



Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

**Master de Investigación en Ingeniería para la Conservación y
Uso Sostenible de Sistemas Forestales**

Fenología migratoria y tiempo de parada del
carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*
Vieillot) en la laguna de La Nava (Palencia)

Alumno: Emigdio Jordán Muñoz Adalia

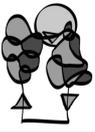
Tutor: Dr. Vittorio Baglione

Junio de 2013



Índice

1. Resumen	1
1.1 Resumen	1
1.2. Abstract	1
2. Introducción	2
2.1. Antecedentes	2
2.2. Hipótesis de partida	4
2.3. Objetivos	4
3. Material y métodos	5
3.1. Área de estudio	5
3.2. Calendario de anillamiento y toma de datos	7
3.3. Análisis de datos	9
3.3.1. Tasas e índices.....	9
3.3.2. Análisis de fenología migratoria	11
3.3.3. Análisis del tiempo de parada	11
4. Resultados	14
4.1. Capturas, tasas e índices	14
4.2. Fenología migratoria.....	17
4.3. Tiempo de parada mínimo y esperado	19
5. Discusión	20
5.1. Fenología migratoria.....	20
5.2. Distribución y número de capturas.....	22
5.3. Duración y efectividad del tiempo de parada	23
5.4. Tasa de retorno	25
5.5. Valoración de la laguna de La Nava como punto de parada	25
6. Conclusiones	27
7. Agradecimientos.....	28
8. Bibliografía	29





1. Resumen

1.1 Resumen

El carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*), es uno de los passeriformes migratorios más amenazados (UICN: Vulnerable) y desconocidos a escala global. Realiza migraciones de más de 5000 km a través de Europa-África empleando puntos de parada centroeuropeos y mediterráneos. Con el presente trabajo, se pretende conocer su fenología y caracterizar la importancia de la laguna de La Nava (norte de España) como punto de parada, así como mejorar la gestión del enclave. Se llevaron a cabo campañas de anillamiento en dicho humedal en el periodo 2000-2008 en las que se capturaron 683 ejemplares. Se obtuvo el índice "Acrola" que apuntó una elevada importancia del enclave en la ruta migratoria. El número de capturas varió con la quincena y descendió a mayores niveles de sequía. Por su parte, la tasa media de engorde diario calculada fue negativa, se detectó un retraso progresivo de la llegada a lo largo de los años y una migración adelantada en los adultos. El tiempo de parada mínimo fue similar al obtenido mediante un modelo CJS, que fue constante. En consecuencia, se observa una fenología similar a la documentada en la ruta más atlántica, así como un estado subóptimo del humedal intensificado por la gestión hidrológica y un posible efecto del Calentamiento Global en la migración postnupcial.

Palabras clave: CJS, migración postnupcial, punto de parada, índice Acrola, Península Ibérica, NAO.

1.2. Abstract

Aquatic warbler (*Acrocephalus paludicola*), is one of the most threatened and poorly known migratory passerine birds in the world (IUCN: Vulnerable). They traverse more than 5000 km through Europe-Africa, choosing European and Mediterranean stopover sites. The aims of this study are investigate migration phenology, know the importance of La Nava wetland (north Spain) like stopover site and improve this protected area management. Ringing campaigns were carried in the wetland out from 2000 to 2008; totally birds captured were 683. We obtained "Acrola" index, which showed a relatively importance of this wetland in migratory route. The number of captures varied depending on fortnights and decreased with drier conditions. Also mean calculated daily fattening rate was negative, first capture delayed was observed over the years and we detected an advance in adult migration. In addition, minimum stopover duration was similar to CJS expected stopover duration, which did not depend on time, year or birds physical condition. As a result, we concluded that migration phenology in la Nava, was very similar to Atlantic migratory route, moreover we detected suboptimal state of wetland worsened by restricted hydrologic management and Global Warming possible effect in autumn migration.

Keywords: CJS, autumn migration, stopover site, Acrola index, Iberia, NAO.



2. Introducción

2.1. Antecedentes

El carricerín cejudo (Passeriformes, *Sylviidae*, *Acrocephalus paludicola* Vieillot 1817), es una de las especies de aves migratorias más amenazadas a nivel mundial (Vulnerable a escala global, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN) (Varela, 2007).

Su área de nidificación se encuentra muy fragmentada y restringida a países del centro-oeste del Paleártico, tales como Ucrania, Bielorrusia, Hungría, Lituania, franja Alemania-Polonia y Letonia (Flade & Lachmann, 2008; Tanneberger *et al.*, 2009a). Los cuarteles de invierno son escasamente conocidos en la actualidad. Cramp & Brooks (1992), Schäffer *et al.* (2006) y Flade *et al.* (2011) citan países del África subsahariana occidental (Mali, Senegal, Gambia, Ghana y Mauritania) como principales puntos de invernada (Figura 1). En consecuencia, el carricerín cejudo es considerado un migrador de larga distancia, debiendo recorrer más de 5000 km en sus desplazamientos prenupciales (primavera) y postnupciales (otoño).

Las estrategias migratorias son asimismo desconocidas, si bien se ha demostrado la relevancia de los diferentes puntos de parada situados en Bélgica, Bulgaria, Irlanda, Francia, Península Ibérica, Marruecos y más infrecuentemente en Argelia y Túnez (Poluda *et al.*, 2012). Conservar eficazmente a una especie migratoria amenazada, pasa por conocer y conservar además de sus hábitats de cría e invernada, las rutas migratorias que sigue y los lugares donde recala para descansar y reponer reservas energéticas antes de proseguir la migración (Flade *et al.*, 2011; Sheehy *et al.*, 2011). En este sentido, cobra una especial relevancia el estudio de dichos enclaves en la Península Ibérica, al ser los últimos lugares donde la especie hace acopio de grasa, antes de cruzar el Mediterráneo y adentrarse en el Sahara (Atienza *et al.*, 2001; Salewski *et al.*, 2013).

A lo largo del siglo XX, la población mundial de la especie sufrió un declive poblacional estimado en un descenso del 95% de sus efectivos. Su población en 2009 se cifraba en 10000-14000 machos territoriales, estando representada el 90% de su población mundial en los territorios de Bielorrusia, este de Polonia y Ucrania, según Tanneberger *et al.* (2009a). Las poblaciones se encuentran fragmentadas y presentan tendencias poblacionales dispares.

El carricerín cejudo habita en humedales poco profundos (15-20 cm de altura de lámina de agua en época de cría, 20-120 cm en invernada, aunque territorios de cría con profundidades >10 cm pueden ser negativamente seleccionados según Tanneberger *et al.* (2008)), poblados por *Carex* spp., *Iris* spp., *Phalaris* spp. o *Phragmites* spp. (incluso sometidos a gestión de corta, quema o pastoreo, fuera de su época de cría), pudiendo seleccionar herbazales higrófilos, tarayales (*Tamarix* spp.) y formaciones arbustivas riparias (*Salix* spp., *Alnus* spp. o *Crataegus* spp., entre otros), tanto de agua dulce como salobre (Poulin *et al.*, 2002; Tanneberger *et al.*, 2009b).

Los principales problemas de conservación para esta especie son, en consecuencia, la degradación de su hábitat (drenado de humedales, vertidos contaminantes, salinización, etc.) y los cambios en el uso del suelo (quemadas incontroladas, pastoreo, cambio de especies cultivadas, etc.) (Flade & Lachmann, 2008).

Su alimentación se compone de una gran diversidad de artrópodos (dípteros, áfidos, odonatos, coleópteros, lepidópteros y arácnidos, entre otros) que atrapa al vuelo y escalando por la vegetación palustre (Kerbiriou & Bargain, 2009).

Su estrategia reproductiva ha sido escasamente investigada. Se considera un sistema mixto entre la poliginia y la promiscuidad. No forma verdaderas colonias, pero los territorios de ambos sexos pueden solaparse, incluso varios ejemplares de un mismo sexo pueden compartir territorio de cría (tamaño mínimo estimado: 3,5-4,5 ha en machos y 0,6-1,5 ha en hembras). El nido se instala en los tallos de la vegetación y alberga 4-6 huevos durante 12-15 días de incubación. Este proceso, así como la crianza de la descendencia (14-15 días) es desarrollado enteramente por la hembra. Se estima que el éxito reproductor medio es del 80% (Cramp & Brooks, 1992; Dyrzcz & Zdunek, 1993).

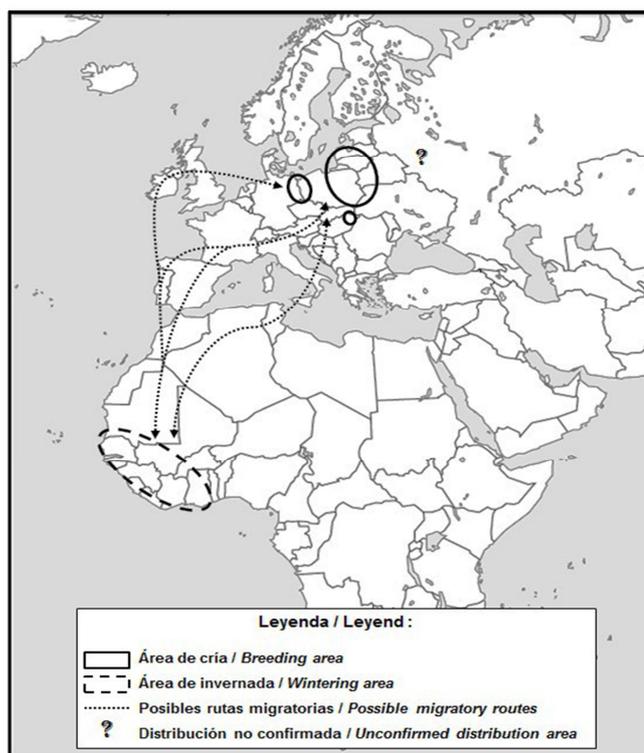


Figura 1. Distribución mundial del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*).

Figure 1. Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*) distribution range.



2.2. Hipótesis de partida

Una vez conocida toda la información referente a los condicionantes ecológicos de la especie objeto de estudio, se elaboraron las siguientes hipótesis de trabajo:

H1: “La edad y el estado físico de los ejemplares de *Acrocephalus paludicola* condicionan la fenología y la duración de los tiempos de parada durante la migración postnupcial”.

H2: “Los humedales de interior de la Península Ibérica, tales como la laguna de la Nava, desempeñan un importante papel ecológico en la estrategia migratoria de *Acrocephalus paludicola*”.

H3: “Los cambios en determinados parámetros ambientales en los enclaves de parada, hacen variar de forma significativa la fenología migratoria de *A. paludicola*, durante su migración postnupcial”.

2.3. Objetivos

- Describir la fenología migratoria del carricerín cejudo en La Nava, a fin de aportar conocimiento científico sobre esta especie globalmente amenazada.
- Determinar el tiempo de parada del carricerín cejudo, analizando posibles variaciones del mismo a lo largo del tiempo y en función de variables biológicas.
- Estimar la importancia relativa de este enclave en la ruta migratoria de la especie, atendiendo a índices específicos y a variaciones en el estado físico de los ejemplares.
- Desarrollar, en base a los resultados obtenidos, recomendaciones de gestión que permitan compatibilizar los usos tradicionales del humedal con la conservación de la especie objeto de estudio.

3. Material y métodos

3.1. Área de estudio

El área de estudio se situó en la laguna de La Nava (Palencia, Norte de España. UTM: 354534 X; 4658719 Y. Figura 2). El clima local corresponde al tipo Semiárido según el índice de Emberguer (valor del índice: $Q = 49,67$). Los inviernos son fríos y secos, mientras que los veranos son extremadamente cálidos y secos (Temperatura media anual: $11,7^{\circ}$, Temperatura media de las mínimas: $6,2^{\circ}$ C, Temperatura media de las máximas: $17,3^{\circ}$ C, Precipitación anual: 412 mm) (Gómez, 2006; Rivas-Martínez, 2009).

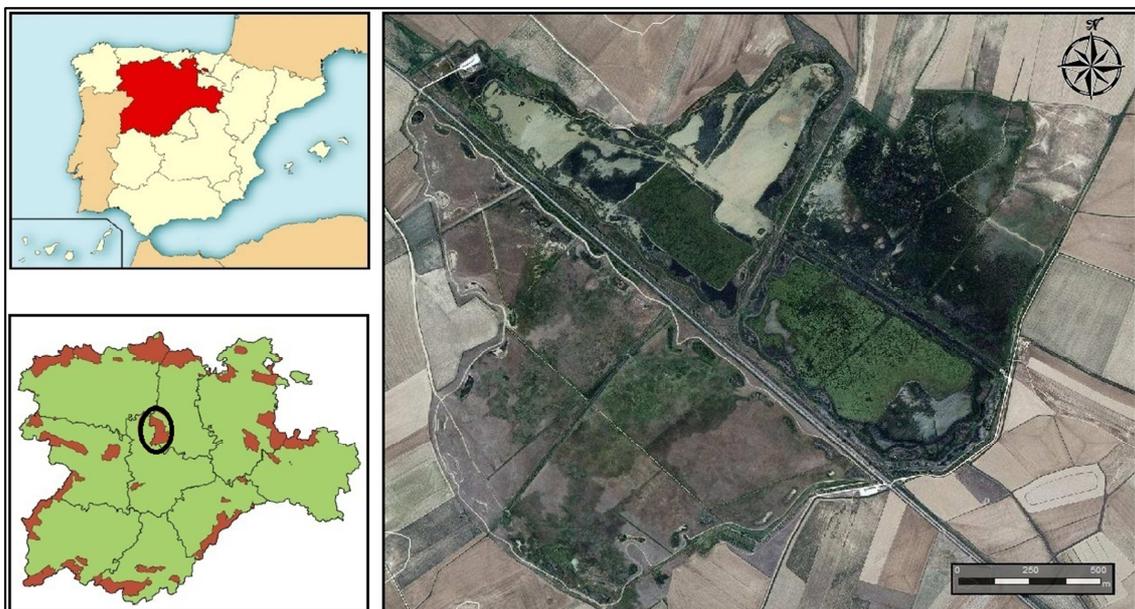


Figura 2. Localización de la laguna de La Nava. El mapa de Castilla y León muestra sombreados los Espacios Naturales del Catálogo Autonómico. Fuente de los datos: Junta de Castilla y León (2003); IGN (2012).

Figure 2. La Nava wetland location map. Protected areas in Castilla y Leon are shaded. Sources: Junta de Castilla y León (2003); IGN (2012).

El humedal se asienta sobre compuestos arcillosos de illita y pequeñas formaciones de caolinita, intercaladas con gravas y arenas (Gómez, 2006), en un rango altitudinal de 740 y 800 m sobre el nivel del mar. La laguna cuenta con un fuerte carácter estacional, habiendo llegado a ocupar en el pasado más de 2000 ha. Diferentes proyectos de drenado terminaron con la desecación casi total del sistema lagunar en la década de los 60 del siglo XX (Jubete, 2004).



En 1990, se acometió un proyecto de restauración, financiado por la Unión Europea y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León (Junta de Castilla y León, 2003), que permitió recuperar buena parte de la superficie inundada (Tabla 1).

Tabla 1. Datos generales de la laguna de La Nava. Fuente de los datos: Junta de Castilla y León (2003); Jubete (2004); Gómez (2006); Confederación Hidrográfica del Duero (datos no publicados).

Table 1. General data of La Nava wetlands. Sources: Junta de Castilla y León (2003); Jubete (2004); Gómez (2006); Confederación Hidrográfica del Duero (unpublished data).

Parámetro	Valor
Superficie Espacio Natural	56598 ha
Superficie inundada original	2200 ha (5000 ha)
Superficie inundada (1990)	60 ha
Superficie inundada (2004)	400 ha
Profundidad media de la lámina de agua	0,35 m
Profundidad media de la lámina en otoño-invierno	0,41 m
Profundidad media de la lámina en primavera-verano	0,24 m

Actualmente la laguna se mantiene gracias a una gestión hidrológica que pretende imitar los ciclos naturales de inundación invernal y desecación estival, mediante aportes hídricos en otoño y primavera procedentes del Canal de Castilla. El volumen real de agua trasvasado es desconocido, pues no existe un registro anual. Dichos aportes se realizan a través de la canalización del río Retortillo y se unen a los que de forma marginal realizan los acuíferos, los excedentes de riego y las precipitaciones (Gómez, 2006; Junta de Castilla y León, 2010).

Las inmediaciones de la zona inundada, están ocupadas por cultivos cerealistas y pastizales mediterráneos, aprovechados a diente por ganado ovino. Dentro del perímetro de la laguna se desarrolla una vegetación riparia y halófitas muy diversa representada por especies como la juncia (*Carex divisa* Huds.) o el junco palustre (*Eleocharis palustris* (L.) Roem. y Schult.). En menor proporción aparecen la juncia marítima (*Bolboschoenus maritimus* (Asch.) Palla), la espadaña (*Typha domingensis* Pers.) y el junco florido (*Butomus umbellatus* L.) (Jubete, 2004).

Según el citado autor también es posible encontrar formaciones del alga *Chara oedophylla* Feld. y la macrófita acuática *Zannichellia obtusifolia* Talavera, García-Murillo y Smith, ocupando áreas inundadas de forma puntual y dispersa.



La zona de estudio cuenta con una gran diversidad animal tanto vertebrada como invertebrada, si bien el grupo faunístico más ampliamente representado en La Nava es el de las aves. Destacan las más de 40 especies de passeriformes, tanto migratorias como sedentarias, incluyendo cuatro especies del género *Acrocephalus* (*A. schoenobaneus*, *A. arundinaceus*, *A. scirpaceus* y *A. paludicola*), además de grandes congregaciones invernales de ánsares comunes (*Anser anser* L.), colonias de avefría (*Vanellus vanellus* L.), avutardas (*Otis tarda* L.) (8% de su población en Castilla y León), más de 30 parejas de cernícalo primilla (*Falco naumanni* Fleischer) y más de 40 parejas de aguilucho cenizo (*Circus pygargus* L.) entre otras muchas especies (De Juana & Varela, 2005; Gómez, 2006).

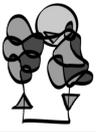
El paraje cuenta con numerosas figuras de protección, entre las que destacan su inclusión en el Catálogo de Zonas Húmedas y el Plan de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León, las declaraciones de Lugar de Interés Comunitario (LIC), Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y sitio Ramsar.

3.2. Calendario de anillamiento y toma de datos

Las jornadas de anillamiento se realizaron entre el 15 de julio y el 17 de octubre, durante el período de tiempo comprendido entre 2000 y 2008. Las prospecciones fueron diarias y tuvieron lugar en dos turnos de 4-5 horas (4:30 h-9:30 h y 16:00 h-20:00 h).

Para el anillamiento de las aves, se emplearon redes de niebla con paño de nylon de 2,5 m de altura, dividido en cinco segmentos o bolsas, con luz de malla de 16 mm (Zumalcárregui *et al.*, 2010). El paño inferior se colocó a 5 cm del suelo (20 cm en caso de estar la red ubicada sobre la lámina de agua). El número de redes instaladas fue variable, estando el máximo en 25 redes (Rodríguez *et al.*, 2004) numeradas y agrupadas en cuatro puntos de muestreo (Cantarranas, El Prado, La Colada y La Cogolla) tal y como recoge la Figura 3.

Las rondas de revisión de las redes fueron horarias. Las aves capturadas en las redes fueron transportadas a la estación principal de anillamiento, donde se procedió a colocar una anilla metálica codificada según las recomendaciones de Calderón & Garrido (1999).



Los ejemplares fueron registrados en base a la lectura de su anilla y de forma previa a su liberación, se tomaron los siguientes datos: a) fecha y hora, b) tipo de captura (inicial o recaptura), c) número de red, d) anillador, e) sexo, en los casos en que fue posible realizar dicha determinación, f) edad según baremo establecido por Rodríguez *et al.* (2004) (código alfanumérico que separa ejemplares por años de edad, distinguiendo si la edad exacta es conocida o desconocida), g) estado de la muda según Rodríguez *et al.* (2004) (combinaciones de código alfanumérico detallado para cuerpo, estado del proceso de muda y primarias), h) medida del ala mediante cuerda máxima en milímetros según Bairlein (1995), i) longitud de la 8ª primaria con cinta métrica, en milímetros, j) peso con balanza electrónica, en gramos, k) cantidad de grasa según Bairlein (1995) (escala cualitativa 0-8; 0 significa sin grasa aparente y 8 todo el cuerpo cubierto de grasa), l) cantidad de músculo según Bairlein (1995) (escala cualitativa 0-3; 0 significa quilla muy marcada y 3 musculatura muy desarrollada), m) estado de la placa incubatriz según Bairlein (1995) (0 sin placa, 1-4 placa en diferentes estadios de desarrollo, 5 plumaje creciendo en la placa) y n) observaciones.



Figura 3. Disposición de las redes de niebla en la laguna de La Nava.

Figure 3. Mistnets location in La Nava wetland.



3.3. Análisis de datos

Todas las regresiones lineales múltiples (MLRs) del estudio, se realizaron empleando *software* R (R Development Core Team, 2011). Como medida de selección del modelo definitivo en cada caso, se recurrió a los criterios de información de Akaike (AIC; Anderson, 2008), incluyendo el número de variables que aseguró un menor valor AIC.

3.3.1. Tasas e índices

Inicialmente, se calculó la tasa de recaptura para la zona de estudio (obtenida como porcentaje de individuos recapturados, sobre el total de capturas), así como la tasa de retorno (obtenida como porcentaje de individuos recapturados en años posteriores a su primera captura, sobre el número de capturas totales) (Nur *et al.*, 1999). Todas las tasas e índices se obtuvieron de forma anual.

Con el objetivo de detectar y explicar tendencias en la cantidad de capturas a lo largo del periodo de estudio, se realizó una MLR que tomó como variables explicativas el año, la quincena de muestreo (periodo 15/07-30/09) y la gestión desarrollada en la laguna (nivel de inundación mensual de la laguna en escala 1-4; 1 significó altura de lámina de agua 5-20 cm y 4 laguna totalmente seca), así como la precipitación acumulada en la quincena. Además, se introdujo en el modelo el índice de Oscilación del Atlántico Norte (NAO), obtenido como la diferencia de presiones normalizadas a nivel del mar entre Reykjavík y Gibraltar (Osborn, 2013). Se tomaron sus valores mensuales y del mes previo, puesto que se ha documentado el efecto de las situaciones atmosféricas representadas por este índice, en la fenología migratoria de especies paseriformes, con rutas tanto de media como de larga distancia (Zalakevicius *et al.*, 2006; McMinowski & Root, 2007), si bien su efecto ha sido escasamente estudiado en migraciones postnupciales.

Los datos de precipitación, así como todos los datos climáticos empleados, fueron obtenidos de la base de datos InfoRiego (Junta de Castilla y León & ITACYL, 2012) para las estaciones termopluviométricas de Fuentes de Nava y Monzón de Campos (Palencia), cercanas al área de trabajo.

A continuación, se calculó la carga de grasa absoluta (F) para los individuos capturados (ecuación 1). Atendiendo a las recapturas, se calculó la tasa diaria de engorde (E) (ecuación 2).



Ecuación 1. $F = m_c - m_0$

Ecuación 2. $E = (m_r - m_c) / s$

Siendo:

m_c = peso en gramos del ejemplar en la captura.

m_0 = peso en gramos del ejemplar asumiendo ausencia total de grasa.

m_r = peso en gramos del ejemplar en la última recaptura.

s = periodo en días entre la primera captura y la última recaptura (periodo de estancia).

Para caracterizar el valor teórico m_0 , se seleccionó el peso mínimo de entre todas las aves capturadas en La Nava, durante el periodo de estudio (Neto *et al.*, 2010).

De forma adicional, se investigó mediante una MLR, la correlación de la tasa diaria de engorde (E) con las variables fecha juliana de captura, año de estudio (Schaub & Jenni, 2000) e índice de Condición Física (CI; peso del ave en gramos en la captura, entre longitud de ala en milímetros según Ktitorov *et al.* (2010)). También se incluyeron en el modelo la cantidad de músculo y grasa del ejemplar en captura y en recaptura (Bairlein, 1995), la gestión del hábitat según el baremo antes indicado, la precipitación media anual, estival y del periodo de estancia (s), la duración de dicho periodo en días, así como la velocidad media del viento nocturno y diurno durante el periodo de estancia (Schaub *et al.*, 2004).

Con la finalidad de estimar el grado de relevancia del área de estudio en la ruta migratoria del carricerín cejudo, se calculó el índice “Acrola” (Julliard *et al.*, 2006). Dicho índice, se obtuvo como porcentaje del número anual de capturas de carricerín cejudo entre el número anual de capturas de *Acrocephalus* spp. El valor “Acrola” obtenido, aporta una información orientativa, si bien reduce los posibles sesgos derivados de esfuerzos de muestreo inconstantes o de abundancias muy bajas de la especie estudiada (Neto *et al.*, 2010; Arizaga *et al.*, 2011).

Como últimos indicadores, se calcularon el índice de duración de vuelo (T, ecuación 3) y el índice de rango de vuelo (Y, ecuación 4) desarrollados por Delingat *et al.* (2008).

Ecuación 3. $T = 100 \times \text{Ln}(1 + f)$

f (carga de grasa relativa) = $(m_c - m_0) / m_0$



Ecuación 4. $Y = 100 \times U \times \ln(1 + f)$

f (carga de grasa relativa) = $(m_c - m_0) / m_0$

Siendo:

m_c = peso en gramos del ejemplar en la captura.

m_0 = peso en gramos del ejemplar asumiendo ausencia total de grasa.

U = velocidad del viento en la captura (km/h).

3.3.2. Análisis de fenología migratoria

Se realizó un análisis exploratorio de la fenología por edades a lo largo de todo el periodo de muestreo, detallando anualmente la fecha de captura más temprana y más tardía, así como la jornada en la que se realizó un mayor número de capturas (fecha de captura máxima) y la jornada de captura media (calculada como la media de la distribución de fechas de capturas, siendo la abundancia el número de capturas diarias) (Atienza *et al.*, 2001; Kozłowska *et al.*, 2009).

Con el objetivo de profundizar en el análisis de la fenología migratoria, se elaboró una MLR, en la que la variable respuesta fue la fecha juliana de la primera captura, tomando como variables explicativas el año de estudio y la edad, así como la precipitación estival y anual. Se incorporaron también los valores del índice NAO mensuales y del mes previo, debido a que Zalakevicius *et al.* (2006) y McMinowski & Root (2007) encontraron correlación entre variaciones del índice y alteraciones en las fechas de llegada a las zonas de cría, para paseriformes migratorios de larga distancia.

3.3.3. Análisis del tiempo de parada

En primer lugar, se calculó el tiempo de parada mínimo, obtenido como el número de días transcurridos, entre la captura y la última recaptura de cada ejemplar (Schaub *et al.*, 2001; Rguibi-Idrissi *et al.*, 2003), lo cual coincide con el parámetro periodo de estancia (s), anteriormente mencionado.

Esta estimación, provee únicamente de un valor preliminar del tiempo de parada. La causa es que, atendiendo a esta metodología de cálculo, se asume que el tiempo de permanencia del ave en el área de estudio, de forma previa a la primera captura y posterior a la última recaptura, es despreciable. Otra fuente de incertidumbre es el hecho de que para el cálculo del tiempo de parada mínimo, solo se tengan en cuenta



los ejemplares recapturados, eliminando del análisis aquellos ejemplares capturados en una única ocasión, que generalmente suelen suponer la mayor parte de la población migrante (Chernetsov, 2012). Por estos motivos, es frecuente que los valores obtenidos para el tiempo de parada mínimo (s) y el esperado (S) no coincidan, estando el tiempo de parada mínimo infraestimado en la mayoría de los casos (Schaub & Jenni, 2001; Chernetsov, 2012).

Para la estimación del tiempo de parada esperado (S), se empleó la metodología descrita por Schaub *et al.* (2001), basada en la utilización de un modelo Comarck-Jolly-Seber (CJS) implementado en el *software* específico MARK 7.0 (White & Burnham, 1999), desarrollado por la Universidad de Colorado (EE.UU.). El modelo CJS establece una probabilidad de captura (p) para los ejemplares en la zona de estudio en el evento de captura (i), así como una probabilidad de supervivencia aparente posterior a la captura (ϕ) y reclutamiento previo a la misma (γ) (Lebreton *et al.*, 1992; Schaub & Jenni, 2001). La probabilidad de supervivencia aparente es, a su vez, producto de la probabilidad real de supervivencia (ϕ^*) y la probabilidad de permanecer en la zona entre captura y recaptura (ϕ^{**}), no obstante, para periodos de estancias cortos, Schaub *et al.* (2001) proponen asumir un valor contante de 1 para ϕ^* .

En la actualidad, algunos investigadores como Bayly & Rumsey (2007), Chernetsov *et al.* (2007) y Chernetsov (2010) recomiendan prescindir de la probabilidad de reclutamiento (γ), atendiendo a que valorar este aspecto provoca sesgos derivados de no considerar las aves que, habiendo llegado al área de estudio de forma previa al evento de captura i, lo abandonan antes de poder ser capturadas.

Una vez obtenidas las estimas de p y ϕ , es posible calcular el valor en días de estancia esperada (S), mediante la ecuación 5 (Schaub *et al.*, 2001; Rguibi-Idrissi *et al.*, 2003).

Ecuación 5. **S = -1 / Ln ϕ**

Siendo:

ϕ : probabilidad de supervivencia aparente.

En primer lugar, se transformó el historial de capturas de cada ejemplar en una sucesión binomial 01 (0: no capturado, 1: capturado) para todo el periodo de estudio (78 días consecutivos). La reducida tasa de retorno obtenida, obligó a tratar a las aves recapturadas a lo largo de varios años, como historiales de captura independientes.



De la misma forma, el escaso número de recapturas registrado permitió únicamente la elaboración de un modelo CJS compuesto por las variables año y CI.

Inicialmente se realizó un test de bondad del ajuste (GOF) por tablas de contingencia (Tavecchia *et al.*, 2008) a través del *software* U CARE 2.3.2. (Choquet *et al.*, 2009), para comprobar la adecuación de los datos al modelo de referencia (p y ϕ dependientes del tiempo). A continuación, se probaron distintas alternativas del modelo, tomando diferentes valores de p y ϕ (constantes, dependientes del año, dependientes de CI, dependientes de la interacción entre año y CI y combinaciones de estos). El modelo definitivo se seleccionó en base a su valor de AIC. Finalmente, se compararon los resultados originados por el modelo, con los obtenidos mediante el cálculo del tiempo de parada mínimo (s).



4. Resultados

4.1. Capturas, tasas e índices

Para el periodo de tiempo estudiado, se obtuvieron un total de 683 capturas de *A. paludicola*, de las cuales, 91 fueron recapturadas. La distribución de sexos fue muy desigual (2,48% machos, 9,51% hembras y 87,99% sexo indeterminado). Si se atiende a la edad, ambas clases estuvieron ampliamente representadas (56,95% juveniles y 43,04% adultos) (Tabla 2).

Tabla 2. Número de capturas y recapturas ([]) de carricerín cejudo en función de sexo y edad.

Table 2. Count of Aquatic Warbler captures and recaptures ([]) by sex and age.

Año	Sexo			Edad	
	Macho	Hembra	Indeterminado	Juvenil	Adulto
2000	0[0]	14[0]	175[21]	126[18]	63[3]
2001	0[0]	7[1]	111[17]	70[14]	48[4]
2002	0[0]	9[0]	128[21]	75[11]	62[10]
2003	1[0]	3[1]	25[4]	15[2]	14[3]
2004	14[0]	8[1]	18[2]	9[1]	31[2]
2005	0[0]	6[1]	37[8]	21[5]	22[4]
2006	0[0]	6[0]	35[5]	21[3]	20[2]
2007	1[0]	7[2]	42[3]	33[2]	17[3]
2008	1[0]	5[0]	30[4]	19[3]	17[1]
Total	17[0]	65[6]	601[85]	389[59]	294[32]

La MLR obtenida para las capturas, no mostró diferencias significativas entre los niveles de gestión 1 (5-20 cm de profundidad) y 2 (0-5 cm de profundidad) ($t = 1,23$; grados de libertad (df) = 3; p-valor = 0,22). Sin embargo, la cantidad de capturas descendió significativamente respecto del nivel de referencia 1, para los niveles de gestión más restrictivos (3, humedad superficial: $t = -2,30$; df = 3; p-valor = 0,02 y 4, laguna seca: $t = -3,26$; df = 3; p-valor = $< 0,01$) (Figura 4A. Anexo).

También se encontraron variaciones significativas en el número de capturas en función de la quincena. La cantidad de ejemplares capturados, fue superior en todas las quincenas respecto de la referencia (15-31/07). El periodo quincenal con mayor número de capturas fue 16-31/08 ($t = 6,74$; df = 4; p-valor = $< 0,01$), seguido de 1-15/08 ($t = 5,23$; df = 4; p-valor = $< 0,01$), mayor a su vez que 1-15/09 ($t = 3,64$; df = 4; p-valor = $< 0,01$), el cual contó con mayor número de aves capturadas que 16-30/09 ($t = 2,99$; df = 4; p-valor = $< 0,01$) (Figura 4B. Anexo).



El número de capturas aumentó con valores elevados y positivos del índice NAO mensual. Si bien dicho incremento no fue significativo, obtuvo un p-valor cercano al límite de la significación ($t = 1,86$; $df = 1$; $p\text{-valor} = 0,06$), mejorando además el AIC del modelo (221,10). Las variables año, precipitación de la quincena e índice NAO del mes previo, no resultaron significativas y empeoraron el valor AIC del modelo.

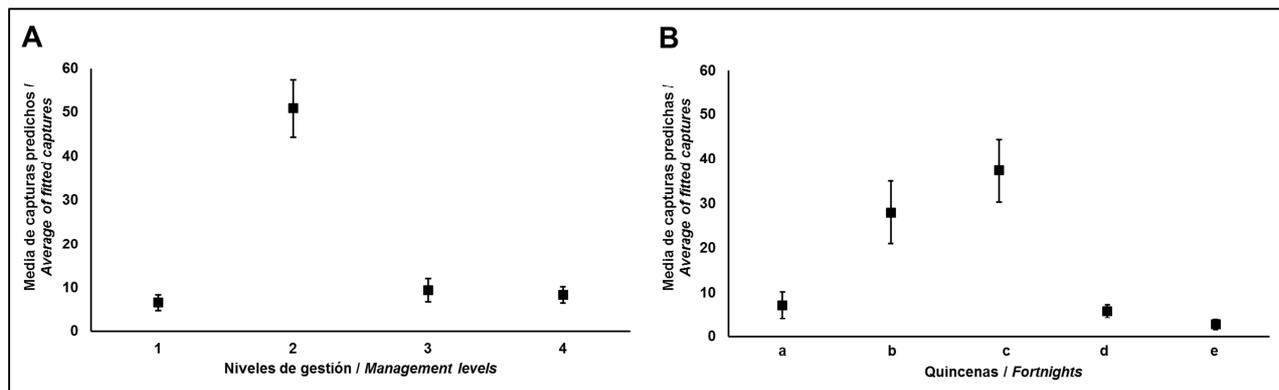


Figura 4. Valores medios predichos de la MLR de capturas frente a variables explicativas. **A:** Media de capturas predicha frente a niveles de gestión \pm SE. **B:** Media de capturas predicha frente a quincenas (a (15-31/07), b (1-15/08), c (16-31/08), d (1-15/09), e (16-30/09)) \pm SE.

Figure 4. Capture MLR fitted values plotted against for explicative variables. **A:** Average of fitted captures plotted against for management levels \pm SE. **B:** Average of fitted captures plotted against for fortnights (a (15-31/07), b (1-15/08), c (16-31/08), d (1-15/09), e (16-30/09)) \pm SE.

En cuanto a las tasas, destaca la relativamente constante tasa de recaptura, si bien la tasa de retorno resultó muy baja de forma general (Tabla 3). El valor de referencia (m_0) para todo el periodo de estudio, fue de 9,10 g, procedente de un ejemplar capturado en 2008. Con este valor, se obtuvo la carga de grasa absoluta (F) de forma anual, la cual se mantuvo relativamente constante a lo largo del estudio. La tasa diaria de engorde (E) resultó negativa todos los años a excepción de 2007.

La MLR desarrollada para explicar las correlaciones de la tasa diaria de engorde con variables fisiológicas y ambientales, permitió detectar un decrecimiento significativo de la tasa a medida que aumentó el índice de Condición Física (CI) inicial de los ejemplares ($t = -3,44$; $df = 1$; $p\text{-valor} = < 0,01$). La tasa de engorde (E), mostró una tendencia creciente y altamente significativa conforme se incrementó la duración del tiempo de estancia (s) ($t = 2,96$; $df = 1$; $p\text{-valor} = < 0,01$) (Figuras 5A y 5B. Anexo).

La fecha juliana de primera captura, mostró correlación positiva, si bien no resultó significativa ($t = 1,51$; $df = 1$; $p\text{-valor} = 0,13$). La eliminación de dicha variable hubiese



aumentado el valor AIC del modelo (-128,24), por lo que se incluyó como variable explicativa. El resto de variables fisiológicas y ambientales no mostraron significación y tampoco mejoraron el AIC del modelo.

Tabla 3. Tasas calculadas para el carricerín cejudo en la laguna de La Nava (años 2000-2008). SE: Error estándar.

Table 3. Obtained rates for Aquatic warbler in La Nava wetland (years 2000-2008). SE: Standard error.

Año	Tasa de recaptura (%)	Tasa de retorno (%)	Carga de grasa (F) (g) ± SE	Tasa diaria de engorde (E) (g/día) ± SE
2000	11,11	-	2,29 ± 0,10	-0,03 ± 0,09
2001	15,25	2,54	2,23 ± 0,11	-0,03 ± 0,13
2002	15,33	1,46	2,52 ± 0,12	-0,15 ± 0,10
2003	17,24	3,45	2,02 ± 0,23	-0,28 ± 0,10
2004	7,50	2,50	2,77 ± 0,22	-0,13 ± 0,03
2005	20,93	4,65	2,27 ± 0,17	-0,14 ± 0,16
2006	12,20	0,00	2,02 ± 0,12	-0,34 ± 0,32
2007	10,00	2,00	1,92 ± 0,20	0,06 ± 0,02
2008	11,11	5,56	2,44 ± 0,26	-0,43 ± 0,47
Media ± SE	13,41 ± 1,37	2,77 ± 0,58	2,27 ± 0,17	-0,16 ± 0,16

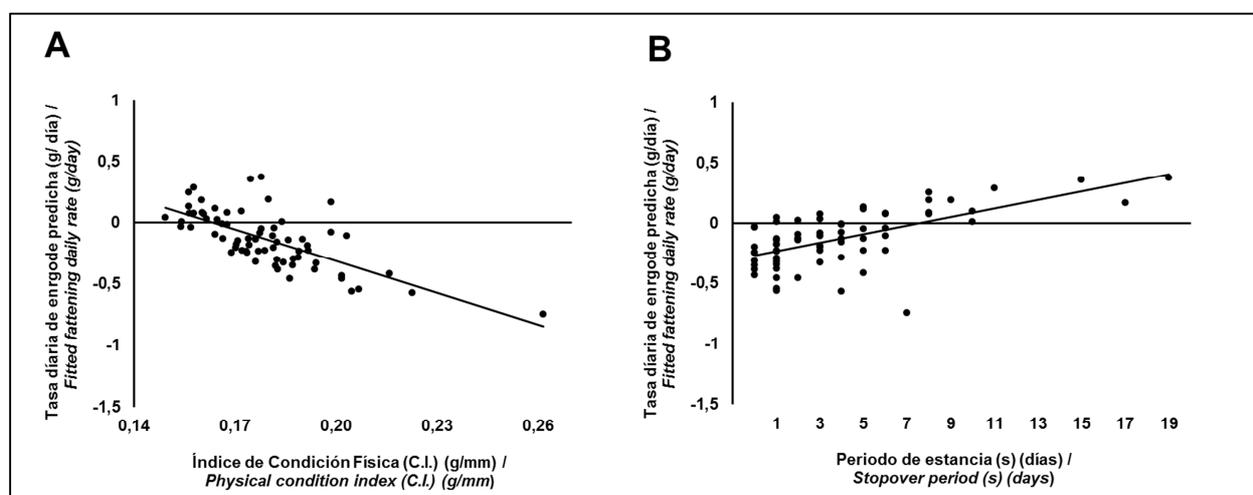


Figura 5. Valores medios predichos de la MLR de tasa de engorde diaria (E) frente a variables explicativas. **A:** Tasa diaria de engorde predicha frente a CI ± SE. **B:** Tasa diaria de engorde predicha frente a periodo de estancia ± SE.

Figure 5. Fattening daily rate (E) MLR fitted values plotted against for explicative variables. **A:** Fitted fattening daily rate plotted against for CI ± SE. **B:** Fitted fattening daily rate plotted against for stopover period ± SE.

Respecto de los índices calculados, los resultados del índice “Acrola” a lo largo del periodo de estudio se muestran en la Tabla 4.



Para la elaboración de los índices de duración de vuelo (T) y de rango de vuelo (Y) (Tabla 4) se recurrió al peso inicial de los ejemplares y el peso de referencia m_0 , empleando en concreto para el índice Y la velocidad del viento nocturno, tomada de las estaciones meteorológicas anteriormente referenciadas.

Tabla 4. Índices calculados para el carricerín cejudo en la laguna de La Nava (años 2000-2008). SE: Error estándar.

Table 4. Obtained index for Aquatic warbler in La Nava wetland (years 2000-2008). SE: Standard error.

Año	Índice "Acrola" (%)	Índice de duración de vuelo (T) (h) \pm SE	Índice de rango de vuelo (Y) (km) \pm SE
2000	13,67	21,78 \pm 0,83	105,42 \pm 6,39
2001	9,48	21,51 \pm 0,90	101,10 \pm 6,20
2002	7,44	23,78 \pm 0,99	138,17 \pm 8,28
2003	1,57	19,56 \pm 1,92	113,11 \pm 13,97
2004	2,83	26,01 \pm 1,73	118,17 \pm 10,03
2005	2,56	21,85 \pm 1,45	165,22 \pm 16,40
2006	2,10	19,84 \pm 1,09	105,20 \pm 8,94
2007	3,31	18,52 \pm 1,58	90,10 \pm 11,15
2008	4,67	22,98 \pm 2,12	102,80 \pm 13,68
Media \pm SE	5,29 \pm 1,36	21,75 \pm 1,40	115,47 \pm 10,56

4.2. Fenología migratoria

El análisis de la fenología permitió extraer valores de referencia para el paso migratorio de la especie, el cual se prolongó desde la segunda quincena de julio hasta finales del mes de septiembre, con un máximo de capturas generalmente ubicado en la segunda quincena de agosto (Tabla 5). Se detectó asimismo un descenso en el tamaño de población migrante a lo largo del periodo de estudio (Figura 6).

Tabla 5. Valores de fenología migratoria de *A. paludicola* en La Nava (años 2000-2008).

Table 5. Migration phenology values for *A. paludicola* in La Nava wetland (years 2000-2008).

Año	Primera captura	Captura media	Captura máxima	Última captura
2000	19 julio	17 agosto	15 agosto	12 septiembre
2001	26 julio	18 agosto	20 agosto	13 septiembre
2002	17 julio	14 agosto	17 agosto	25 septiembre
2003	7 agosto	20 agosto	19 y 23 agosto	29 septiembre
2004	28 julio	16 agosto	14 agosto	27 septiembre
2005	30 julio	22 agosto	8 agosto	30 septiembre
2006	26 julio	21 agosto	24 agosto	28 septiembre
2007	31 julio	21 agosto	28 agosto	15 septiembre
2008	2 agosto	20 agosto	21 agosto	19 septiembre



Finalmente, se obtuvo una MLR que explicó la fenología migratoria de la especie. Se detectó un incremento significativo de la fecha juliana de primera captura a lo largo de los años de estudio ($t = 2,37$; $df = 1$; p -valor = $0,01$). Además, se observó una distribución desigual de las edades a lo largo del periodo migratorio (Figura 6), estando la fecha de primera captura de los adultos adelantada de forma significativa respecto de los juveniles ($t = 11,34$; $df = 1$; p -valor = $< 0,01$) (Figuras 7A y 7B. Anexo).

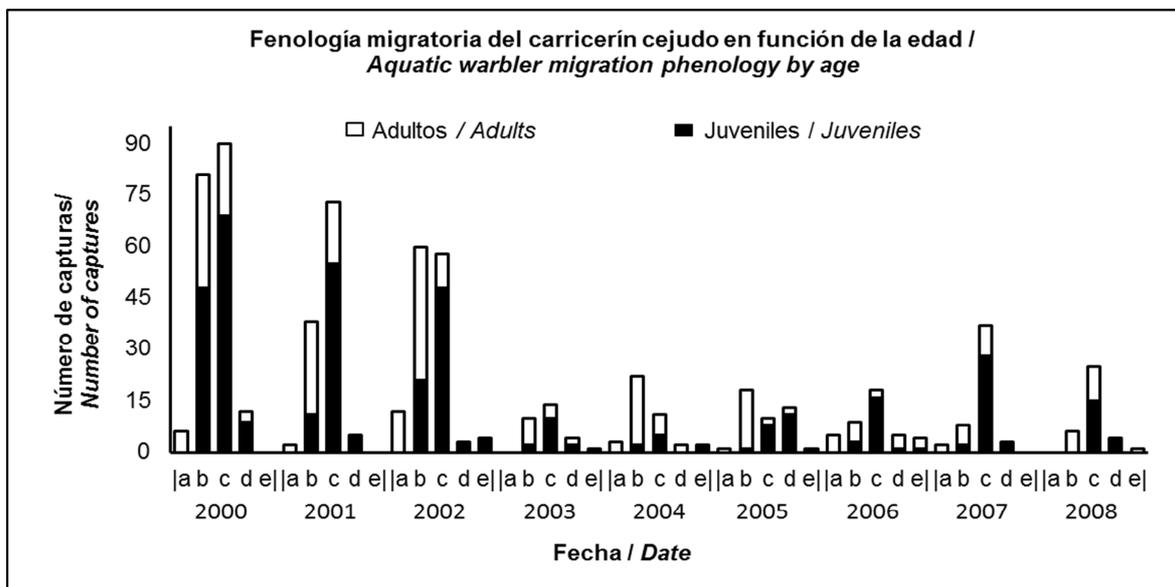


Figura 6. Fenología migratoria del carricerín cejudo en función de la edad. Serie anual: a (15-31/07), b (1-15/08), c (16-31/08), d (1-15/09) y e (16-30/09).

Figure 6. Aquatic warbler migration phenology by age. Annual series: a (15-31/07), b (1-15/08), c (16-31/08), d (1-15/09) and e (16-30/09).

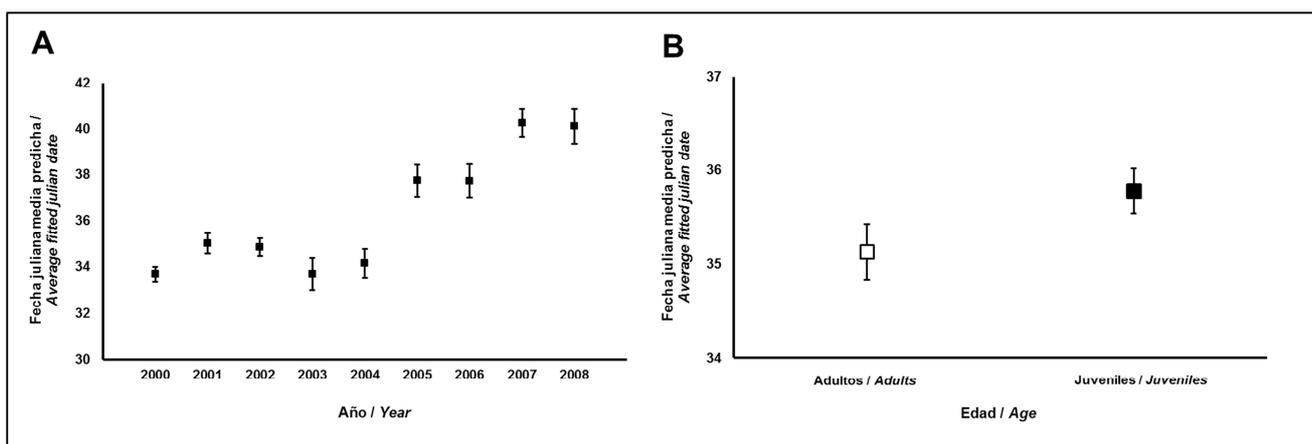


Figura 7. Valores medios predichos de la MLR de fenología frente a variables explicativas. **A:** Fecha juliana media predicha frente a año \pm SE. **B:** Fecha juliana media predicha frente a edad \pm SE.

Figure 7. Phenology MLR fitted values plotting against for explicative variables. **A:** Average fitted Julian date plotted against for year \pm SE. **B:** Average fitted Julian date plotted against for age \pm SE.



El modelo mínimo incluyó la variable ambiental precipitación anual, pese a no ser significativa ($t = -1,48$; $df = 1$; p -valor = 0,13) (Anexo). La fecha juliana de captura se incrementó conforme la precipitación anual fue disminuyendo. La precipitación estival, así como los valores de NAO mensuales y del mes previo, no resultaron significativos y tampoco mejoraron el AIC del modelo (3065,40).

4.3. Tiempo de parada mínimo y esperado

Inicialmente, se calculó el tiempo de parada mínimo (s), para todos los individuos recapturados. Los valores medios ($3,40 \pm 1,53$ días) no fueron constantes a lo largo de los años de estudio, existiendo una gran variación individual (Figura 8).

En relación al modelo CJS para la obtención del tiempo de parada esperado (S), el GOF preliminar mostró un ajuste correcto de los datos al modelo de referencia (*Transient Test* = 1,34; *Trap-Dependence Test* = -1,25). El modelo mínimo seleccionado, de entre los realizados atendiendo a las variables año y CI (Anexo), fue el que consideró ϕ y p constantes ($\phi = 0,77 \pm 0,02$; $p = 0,03 \pm < 0,01$) e independientes de las citadas variables (AIC = 803,31). Aplicando la ecuación 5, se encontró que el tiempo de parada esperado para la zona de trabajo a lo largo del periodo de estudio fue de $3,95 \pm 0,25$ días (Figura 8).

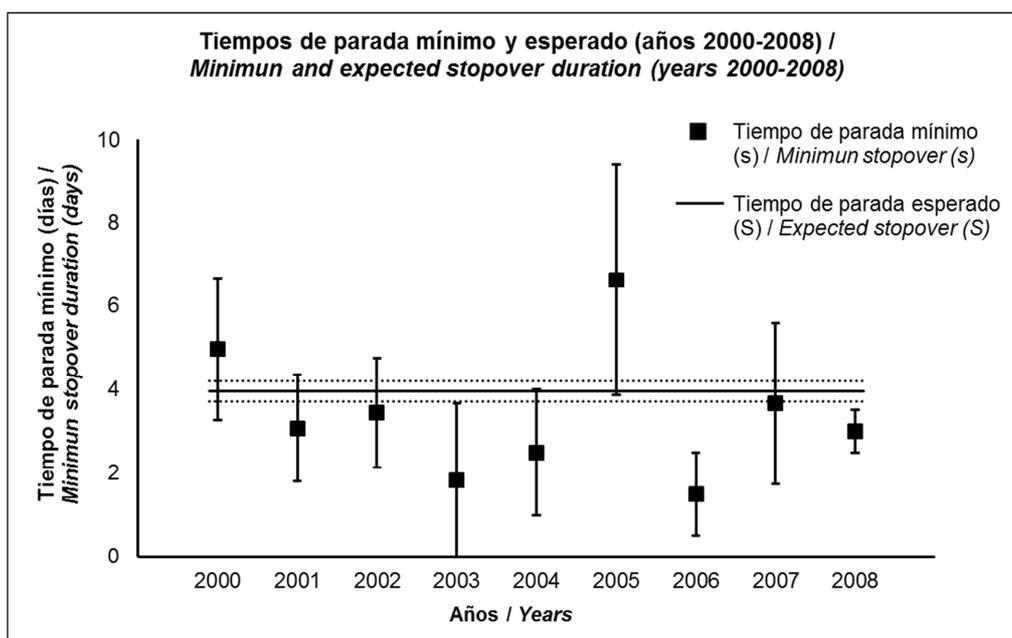
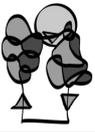


Figura 8. Tiempo de parada mínimo (s) y esperado (S) para el periodo de estudio (años 2000-2008) \pm SE.

Figure 8. Minimum (s) and expected (S) stopover duration since study period (years 2000-2008) \pm SE.



5. Discusión

5.1. Fenología migratoria

Los resultados aportados por el estudio fenológico, muestran una desigual distribución de las capturas en función de la quincena, lo que coincide con lo expuesto en la revisión de Atienza *et al.* (2001) para la Península Ibérica. Así pues, se observa un fuerte aumento del tamaño de la población migrante durante el mes de agosto, especialmente en la segunda quincena de dicho mes.

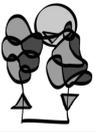
La fenología migratoria descrita para la especie en la posible ruta más atlántica (norte de España y Portugal), sigue también un patrón fenológico similar al obtenido en La Nava. Así, Robles & Arcas (2004) y Arizaga *et al.*, (2011), documentaron un máximo de ejemplares capturados durante la última quincena de agosto en el estuario del Miño y las marismas de Txingudi (Fuenterrabía) respectivamente. Por su parte, Miguélez *et al.* (2009) estudiaron la fenología al sur de León, obteniendo unas tendencias muy similares a las aquí recogidas, como también muestran los resultados de Neto *et al.* (2010) en el territorio portugués. No obstante, nuestros resultados difieren de los Atienza *et al.* (2001) en los meses de otoño, dónde señalaban un incremento sensible de la cantidad de carricerines cejudos durante la última quincena de septiembre y la primera de octubre. Esta situación no se ha evidenciado en La Nava, por lo que debe corresponder a ejemplares de paso más tardío en una ruta no atlántica (área mediterránea y valle del Ebro).

Si se contrasta la fenología aquí descrita, con los resultados aportados para puntos de parada europeos, se encuentra que en el caso de los estuarios del Siena (Provost *et al.*, 2010) y el Gironde (Musseau & Herrmann, 2013) y la bahía de Audierne (Bargain, 2009) en Francia, la mayor densidad de población migrante se encuentra concentrada durante el mes de agosto, con predominancia de los juveniles en la última quincena del mes. Estas coincidencias en la fenología, obtenidas en puntos de parada con latitudes tan dispares como la Península Ibérica y el norte de Francia, vendrían a apoyar la teoría clásica de una migración en dos tiempos (Cramps & Brooks, 1992), en la que mayoritariamente los machos, los juveniles de las primeras puestas y algunas hembras, realizarían una migración adelantada, mientras que el resto de adultos (principalmente hembras) y las últimas crías del año, lo harían tiempo después. No obstante, la dificultad para distinguir los sexos fuera de la época de cría, impide corroborar este aspecto de la teoría, con los datos aportados en el presente estudio.



Otro aspecto de interés, es la presencia de una migración adelantada en el caso de los adultos. Numerosos estudios han constatado la misma tendencia a lo largo de toda la ruta migratoria (Robles & Arcas, 2004; Miguélez *et al.*, 2009; Neto *et al.*, 2010; Arizaga *et al.*, 2011). Una explicación a este fenómeno, podría venir dada por una mejor optimización de los recursos energéticos por parte de los adultos o una mayor dificultad de los juveniles para atravesar obstáculos geográficos (Kovács *et al.*, 2012). Los resultados obtenidos pueden apoyar ambas hipótesis, incluso un efecto sinérgico de ambas. En cualquier caso, no es posible descartar el hecho de que los juveniles requieran de más tiempo para acumular reservas para la migración, lo que retrasaría el inicio de la misma.

Por otra parte, la MLR realizada muestra un retraso progresivo de la fecha de primera captura a lo largo del periodo de estudio. Se ha documentado el adelanto de la fenología migratoria prenupcial en relación al Calentamiento Global para múltiples especies (Stervander *et al.*, 2005; Sokolov, 2006; Zalakevicius *et al.*, 2006; McMinowski & Root, 2007), si bien hasta la publicación de estudios recientes no se habían detectado diferencias significativas relacionadas con la migración otoñal (Kovács *et al.*, 2012). Lehikoinen & Jaatinen (2012) observaron un retraso generalizado en la migración postnupcial para anátidas acuáticas en el norte de Europa, lo que se alinea con los resultados de nuestro modelo. Los citados autores, señalan que el aumento global de las temperaturas, puede retrasar la migración en cualquiera de sus fases (inicio, fase media o llegada a las zonas de invernada), como respuesta adaptativa al aumento de las poblaciones de depredadores al sur de las zonas de cría, la presión cinegética y la mayor disponibilidad de alimento en las áreas de nidificación. En este sentido, *A. paludicola* no es una especie con interés para la caza y tampoco se ha documentado el efecto que la depredación pueda tener fuera de la época de cría (Dyrz & Zdunek, 1993). Por estos motivos, proponemos que la causa principal del retraso en la fecha de primera captura, pudiera ser el aumento de las temperaturas en las lagunas situadas en las zonas de nidificación al este de Europa (0,05° C / año según Schneider & Hook (2010)). Esta situación se traduciría en una mayor producción de recursos tróficos, lo que disminuiría la presión por iniciar la migración otoñal, la cual carece además del efecto de urgencia por ocupar territorios para la reproducción (Atienza *et al.*, 2001), pudiéndose explicar así la tendencia detectada por el modelo realizado.



5.2. Distribución y número de capturas

Además de las variaciones del número de capturas observadas en función de la quincena, anteriormente comentadas, se detectó un descenso en el número de capturas a partir del año 2003. Las causas de este fenómeno pudieron ser múltiples y estar relacionadas con variaciones en la dinámica poblacional de la especie (mayor mortalidad) o la degradación de las zonas de cría, si bien tales situaciones no han sido documentadas.

Sin embargo, la MLR realizada, muestra una fuerte correlación entre el número de capturas y la gestión de la laguna en sus niveles más restrictivos, circunstancias que tuvieron lugar a partir de 2003, cuando se forzó la desecación del humedal durante el mes de julio (Junta de Castilla y León, datos no publicados). Este manejo del ecosistema, pudo provocar una selección negativa del emplazamiento por parte de la especie, al no contar este con la humedad necesaria para garantizar una suficiente cobertura vegetal (refugio) y una abundancia adecuada de recursos tróficos (Poulin *et al.*, 2002; Tanneberger *et al.*, 2008; Tanneberger *et al.*, 2009a). Esta situación, pudo provocar que una parte de la población migrante, optara por continuar la ruta sin recalar en dicho humedal.

En el modelo realizado, valores elevados del índice NAO se correlacionaron con mayor número de capturas de *A. paludicola*. Este fenómeno puede ser debido a que fuertes vientos del oeste, con ausencia de borrascas en el sur de Europa, asociados a valores positivos del mencionado índice, podrían favorecer la ruta migratoria estudiada. Por el contrario, la presencia de tormentas en el sur de Europa, unidas a menores velocidades de los vientos del oeste, situación que se traduce en valores NAO negativos, podrían dificultar el avance hacia las zonas de invernada (Stervander *et al.*, 2005; Pearce-Higgins *et al.*, 2009).

Cabe destacar que Zalakevicius *et al.* (2006) encontraron que el efecto del índice NAO en la fenología es menos intenso en los migradores de larga distancia, caso que ocupa el presente trabajo. Esta podría ser la causa de que la MLR, no evidenciara diferencias significativas en función de esta variable meteorológica (p -valor = 0,06). Hasta donde se ha podido comprobar, no existen estudios previos que valoren el efecto del índice NAO sobre el carricerín cejudo. Como ya apuntaban los resultados fenológicos, se ha detectado una posible incidencia del Calentamiento Global en la estrategia migratoria de esta especie amenazada. Así pues, se hacen necesarias nuevas investigaciones



que profundicen en los efectos de las alteraciones en la dinámica atmosférica sobre la fenología migratoria de *A. paludicola*.

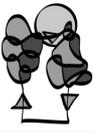
En cuanto al número de aves capturadas en varias ocasiones, la tasa de recaptura obtenida fue reducida (media = 13,41%), aunque similar a la hallada en otro punto de parada europeo, el estuario francés del Gironde (10,90% (Musseau & Herrmann, 2013)) y superior a la registrada en la bahía de Audierne (< 5% (Bargain, 2009)). Los resultados sugieren periodos de estancia muy cortos de los carricerines cejudos en sus puntos de parada (ver a continuación), lo que dificultaría la recaptura de los ejemplares. Este aspecto, podría estar unido a una baja detectabilidad de la especie, derivada de una distribución de las redes y una planificación de los horarios de anillamiento, insuficientemente ajustados al patrón de movimiento espacial y temporal de este carricerín, dentro del hábitat de parada.

5.3. Duración y efectividad del tiempo de parada

Asumiendo las limitaciones del modelo CJS realizado, procedentes del escaso número de recapturas totales (probabilidad de captura = < 0,05), es posible señalar que los tiempos de parada mínimo (s) y esperado (S) se encuentran por debajo de las estimas realizadas para esta especie en otros humedales (s = 6 días en el sur de León según Miguélez *et al.* (2009); S = 6 días en el norte de Francia según Musseau & Herrmann (2013), ambas estimas corresponden a periodos postnupciales a lo largo de dos años de estudio). Por el contrario, el tiempo de parada mínimo obtenido en el presente trabajo, resulta ligeramente superior al calculado por Bargain (2009) (s = 2-3 días, en periodos postnupciales a lo largo de veinte años de estudio) en el noroeste de Francia. Estas variaciones pondrían de manifiesto una gran heterogeneidad entre localizaciones, incluso relativamente próximas.

A excepción de los años 2000 y 2005, los valores medios del tiempo de parada mínimo fueron inferiores al estimado por el modelo CJS, lo cual se alinea con las observaciones de Schaub & Jenni (2001) y Chernetsov (2012). No obstante, la elevada variabilidad entre individuos y años, no permite adoptar esta hipótesis como general para el caso de La Nava.

En relación a los parámetros del modelo, otros CJS han sido elaborados anteriormente para el carricero común (*A. scirpaceus*) en diferentes puntos del planeta. Teniendo en cuenta las discrepancias en los resultados inherentes a tratar con especies distintas



(Kovács *et al.*, 2012) y la incertidumbre asociada a nuestro modelo CJS, es posible detectar similitudes en estudios afines. Rguibi-Idrissi *et al.* (2003) encontraron que el mejor modelo para estimar el tiempo de parada para *A. scirpaceus*, era aquel que tomaba la probabilidad de supervivencia aparente (ϕ) como constante, al igual que el aquí desarrollado. Así pues, se apoya la teoría de que para tiempos de estancia cortos, dicho parámetro puede asumirse invariable, aunque distinto de uno en el caso que ocupa este trabajo.

También se han observado diferencias con otros modelos elaborados para *A. scirpaceus*, relacionadas con el fundamento biológico de los mismos. Contrariamente a lo documentado por Schaub *et al.* (2001), la duración de la parada migratoria no mostró variaciones dependientes del tiempo transcurrido entre eventos de captura, pese a tratarse en ambos casos de muestreos diarios. Por otra parte, Ktitorov *et al.* (2010) incluyeron en su modelo mínimo para el paso postnupcial del carricero común, el peso inicial de los ejemplares, expresado en términos relativos como índice de Condición Física (CI). Según este último trabajo, el estado físico de los ejemplares determinaría, junto con el efecto del sitio y la fecha, la duración de la parada migratoria. No se ha encontrado tal efecto en el caso del carricerín cejudo en la zona estudiada, si bien no puede descartarse definitivamente.

Respecto a la reposición de reservas energéticas, la carga de grasa calculada (F) señaló un estado homogéneo de los ejemplares en su primera captura a lo largo de todo el periodo de estudio. Este resultado, sirve de base para extraer conclusiones sobre la efectividad de la parada, atendiendo a indicadores como la tasa de engorde diario (E). Los valores medios obtenidos para dicha tasa, fueron negativos a lo largo del periodo de estudio, con la única excepción del año 2007, lo que denotaría una parada poco efectiva para esta especie en La Nava. Esta tendencia ha sido documentada anteriormente en *Acrocephalus* spp. a lo largo de su ruta migratoria (Kovács *et al.*, 2012). La causa de dicha pérdida de peso, como valor medio, entre los ejemplares recapturados, podría según Salewski *et al.* (2007) estar relacionada con el efecto del estrés producido por el manejo durante la captura, si bien según Ktitorov *et al.* (2010) sería indicativo de un estado deficiente del hábitat de parada.

En la MLR desarrollada, el estado físico inicial (CI) afectó de forma significativa a la tasa de engorde diario, siendo las aves que llegaban en peor estado físico, las que mostraban una mayor tasa de engorde, relación no hallada por Rguibi-Idrissi *et al.* (2003) para *A. scirpaceus*. Tal y como cabría esperar, un tiempo de parada mínimo (s)



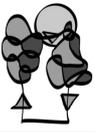
más prolongado, se correlacionó con mayores tasas de engorde. De hecho, Ktitorov *et al.* (2010) manifestaron que las aves tienden a abandonar prontamente los puntos de parada no adecuados para la reposición de grasa, situación que avalaría los resultados aquí recogidos. Estas consideraciones, podrían junto con el mencionado efecto del manejo, justificar la tasa de engorde hallada en el área de estudio.

5.4. Tasa de retorno

Catry *et al.* (2004) señalaban que con frecuencia, las aves paseriformes migratorias de larga distancia, seleccionan puntos de parada diferentes en años consecutivos, incluso cuando la parada se realiza en hábitats escasos y dispersos como los humedales. Esta estrategia, se fundamentaría en la existencia de un compromiso entre los recursos energéticos a movilizar para recalar siempre en los mismos lugares y el beneficio obtenido en ellos, en forma de reservas energéticas. Las oscilaciones interanuales en la disponibilidad de agua y alimento propias de La Nava como humedal mediterráneo (Tanneberger *et al.*, 2009a), se traducirían en una incertidumbre en relación a la reposición de reservas de grasa. Esta podría ser una explicación plausible de la escasa fidelidad (tasa de retorno media = 2,77%) que los carricerines cejudos presentaron hacia la citada laguna, durante el periodo de estudio.

5.5. Valoración de la laguna de La Nava como punto de parada

Los valores del índice “Acrola” obtenidos (media = 5,29%) apuntan a una elevada importancia de la laguna de La Nava en la ruta migratoria de la especie, si bien este índice debe ser interpretado con cautela, al tratarse de un valor orientativo sin un baremo comparativo estandarizado. El valor de “Acrola” obtenido fue superior a otras regiones, tanto ibéricas (0,26%, n = 58 aves en 32 años en Lago de Santo André, Portugal, según Neto *et al.* (2010); 0,92%, n = 13 aves en 3 años en Txingudi, según Arizaga *et al.* (2011)), como tradicionalmente asociadas a lugares europeos de gran relevancia en el paso migratorio del carricerín cejudo, tales como Polonia (2,28%, n = 1947 aves en 11 años) y mitad norte de Francia (Normandie: 3,39%, n = 40 aves en 1 año; Loire: 3,53%, n = 151 aves en 1 año) según Julliard *et al.* (2006). Por lo tanto, es posible señalar que La Nava acoge una importante población migrante de carricerines cejudos, en paso postnupcial. Esto, convierte al humedal en un enclave de gran interés desde el punto de vista de la conservación de la especie a escala europea, siendo en consecuencia prioritaria su preservación y mantenimiento de una gestión sostenible.



Los índices de duración de vuelo (T) y rango de vuelo (Y), no han sido suficientemente documentados con anterioridad para *A. paludicola*. Neto *et al.* (2010) obtuvieron valores superiores para el índice Y en Portugal (1051 km \pm 114 para adultos y 828 km \pm 515 para juveniles), empleando un valor fijo de velocidad del viento (10 m/s). Dicho valor teórico, resultó muy superior al registrado en La Nava (media diurna = 2,48 m/s; media nocturna = 1,43 m/s), por lo que son necesarios estudios más detallados que contengan estos índices, para poder extraer conclusiones a nivel peninsular. En términos relativos, el rango de vuelo calculado para La Nava permitiría realizar menos del 20% de la ruta hasta la siguiente barrera geográfica, el Mediterráneo. Se debe hacer notar que se trata de una aproximación teórica que asume un trazado en línea recta y se basa en el valor del índice Y, el cual es calculado con el peso de la primera captura de los ejemplares. En cualquier caso, los resultados apuntan a un recorrido limitado desde el área de estudio, que obligaría a recalar en puntos de parada intermedios.

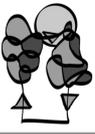
Estas observaciones, unidas a lo anteriormente comentado y con especial incidencia de los resultados obtenidos para la tasa diaria de engorde (E) y el tiempo de parada, llevan a concluir que, durante el periodo de estudio, la laguna de La Nava pudo encontrarse en un estado subóptimo para albergar la parada migratoria de carricerín cejudo.

Finalmente destacar que para mitigar e incluso suprimir dicho efecto, se hace necesario el mantenimiento de una gestión naturalizada, que no fuerce la desecación del humedal durante el mes de julio, como se constató a partir de 2003. Esta situación podría revertir la tendencia descendente en el número de ejemplares capturados y mejorar el estado general del ecosistema. Respecto a la efectividad de la parada migratoria y dado que la tasa diaria de engorde solo puede ser obtenida para los ejemplares recapturados, se hacen necesarios nuevos estudios que profundicen en el estado y la disponibilidad del recurso trófico durante el paso migratorio postnupcial, así como de las variables ambientales y de gestión que puedan afectar a la abundancia y distribución temporal de las especies presa (Schmidt *et al.*, 2005; Tanneberger *et al.*, 2008). De la misma forma, se deben realizar nuevas investigaciones que trabajen con modelos CJS para caracterizar los efectos de los factores temporales, biológicos, ambientales y de gestión del hábitat, sobre la probabilidad de supervivencia aparente y en consecuencia, sobre la duración del tiempo de parada.



6. Conclusiones

1. La fenología de la migración postnupcial de *A. paludicola* en La Nava, siguió un patrón similar al detectado en otros enclaves de la ruta más atlántica, mostrando los adultos un paso más temprano.
2. Se observó un progresivo retraso de la fecha de primera captura a lo largo del periodo de estudio. Este fenómeno, pondría de manifiesto una variación de la estrategia migratoria relacionada con los efectos del Calentamiento Global en los hábitats de reproducción.
3. El tiempo de parada esperado no varió con el año ni con la condición física de los individuos. La efectividad de dicha parada, en términos de reposición energética, fue muy reducida y dependiente del estado físico inicial de los ejemplares y la duración de la estancia.
4. La laguna de La Nava, encarna un importante punto de parada migratoria para *A. paludicola*, si bien es posible que durante el estudio, se encontrase en un estado subóptimo para la acogida de la población migrante de la especie, intensificada por la puesta en marcha de una gestión hidrológica restrictiva desde el año 2003.
5. Se hacen necesarios nuevos trabajos que profundicen en los efectos que las variables biológicas y ambientales puedan ejercer sobre el tiempo de parada mediante modelos CJS complejos. De la misma forma, se debe investigar el estado del recurso trófico de la laguna durante el paso migratorio, así como las variables ambientales y de gestión que puedan afectar a su disponibilidad y abundancia. Por último, se requiere de nuevos trabajos que profundicen en los efectos que las alteraciones atmosféricas (a través de indicadores como el índice NAO), puedan ejercer sobre la fenología migratoria de esta especie globalmente amenazada.



7. Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento, en primer lugar, a mi tutor Vittorio Baglione, por hacer que la elaboración del trabajo se convirtiera en un reto de superación y por convertirlo en el punto de partida de mi carrera investigadora. A Paola Laiolo y Giacomo Tavecchia por su perseverancia y compromiso, por guiarme en el complejo mundo de la modelización, aplicada a la demografía de los passeriformes migratorios.

A Fernando Jubete por su buena predisposición y colaboración desinteresada, así como a Pablo Zuazua y Enrique Gómez, por facilitarme la información necesaria para comenzar el estudio.

A María José Fernández y Javier Seoane por su asesoramiento en materia climatológica y estadística, respectivamente.

Y por supuesto, a mis padres, a Vanessa, Beatriz y Miguel Ángel, por su apoyo y por la confianza depositada en mí.



8. Bibliografía

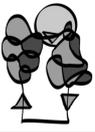
- Anderson D.R. 2008. Model based inference in the life sciences: a primer on evidence. Springer. New York. 184 pp.
- Arizaga J., Andueza M., Mendiburu A., Sánchez J.M., Jauregui J.I., Cuadrado J.F., Aranguren I., Alonso D. 2011. El Carricerín Cejudo *Acrocephalus paludicola* en Txingudi (N de España): Notas sobre las características del paso posnupcial. Revista Catalana d'Ornitologia 27, 10-16.
- Atienza J.C., Pinilla J., Justribó J.H., 2001. Migration and conservation of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Spain. Ardeola 48, 197–208.
- Bairlein F. (Coord.). 1995. Manual of Field Methods: European-African songbird migration network. European Science Foundation. Wilhelmshaven. Germany. 32 pp.
- Bargain, B. 2009. The importance of Brittany in the Aquatic Warbler's migration as brought to light by the Bay of Audierne ringing station. En Dézécot, J., Le Nevé, A., Bargain B., The Aquatic Warbler, a global threatened species. The European Commission, The ministry of Ecology and the Environmental Regional Direction of Brittany, The Regional Council of Brittany, The Local Council of Finistère, The city of Quimper y The Water Agency Loire-Bretagne. 120 pp (28-33 pp).
- Bayly N.J., Rumsey S.J.R. 2007. Grasshopper Warbler *Locustella naevia* autumn migration-findings from a study in southeast Britain. Ringing & Migration 23, 147-155.
- Calderón J., Garrido H. 1999. Normas de codificación de marcas de lectura a distancia. Revista de Anillamiento 3, 23-27.
- Catry P., Encarnação V., Araújo A., Fearon P., Fearon A., Armelin M., Delaloye P. 2004. Are long-distance migrant passerines faithful to their stopover sites? Journal of Avian Biology 35, 170-181.
- Chernetsov N., Bulyuk V.N., Ktitorov P. 2007. Migratory stopovers of passerines in an oasis at the crossroads of the African and Indian flyways. Ringing & Migration 23, 243-251.



- Chernetsov N. 2010. Migratory stopovers of Wrens *Troglodytes troglodytes* on the south-eastern Baltic coast. *Avian Ecology and Behaviour* 17, 13-22.
- Chernetsov N. 2012. Stopover Duration. En Chernetsov N. (Ed.). *Passerine Migration: Stopover and Flight*. Springer. Heidelberg, Berlin. 184 pp (13–36 pp).
- Choquet R., Lebreton J.D., Gimenez O., Reboulet A.M., Pradel R. 2009. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPTURE data. *Ecography* 32, 1071-1074.
- Cramp S., Brooks D.J. (Eds.). 1992. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa: The birds of Western Palearctic. Volume VI Warblers*. Oxford University Press. New York. 728 pp (117-130 pp).
- De Juana E., Varela J.M. 2005. *Aves de España*. Lynx. Barcelona. 251 pp.
- Delingat J., Bairlein F., Hedenström A., 2007. Obligatory barrier crossing and adaptive fuel management in migratory birds: the case of the Atlantic crossing in Northern Wheatears (*Oenanthe oenanthe*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 62, 1069–1078.
- Dyrz A., Zdunek W. 1993. Breeding statistics of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* on the Biebrza marshes, northeast Poland. *Journal of Ornithology* 134, 317-323.
- Flade M., Diop I., Haase M., Nevé A., Opper S., Tegetmeyer C., Vogel A., Salewski, V. 2011. Distribution, ecology and threat status of the Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* wintering in West Africa. *Journal of Ornithology* 152, 129–140.
- Flade M., Lachmann L. 2008. International Species Action Plan for the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. BirdLife International. 74 pp.
- Gómez E. 2006. Ficha informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Servicio de Espacios Naturales y Especies Protegidas. Servicio Territorial de Medio Ambiente. Palencia. 12 pp.



- IGN. 2012. IBERPIX: Ortofotos y cartografía raster [on-line]. Disponible en: www.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html/. [29 agosto 2012].
- Jubete F. 2004. El proyecto de recuperación de la laguna de La Nava: Una iniciativa de éxito. [on-line]. Disponible en: <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/informe3.htm>. [9 agosto 2012].
- Julliard R., Bargain B., Dubos A., Jiguet F. 2006. Identifying autumn migration routes for the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Ibis 148, 735-743.
- Junta de Castilla y León, ITACYL. 2012. InfoRiego. [on-line]. Disponible en: http://www.jcyl.es/jcyl/cag/dgdr/riac/index_nn.html. [20 Diciembre 2012].
- Junta de Castilla y León. 2003. Libro del Espacio Natural de La Nava y Campos de Palencia. Junta de Castilla y León. Valladolid. 40 pp.
- Junta de Castilla y León. 2010. Plan de Gestión de las zonas húmedas del Canal de Castilla. Tomo I: Inventario y Diagnóstico. Junta de Castilla y León, Patrimonio Natural de Castilla y León y Life Canal de Castilla. Valladolid. 418 pp.
- Kerbiriou C., Bargain B. 2009. Specificity of the Aquatic Warbler's diet during its migratory stop-overs. En Dézécot J., Le Nevé A., Bargain B. The Aquatic Warbler, a global threatened species. The European Commission, The ministry of Ecology and the Environmental Regional Direction of Brittany, The Regional Council of Brittany, The Local Council of Finistère, The city of Quimper y The Water Agency Loire-Bretagne. 120 pp (42-48 pp).
- Kovács S., Fehérvári P., Nagy K., Harnos A., Csörgő T. 2012. Changes in migration phenology and biometrical traits of Reed, Marsh and Sedge Warblers. Central European Journal of Biology 7 (1), 115-125.
- Kozłowska A., Stępniewska K., Stępniewski K., Przemysław B. 2009. Dynamics of autumn migration of the *Acrocephalus* warblers through the Polish Baltic coast. The Ring 31 (2), 15-43.



- Ktitorov P., Tsvey A., Mukhin A. 2010. The good and the bad stopover: behaviours of migrant reed warblers at two contrasting sites. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64, 1135-1143.
- Lebreton J.D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62, 67–118.
- Lehikoinen A., Jaatinen K. 2012. Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 153, 563-570.
- MacMynowski D.P., Root T.L. 2007. Climate and the complexity of migratory phenology: sexes, migratory distance and arrival distributions. *International Journal of Biometereology* 51, 361-373.
- Miguélez D., Zumalacárregui C., Fuertes B., Astiárraga H., González-Jáñez R., Roa I., De La Calzada F. 2009. Habitat, phenology and biometrics of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* during autumn migration through a riverine wetland in Iberia. *Ringling & Migration* 24, 277-279.
- Musseau R., Herrmann V. 2013. Gironde estuary, France: Important autumn stopover site for Aquatic Warbler. *Dutch Birding* 35, 15-23.
- Neto J.M., Encarnação V., Fearon P., 2010. Distribution, phenology and condition of Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* migrating through Portugal. *Ardeola* 57, 181–189.
- Nur N., Jones S.L., Geupel G.R. 1999. A statistical guide to data analysis of avian monitoring programs. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. 55 pp.
- Osborn T. 2013. North Atlantic Oscillation index data. [on-line]. Disponible en: <http://www.cru.uea.ac.uk/~timo/datapages/naoi.htm>. [28 Febrero 2013].
- Pearce-Higgins J.W., Yalden D.W., Dougall T.W., Beale C.M. 2009. Does climate change explain the decline of a trans-Saharan Afro-Palaeartic migrant? *Oecologia* 159, 649-659.



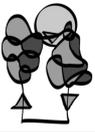
- Poluda A., Flade M., Foucher J., Kiljan G., Tegetmeyer C., Salewski V. 2012. First confirmed connectivity between breeding sites and wintering areas of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Ringing & Migration* 27, 57–59.
- Poulin B., Lefebvre G., Mauchamp A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107, 315–325.
- Provost P., Kerbiriou C., Jiguet F. 2010. Foraging range and habitat use by Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* during a fall migration stopover. *Acta Ornithologica* 45 (2), 173-180.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL. [on-line]. Disponible en: <http://www.R-project.org/>. [12 Febrero 2013].
- Rguibi-Idrissi H., Julliard R., Bairlein F. 2003. Variation in the stopover duration of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* in Morocco: effects of season, age and site. *Ibis* 145, 650–656.
- Rivas-Martínez S. 2009. Sistema de identificación bioclimática mundial. [on-line]. Disponible en: <http://www.ucm.es/info/cif/index.html>. [30 agosto 2012].
- Robles M., Arcas J. 2004. Datos sobre la fenología y condición corporal del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) durante la migración otoñal en Galicia (noroeste de España). *Chioglossa* 2, 91-96.
- Rodríguez N., Jubete F., Torres M., Gutiérrez C. 2004. Estación biológica de La Nava (EBN). Campaña de anillamiento postnupcial 2004. Fundación Global Nature y Junta de Castilla y León. Fuentes de Nava. Palencia. 24 pp.
- Salewski V., Thoma M., Schaub M. 2007. Stopover of migrating birds: Simultaneous analysis of different marking methods enhances the power of capture–recapture analyses. *Journal of Ornithology* 148, 29-37.



- Schaffër N., Walther B. A., Gutteridge K., Rahbek C. 2006. The African migration and wintering grounds of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Bird Conservation International 16, 33-56.
- Schaub M., Jenni L. 2000. Body mass of six long-distance migrant passerine species along the autumn migration route. Journal of Ornithology 141, 441–460.
- Schaub M., Jenni L. 2001. Stopover durations of three warbler species along their autumn migration route. Oecologia 128, 217–227.
- Schaub M., Liechti F., Jenni L. 2004. Departure of migrating European robins, *Erithacus rubecula*, from a stopover site in relation to wind and rain. Animal Behaviour 67, 229-237.
- Schaub M., Pradel R., Jenni, L., 2001. Migrating birds stop over longer than usually thought : An improved capture – recapture analysis. Ecology 82, 852–859.
- Schmidt M.H., Lefebvre G., Poulin B., Tschardtke T. 2005. Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Biological Conservation 121, 157-166.
- Schneider P., Hook S.J. 2010. Space observations of inland water bodies show rapid surface warming since 1985. Geophysical Research Letters 37 (22), L22405, DOI: 10.1029/2010GL045059.
- Sheehy J., Taylor C.M., Norris D.R. 2011. The importance of stopover habitat for developing effective conservation strategies for migratory animals. Journal of Ornithology 152, 161–168.
- Sokolov L.V. 2006. Effect of Global Warming on the timing of migration and breeding of passerine birds in the 20th Century. Entomological Review 86 (Sup. I), 59-81.
- Stervander M., Lindström Å., Jonzén N., Andersson A. 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. Journal of Avian Biology 36, 210-221.



- Tanneberger F., Bellebaum J., Fartmann T., Haferland H.J., Helmecke A., Jehle P., Just P., Sadlik J. 2008. Rapid deterioration of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* habitats at the western margin of the breeding range. *Journal of Ornithology* 149, 105–115.
- Tanneberger F., Bellebaum J., Flade M. 2009b. Habitat preferences and management recommendations for the Pomeranian population. En Dézécot J., Le Névé A., Bargain B. *The Aquatic Warbler, a global threatened species*. The European Commission, The ministry of Ecology and the Environmental Regional Direction of Brittany, The Regional Council of Brittany, The Local Council of Finistère, The city of Quimper y The Water Agency Loire-Bretagne. 120 pp (50-57 pp).
- Tanneberger F., Tegetmeyer C., Dylawski M., Flade M., Joosten H. 2009a. Commercially cut reed as a new and sustainable habitat for the globally threatened Aquatic Warbler. *Biodiversity and Conservation* 18, 1475–1489.
- Tavecchia G., Minguez E., De León A., Louzao M., Oro D. 2008. Living close, doing differently: Small-scale asynchrony in demography of two species of seabirds. *Ecology* 89 (1), 77-85.
- Varela J.M. 2007. *Aves amenazadas de España*. Lynx, SEO-Birdlife, Fundació Territori i Paisatge. Barcelona. 272 pp.
- White G.C., Burnham K.P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement, 120-138.
- Zalakevicius M., Bartkeviciene G., Raudonikis L., Janulaitis J. 2006. Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. *Journal of Ornithology* 147, 326-343.
- Zumalcárregui C., González-Villalba C., Jubete F., Herrero A., Bello A. 2010. Informe de los resultados de la campaña de anillamiento científico de aves durante el paso postnupcial en las charcas del Canal de Castilla Años 2007-2010. *Natura 2000, LIFE Canal de Castilla y Fundación Global Nature*. Fuentes de Nava. Palencia. 92 pp.





Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

**Master de Investigación en Ingeniería para la Conservación y
Uso Sostenible de Sistemas Forestales**

Fenología migratoria y tiempo de parada del
carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*
Vieillot) en la laguna de La Nava (Palencia)

ANEXO. Material suplementario

Alumno: Emigdio Jordán Muñoz Adalia

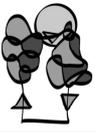
Tutor: Dr. Vittorio Baglione

Junio de 2013



Índice del Anexo

1.Introducción	1
1.1. Justificación de contenidos.....	1
2.Material suplementario	1
2.1. Regresiones lineales múltiples (MLRs).....	1
2.2. Modelos Comarck-Jolly-Seber (CJS).....	2





1.Introducción

1.1. Justificación de contenidos

El presente Anexo, se adjunta con la finalidad de aportar toda la información disponible sobre los análisis estadísticos realizados. Se muestran las tablas resumen de las MLRs obtenidas, cuya inclusión, dada su extensión, no cabe en el texto principal, seguidas de la tabla de modelos probados para la obtención del CJS mínimo.

2.Material suplementario

2.1. Regresiones lineales múltiples (MLRs)

Tabla 1. Estimadores, error y grado de significación de las variables de la MLR de capturas.

Table 1. Estimates, errors and significance degree of capture MLR.

Variables	Estimador	Error estándar	t-valor	p-valor
<i>Intercept</i>	10,74	6,53	1,64	0,10
Gestión (0-5 cm de profundidad)	11,36	9,22	1,23	0,22
Gestión (Humedad superficial)	-17,84	7,75	-2,30	0,02
Gestión (Laguna seca)	-30,11	9,22	-3,26	< 0,01
Quincena (1-15/08)	32,25	6,16	5,23	< 0,01
Quincena (16-31/08)	41,59	6,16	6,74	< 0,01
Quincena (1-15/09)	23,60	6,47	3,64	< 0,01
Quincena (16-30/09)	19,38	6,47	2,99	< 0,01
NAO	2,53	1,35	1,86	0,06

Tabla 2. Estimadores, error y grado de significación de las variables de la MLR de tasa diaria de engorde (E).

Table 2. Estimates, errors and significance degree of fattening daily rate (E) MLR.

Variables	Estimador	Error estándar	t-valor	p-valor
<i>Intercept</i>	1,07	0,48	2,24	0,02
Índice de Condición Física (CI)	-8,74	2,53	-3,46	< 0,01
Tiempo de estancia (p)	0,03	0,01	2,96	< 0,01
Fecha juliana	6×10^{-3}	3×10^{-3}	1,51	0,13

Tabla 3. Estimadores, error y grado de significación de las variables de la MLR de fenología.

Table 3. Estimates, errors and significance degree phenology MLR.

Variables	Estimador	Error estándar	t-valor	p-valor
<i>Intercept</i>	$-1,02 \times 10^3$	$4,48 \times 10^2$	-2,28	0,02
Año	0,52	0,22	2,37	0,01
Edad (Juvenil)	91,50	0,80	11,34	< 0,01
Precipitación anual	$-9,02 \times 10^{-3}$	$6,07 \times 10^{-3}$	-1,48	0,13



2.2. Modelos Comarck-Jolly-Seber (CJS)

Tabla 4. Modelos CJS realizados para el tiempo de parada esperado (S). ϕ : Probabilidad de supervivencia; p: Probabilidad de captura. Cte: Constante; t: Dependiente del tiempo. CI: Índice de Condición Física.

Table 4. Expected stopover duration (S) CJS models. ϕ : Survival probability; p: Capture probability. Cte: Constant; t: Time-dependent. CI: Physical Condition Index.

Nº modelo	ϕ	p	Grupo	Covariable	AIC
1	Cte	Cte	-	-	803,31
2	t	t	-	-	825,33
3	Cte	Cte	Año	-	823,83
4	Cte	Cte	-	CI	806,58
5	t	t	Año	-	1081,63
6	t	t	-	CI	825,89
7	Cte	Cte	Año	CI	827,11
8	t	t	Año	CI	1034,38