significativos descensos o incrementos bastante superiores al 50% si se plantea como mínimo un esfuerzo de muestreo de cerca de 1.000 transectos de 0,5 km, concentrados en las áreas más adecuadas para la especie en las Islas Canarias orientales. Desgraciadamente, aceptar de la comparación de dos estimas promedio consecutivas la existencia de cambios significativos con magnitudes inferiores al 50%, es un ejercicio muy arriesgado y nada recomendable en absoluto, teniendo en cuenta el patrón de distribución-abundancia y la detectabilidad del corredor sahariano, así como el conocimiento académico y las prácticas profesionales habitualmente utilizados en biología de la conservación, estudios de distribución-abundancia de organismos, y sus foros habituales de transmisión del conocimiento (p.e., *Biological Conservation*, *Biodiversity and Conservation*, *Global Ecology and Biogeography*).

© Gustavo Peña

Corredor sahariano en su típica pose de alerta.

Una solución a este problema podría ser seleccionar una serie de poblaciones o áreas control adecuadas para la especie en las que se muestrease regularmente la abundancia del corredor sahariano, para estudiar sus variaciones relativas, entre años y entre zonas. Estas zonas deberían elegirse de entre las de más alta densidad (grupo-1; i.e., máximo ecológico) y las de densidad media (grupo-2; áreas marginales pero en las que potencialmente pudieran acaecer incrementos poblacionales). Cabe asumir que en las zonas marginales sólo aumentaría la densidad de la especie cuando en las áreas de máximo ecológico se alcanzase la máxima densidad posible, rebasándose su capacidad de carga (modelos de distribución libre ideal o despótica; Fretwell, 1972; Tregenza, 1995). Ejemplos de estratos-áreas geográficas del grupo-1 serían Famara-Sóo-Tinajo en Lanzarote, y Castillo Sur y el Jable de Jandía en Fuerteventura. Ejemplos de áreas representativas del grupo-2 serían El Rubicón en Lanzarote y Triquivijate-Tuineje-Lajares-La Oliva en Fuerteventura.

Se recomienda explorar otras propuestas de método de censo, programa de muestreo y definición del esfuerzo de prospección, aunque las alternativas a lo anteriormente presentado deberían poner similar énfasis al aquí desarrollado en relación con los siguientes cuatro hechos clave: (1) detectabilidad de la especie, (2) interacción entre la repetibilidad de las estimas y el esfuerzo de muestreo, (3) probabilidad de resolución de diferencias observadas que sean efectivamente significativas, y (4) tamaño muestral necesario para identificar objetivamente los cambios en las tendencias poblacionales utilizados por la UICN para definir categorías de amenaza.

RESUMEN

Durante los periodos reproductores de 2005 y 2006, se obtuvieron los datos de campo necesarios para poder proporcionar estimas cuantitativas del tamaño poblacional del corredor sahariano en las Islas Canarias orientales (Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa), lo que en la práctica equivale a casi la totalidad de sus efectivos nacionales.

Cinco ornitólogos realizaron 2.142 transectos lineales de 0,5 km repartidos por las tres islas durante la segunda quincena de febrero y el mes de marzo de los dos años. Estos datos permitieron calcular la probabilidad media de detectar al corredor sahariano dentro de sendas bandas de 180 m a cada lado del transecto (32%), y la distancia eficaz de censo (56,5 m a ambos lados del trayecto), un valor imprescindible para calcular densidades poblacionales.

El corredor sahariano es claramente más abundante y común en Fuerteventura que en Lanzarote, y muy escaso en La Graciosa. Las densidades máximas en Fuerteventura superaron los 5 corredores/km^2 (estratos Castillo Sur y Jable de Jandía), mientras que en Lanzarote no superaron las 3 aves/km^2 (máximos de 2-3 aves/km^2 en las áreas contiguas de Famara-Sóo-Tinajo); la densidad en La Graciosa fue muy baja (0,26 corredores/km^2).

El número de individuos estimado es mucho mayor en Fuerteventura (en torno a 1.700) que en Lanzarote (unos 300); en comparación, el número de ejemplares de La Graciosa es muy pequeño (menos de una decena de corredores). Por tanto, la estima del tamaño poblacional para las tres islas en conjunto es de unas 2.000 aves (con una seguridad del 90%, el número de corredores saharianos en las Islas Canarias orientales ha de estar entre 960 y 3.315 aves). Los esfuerzos de conservación se deberían dirigir principalmente a los 531 km^2 definidos por los estratos-áreas geográficas de Jable de Jandía, Castillo Sur, Tuineje, Tindaya, Tefía-Ampuyenta y Triquivijate (en Fuerteventura), y de Famara-Sóo-Tinajo (en Lanzarote) donde se concentra el 84% de la población de la especie en las Islas Canarias orientales.

Aunque no se tiene la absoluta certeza, por carecer de datos previos obtenidos con una metodología equivalente que aporte datos cuantitativos contrastables, es muy probable que la especie haya aumentado globalmente sus efectivos en los últimos 10-15 años tanto en Lanzarote (principalmente) como en Fuerteventura.

Finalmente conviene advertir que, debido a varias características ecológicas del corredor sahariano (bajas densidades poblacionales, escasa detectabilidad, elevado gregarismo) que obligan a aceptar amplios intervalos de confianza en la estima de su abundancia, sólo será posible datar significativamente descensos o incrementos poblacionales superiores al 50% y, además, mediante una considerable inversión en esfuerzo de muestreo. Esta circunstancia habrá de ser cuidadosamente considerada en el futuro para calificar objetivamente su tendencia demográfica.

© Luis Mª Carrascal de la Puente

Hábitat secundario en zonas áridas de suelo compacto y pedregoso con muy poca cobertura de matorral, en el interior de Fuerteventura.

SUMMARY

During the breeding seasons of years 2005 and 2006, the field data required to quantify the population size of the Cream-coloured Courser in the eastern Canary Islands (Fuerteventura, Lanzarote and La Graciosa) were gathered.

Five ornithologists covered 2,142 line-transects of 0.5 km in the three study islands, to calculate: a) the average probability of detecting the Cream-coloured Courser (32%, inside two strips parallel to the line-transect, each one 180 m wide); and b) the effective sampling distance (56.5 m). These measures allowed accurate population densities of the species to be calculated.

The Cream-coloured Courser is more abundant and widespread in Fuerteventura than in Lanzarote, and very scarce in La Graciosa. The maximum densities in Fuerteventura exceed 5 birds/km^2, whereas in Lanzarote they do not reach 3 birds/km^2; in La Graciosa the density was rather low (0.26 birds/km^2).

The estimated number of individuals is much larger in Fuerteventura (c. 1,700) than in Lanzarote (c. 300); in La Graciosa there are fewer than ten birds. Therefore, the total population size is around 2,000 individuals (with a 90% confidence interval ranging from 960 to 3,315 birds). Conservation efforts should be directed at protecting the particular locations (531 km^2) where 84% of the population in the Canary Islands is found.

Although the lack of suitable previous data makes it difficult to draw firm conclusions, most probably the species has undergone a population increase during the last 10-15 years, both in Lanzarote and in Fuerteventura.

Finally, it must be noted that several ecological features of this species (low densities, difficulty of detection, flocking behaviour) constitute serious barriers to obtaining accurate estimates of abundance, making it difficult to record significant population changes lower than 50%. This fact must be carefully considered in future studies which aim to identify demographic trends.

BIBLIOGRAFÍA

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. y Mustoe, S. H. 2000. *Bird census techniques (2nd edition)*. Academic Press. Londres.

Buckland S.T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., Borchers D. L. y Thomas L. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press. Oxford.

Burfield, I. y Van Bommel, F. (Eds.) 2004. *Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International. Cambridge.

Burnham, K. P. y Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoric approach*. Springer-Verlag. Nueva York.

Carrascal, L. M. y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia* 62: 525-540.

Carrascal, L., Seoane, J., Palomino, D., Alonso, C. L. y Lobo, J. 2006 Species-specific features affect the ability of census-derived models to map winter avian distribution. *Ecological Research* 21: 681-691.

Collar, N. J., Crosby, M. J. y Stattersfield, A. J. 1994. *Birds to watch 2*. BirdLife International-Smithsonian Institution Press. Washington D.C.

Craig, R. J. 2006. Endangered species, provincialism, and a continental approach to bird conservation. *Avian Conservation and Ecology* 1(2): 1. [revista *online*; http://www.ace-eco.org/vol1/iss2/art1/].

Cuaron, A. D. y De Grammont, P. C. 2007. Shortcomings of threatened species categorization systems: Reply to soberón and medellín. *Conservation Biology* 21: 1368-1370.

De Juana, E. 2006. *Aves raras de españa. Un catálogo de especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.

Delgado, G. y Naranjo, J. J. 2001. *Conservación de aves esteparias de Gran Canaria y Tenerife*. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. [http://www.gobcan.es/medioambiente/revista/separatas/avesteparias/index.html]según acceso el 08-10-07.

Del Hoyo, J., Elliot, A. y Sargatal, J. (Eds.) 1996. *Hanbook of the birds of the world, Vol. 2*. Lynx Edicions. Barcelona.

Eaton, M. A., Gregory, R. D., Noble, D. G., Robinson, J. A., Hughes, J., Procter, D., Brown, A. F. y Gibbons, D. W. 2005. Regional IUCN red listing: the process as applied to birds in the United Kingdom. *Conservation Biology* 19: 1557-1570.

Emmerson, K. y Lorenzo, J. A. 2003. Corredor Sahariano. *Cursorius cursor*. En: R. Martí, y J. C. Del Moral (Eds.) *Atlas de las aves reproductoras de España*. pp. 246-247. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

Emmerson, K. y Lorenzo, J. A. 2004. Corredor Sahariano. *Cursorius cursor*. En: A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.) *Libro rojo de las aves de España*. pp. 223-225. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. y Herrando, S. (Eds.) 2004. *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions. Barcelona.

Fernández-Palacios, J. M., y Martín J. L. 2001. *Naturaleza de las Islas Canarias*. Publicaciones Turquesa, S. L. Santa Cruz de Tenerife.

Fretwell, S. D. 1972. Populations in a seasonal environment. *Monographs in population biology 5*. Princeton University Press, Princeton. Nueva Jersey.

Gangoso, L., Donázar, J. A., Scholz, S., Palacios, C. J. e Hiraldo, F. 2006. Contradiction in conservation of island ecosystems: Plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 15: 2231-2248.

Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 511-516.

Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. y Rodriguez, J. P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206-1212.

Gaston, K. J. y Blackburn, T. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science. Oxford.

Hellmich, J. 2001. The cream-coloured courser *Cursorius cursor* in the Canary Islands: distribution, numbers and conservation. *Ornithologische Mitteilungen* 53: 8-14.

Keller, V. y Bollmann, K. 2004. From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology* 18: 1636-1644.

Lamoreux, J., Resit Akcakaya, H., Bennun, L., Collar, N. J., Boitani, L., Brackett, D., Brautigam, A., Brooks, T. M., Da Fonseca, G. A. B., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G., Stein, B. A. y Stuart, S. 2003. Value of the IUCN red list. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 214-215.

Lloyd, H., Cahill, A., Jones, M. y Marsden, S. 1998. Estimating bird densities using distance sampling. En: C. Bibby, M. Jones y S. Marsden (Eds.) *Expedition field techniques: bird surveys*. pp. 35-52. Expedition Advisory Centre RGS. Londres.

Lorenzo, J. A. 1996. Corredor Sahariano *Cursorius cursor*. En: F. J. Purroy (Coord.) *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. pp. 182-183. Lynx Edicions. Barcelona.

Manne, L. L., Brooks, T. M. y Pimm, S. L. (1999). The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature* 399: 258-261.

Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.) 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. SEO/BirdLife-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Martín, A., Hernández, E., Nogales, M., Quilis, V., Trujillo, O. y Delgado, G. 1990. *El libro rojo de los vertebrados terrestres de Canarias*. Servicio de publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias. Sta. Cruz de Tenerife.

Martín, A. y Lorenzo, J. A. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna.

Milberg, P. y Tyrberg, T. 1993. Naïve birds and noble savages: A review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography* 16: 229-250.

Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. y Pollock, C. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conservation Biology* 21: 684-696.

O'Grady, J. J., Reed, D. H., Brook, B. W. y Frankham, R. 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118: 513-520.

Palomino, D., Seoane, J., Carrascal, L. M. y Alonso, C. L. 2007. Habitat preferences and population density of the Cream-coloured Courser *Cursorius cursor* in the Canary Islands. *Journal of Arid Environments* (en prensa; doi: 10.1016/j.jaridenv.2007.07.007).

Perrins, C. (Ed.) 1998. *The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM*. Oxford University Press. Oxford.

Pimm, S. L., Jones, H. L. y Diamond, J. M. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.

Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellin, R. A., Master, L. L. y Keith, D. A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 503-507

Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M. L., Haufler, J. B., Raphael, M. G., Wall, W. A., y Samson, F. B. 2002. *Predicting species occurrences. Issues of scale and accuracy*. Island Press. Washington.

Seoane, J., Carrascal, L. M., Alonso, C. L. y Palomino, D. 2005. Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 185: 299-308.

Shirt, D. B. 1983. The avifauna of Fuerteventura and Lanzarote. *Bustard Studies* 1: 57-68.

Soberon, J. y Medellín, R. A. 2007. Categorization systems of threatened species. *Conservation Biology* 21: 1366-1367.

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.

Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.

Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Strindberg, S. 2002. Distance sampling. En: A. H. El Shaarawi y W. W. Piegorsch (Eds.) *Encyclopedia of environmetrics*. pp. 544-552. Wiley and Sons. Chichester.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H. y Bishop, J. R. B. 2004. *Distance 5.0, Release Beta 2.* Research Unit for Wildlife Population Assessment. St. Andrews.

Tobias, R. D. 2003. *An introduction to partial least squares regression.* [http://www.ats.ucla.edu/stat/sas/library/pls.pdf] según acceso el 08-10-07.

Tregenza, T. 1995. Building on the ideal free distribution. *Advances in Ecological Research* 26: 253-307.

Tucker, G. M. y Heath, M. F. (Eds.) 1994. *Birds in Europe: their conservation status.* BirdLife Internacional. Cambridge.

UICN. 2001. *Categorías y criterios de la lista roja de la UICN: Versión 3.1.* IUCN. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. [http://iucn.org/themes/ssc/redlists/RLcats2001booklet.html] según acceso el 08-10-07.

UICN. 2003. *Directrices para emplear los criterios de la lista roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0.* Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. [http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/regionalguidelines.htm] según acceso el 08-10-07.

UICN. 2007. *Cursorius cursor.* En: *2007 IUCN red list of threatened species.* [http://www.iucnredlist.org/search/details.php/49190/all] según acceso el 08-10-07.

Urban, E. K., Fry, C. H. y Keith, S. (Eds.) 1986. *The birds of Africa, Vol. II.* Academic Press. Londres.

Momentos emotivos

Peso ligero, totalmente revestidos de goma y con una ergonomía extraordinaria. Estas son las ventajas más evidentes de los telescopios ATS (visión oblicua) y STS (visión recta). Entre sus valores internos figuran un gran campo de visión con excelente nitidez en los bordes, gran fidelidad al color y sensacional enfoque a corta distancia. El concepto óptico es también impresionante: estructura compacta y con la misma distancia focal en todos los modelos. Su silenciosa rueda de enfoque, de manejo fácil y rápido, completa las excepcionales características de los telescopios terrestres de Swarovski Optik.

SWAROVSKI
OPTIK

Esteller Tel. 936 724 510 - Fax 936 724 511
info@esteller.com - www.esteller.com

www.swarovskioptik.com