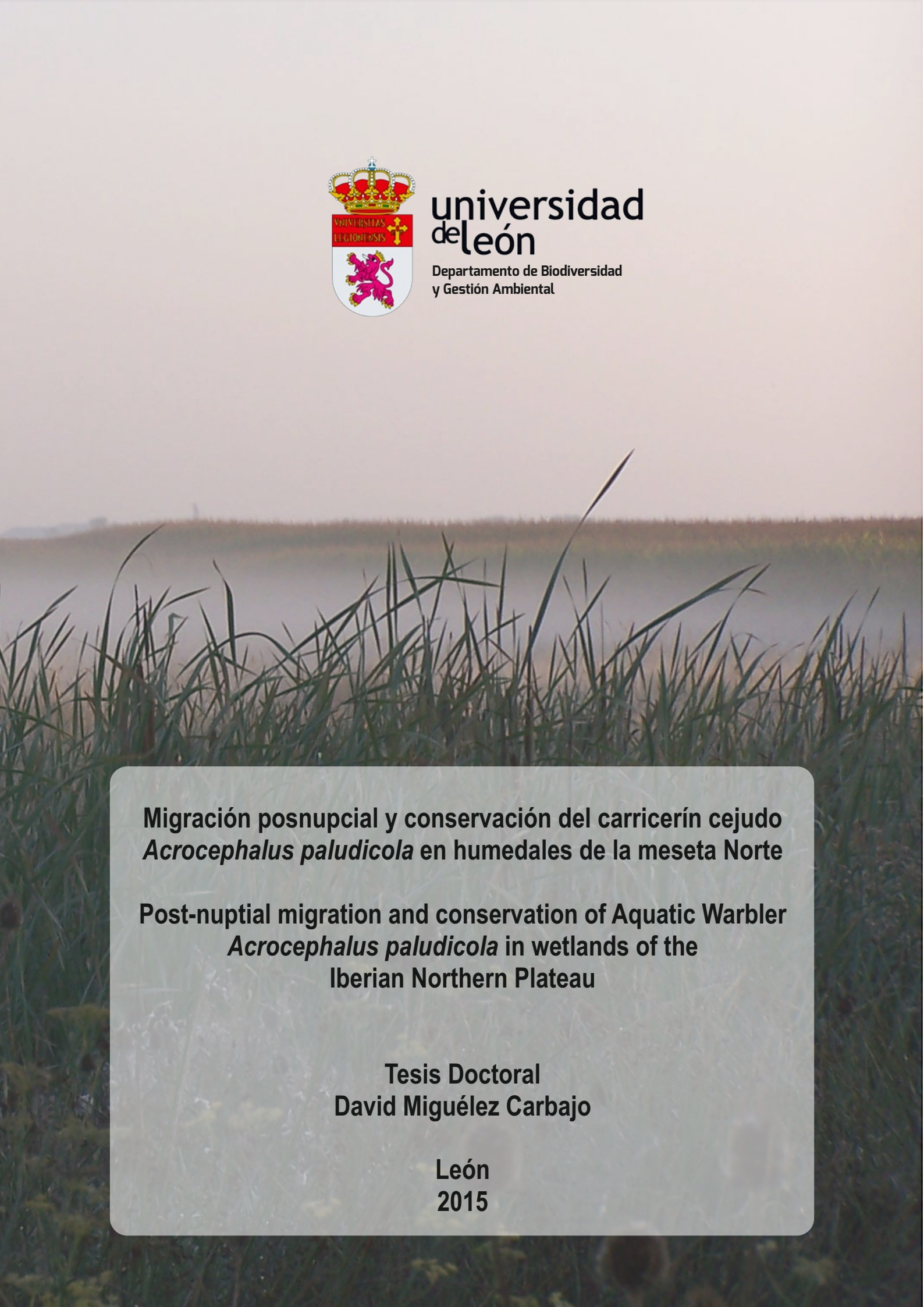


universidad de león
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental

Migración posnupcial y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte

Post-nuptial migration and conservation of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in wetlands of the Iberian Northern Plateau

Tesis Doctoral

David Miguélez Carbajo

León

2015

universidad de león
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental

Migración posnupcial y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte

---

Post-nuptial migration and conservation of Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola *in wetlands of the Iberian Northern Plateau*

Memoria de **Tesis Doctoral** presentada por

David Miguélez Carbajo

para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad de León

Directores

Dr. Luis Felipe Valladares Díez, Universidad de León

Dr. Ángel Hernández Lázaro, Universidad de Valladolid

León, 2015

A mis padres

y hermanos

“Hay momentos en que toda la ansiedad y el esfuerzo acumulados se sosiegan en la infinita indolencia y reposo de la naturaleza”.

Henry David Thoreau

Agradecimientos

Muchos son los recuerdos que tengo desde mi infancia de las “expediciones paramesas”. En compañía de Eduardo comencé la aventura de la ornitología y juntos recorrimos muchos kilómetros en bici en busca de pájaros que observar. A él y mis padres les debo mi gran afición a las aves. Pero quien se imaginaba que unos años más tarde, incluso después de mis primeras capturas de cejudos por esas mismas lagunas del Páramo, se comenzara a tejer lo que hoy se ha convertido en una tesis doctoral. Después de todo este largo tiempo tengo que agradecer el apoyo y la ayuda de muchísimas personas que han participado de alguna u otra forma en hacer realidad este proyecto.

En primer lugar agradecer a mis directores su profesionalidad. A Luisfe, que siempre me ha escuchado y con quien aprendí a dar mis primeros pasos en el mundo de la investigación. Tendrá que perdonarme que después de tantos años trabajando juntos con escarabajos, finalmente el tema de la tesis se haya decantado del lado de los pájaros. A pesar de ello, siempre he contado con su ayuda y confianza. A Ángel, que ha sabido ayudarme a sacar adelante este proyecto y darle el impulso final que necesitaba. Gracias a ambos por vuestra paciencia.

A mis padres, Lorenzo y Feli, y a mis hermanos, Dani y Santi, a quienes dedico la tesis. Todos ellos siempre me han querido, siempre han confiado en mí, siempre me han escuchado y siempre han estado a mi lado, tanto en mis malos momentos, como en los buenos. Sin su apoyo, hoy día no sería lo que soy, y espero que algún día pueda devolverles al menos una parte de lo que me han dado. La verdad es que familia solo hay una, y la mía es la mejor.

Como no, a mis amigos del grupo ibérico de anillamiento, el GIA-León. Sin ellos, nada de esto hubiese sido posible. Juntos hemos compartido innumerables jornadas de anillamiento, resumidas en madrugones, calor, agua y mosquitos, pero sobre todo muy buenos momentos. Javi, Nacho y Zuma habéis sido mis principales apoyos en este proyecto, proporcionándome la ilusión y los conocimientos suficientes para sacarlo adelante. Pero son muchos los anilladores que han aportado su granito de arena a esta tesis, basta nombrar a Rubén, Miguel Juan, Miguelín, Benito, Hectorín, Fran, Fer, Bárbara, Isa, Pablo, Josines, Jara, Auri, Iván, Carlitos, Eva, Juan, Víctor L., Coco, Pepe, Paloma, Carlos Pérez, Alberto, Falagán, Jubete, Mariano y otros muchos más que me han ayudado en las jornadas de campo.

También quiero agradecer los ánimos que siempre he recibido desde los compañeros del Departamento, cuantas veces me oiría “cuando terminas la tesis”. Nico, Víctor C., Paco,

Sergio, Manu, David, Octavio, Patricia, Laura, Ángela y Esther entre otros, gracias a todos por los enriquecedores seminarios que compartimos, a vuestros consejos y a las conversaciones durante los cafés, todo ello ha contribuido a hacer realidad la tesis.

Me gustaría agradecer el apoyo recibido por Susana, que aguantó mis numerosos veranos madrugando y anillando cejudos, a Paula y Camino las mejores cuñadas que uno pueda tener y que casi me tratan como a un hermano, y especialmente a Ascen, con la que he compartido un viaje increíble de mi vida.

De entre las muchas personas que han pasado por mi vida, quiero agradecer la amistad y admiración que siento por Álvaro, con él que he disfrutado muchas jornadas de pajareo. A Cantoral que siempre ha tenido su casa de la montaña abierta a mis censos. A mis compañeros de trabajo en Icthios: Gustavo, Eva, David, Pili, Ros, Ana y Rocío. Tampoco podía olvidarme de mis amigos del pueblo: Jorge, Manolo, Gury, César, Dani, Borja, Sergio, Gustavo, Fer, Javi y Albertín; y de los compañeros y montañeros de la Facultad, de entre todos ellos nombrar a Elena, que siempre ha estado ahí.

Gracias a todos por vuestro apoyo y ayuda!!!

Índice

Introducción general 1

Descripción y biología de la especie 4

Distribución y población mundial 5

Amenazas y estado de conservación 9

El carricerín cejudo en España 10

Área de estudio 13

Metodología general 19

Objetivos y estructura de la tesis 25

Capítulo I. Hábitat, fenología y biometría del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal a través de un humedal fluvial en Iberia. 31

Capítulo II. Uso de una gravera abandonada en el interior de España como lugar de sedimentación para el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* 49

Capítulo III. ¿Muestra el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* una migración diferencial por edades durante la migración posnupcial en la península Ibérica? 69

Capítulo IV. Selección de dieta del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal en el NO de España 81

Capítulo V. Situación y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte (NO España) 105

Discusión general 133

Conclusiones 141

Referencias bibliográficas 145

Introducción general

La situación geográfica de la península Ibérica hace que las aves que migran hacia África desde Europa occidental la utilicen como zona de paso en sus desplazamientos migratorios (Newton 2008), y se convierta en un escenario ideal para el estudio de las estrategias migratorias (Bruderer & Liechti 1999). Para el caso de las especies transaharianas, durante su viaje posnupcial, la península Ibérica supone una de las últimas oportunidades para aprovisionarse de las reservas necesarias para poder cruzar el mar Mediterráneo y el desierto del Sáhara, siendo un área clave para el éxito de sus viajes migratorios (Moreau 1956, Petit 2000).

La mayor parte del tiempo que un ave emplea en su migración lo pasa en áreas de descanso, ya sea para reposar o reponer reservas de grasa (Hedenström & Alerstam 1997). Esta necesidad de aprovisionamiento es especialmente importante para aquellas especies migradoras ligadas a zonas húmedas interiores, que cruzan grandes áreas donde esos ambientes son escasos, y donde la estrategia migratoria que utilice un ave es un aspecto muy importante que puede condicionar la probabilidad de supervivencia (Newton 2008). Los humedales son uno de los hábitats con mayor interés de conservación dado que albergan una elevada diversidad biológica y son el hábitat principal de muchas de las especies más amenazadas. Además, los humedales juegan un papel fundamental en momentos claves del ciclo vital de muchas especies, tal es el caso de la migración (Tucker & Evans 1997).

Los estudios sobre las características de la migración del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en la península Ibérica son en su mayoría muy recientes, existiendo notables lagunas de conocimiento en cuanto a su estrategia migratoria (Atienza et al. 2001, Julliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006). De manera especial, en el interior de la Península donde algunos humedales podrían jugar un papel importante en la conservación de esta especie (Jubete et al. 2001). La identificación de los lugares de sedimentación y hábitats críticos de descanso es necesaria para implementar planes de conservación adecuados de cualquier especie (Yong et al. 1998, Petit 2000), especialmente en especies amenazadas que ocupan áreas agrícolas y profundamente alteradas (Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001).

Por tanto, antes de aplicar medidas de gestión eficaces para la conservación del carricerín cejudo, se requiere un mayor conocimiento de su sedimentación en los humedales ibéricos y en concreto de la meseta Norte. Ampliar los conocimientos sobre su estrategia migratoria, su fenología de paso, su condición física, su selección de hábitat, su dieta y sus principales

amenazas permitirá mejorar las medidas de gestión del carricerín cejudo y de los ecosistemas que ocupa a lo largo de su ciclo vital.

Descripción y biología de la especie

El carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (Vieillot 1817) es una pequeña ave de la Familia Sylviidae, que mide unos 13 centímetros de longitud y pesa entre 10 y 15 gramos (Cramp 1992). Su plumaje es poco llamativo, de tonalidades ocres y pajizas, por lo que puede ser muy fácilmente confundido con el carricerín común *A. schoenobaenus*, debido a que ambos poseen dos anchas cejas por encima del ojo. El cejudo se diferencia de su congénere por poseer una tercera ceja bien definida en el píleo, de la que deriva su nombre en español, y dos bandas claras en el dorso a modo de tirantes. El plumaje del macho y de la hembra son muy similares, así que sólo pueden diferenciarse en mano durante el periodo reproductor (Svensson 1992, Dyrzc 1993). Los individuos jóvenes se distinguen de los adultos por ser más amarillentos, por carecer de la fina estriación en el pecho y los flancos y por la ausencia de desgaste en las plumas, especialmente las de vuelo (Svensson 1992). El canto en las zonas de cría se distingue muy bien del de otros carriceros al ser más monótono y repetitivo, de hecho el canto de los machos es utilizado como método de censo de la población reproductora (Cramp 1992). Su reclamo es un “chack” chasqueante similar al del carricerín común y que emite sin dejarse ver entre la vegetación.

El carricerín cejudo es considerado un especialista de hábitat muy estricto (Flade & Lachmann 2008). Se reproduce en zonas húmedas abiertas con vegetación palustre de porte medio y bajo, aguas someras de pocos centímetros de profundidad y presencia de arbustos dispersos que utilizan los machos como posaderos durante sus cantos territoriales (Cramp 1992, Kozulin & Flade 1999, Dyrcz 2006). Su hábitat óptimo lo encuentra en humedales con zonas inundadas de poca profundidad y densamente cubiertos por vegetación palustre y herbácea (Flade & Lachmann 2008) de los géneros *Carex*, *Cladium*, *Molinia*, *Phragmites* o *Phalaris*. Estos medios deben disponer de una elevada productividad de presas potenciales debido a su peculiar estrategia reproductora (Dyrcz & Czeraszkiewicz 1992). Durante la migración e invernada escoge el mismo tipo de medios, tanto de zonas costeras como de interior, constituidos además por otras formaciones vegetales de los géneros *Juncus*, *Typha*, *Eleocharis*, *Oryza* y *Sporobulus* (Jubete et al. 2006, Le Nevé et al. 2011, Flade et al. 2011). También durante las migraciones, y de modo eventual, puede utilizar cultivos de regadío

encharcados, como arrozales, alfalfas, maizales, etc. (Onrubia et al. 2005, Jubete et al. 2006).

El sistema de reproducción del carricerín cejudo combina la poliginia, es decir, los machos mantienen territorios y se aparean con varias hembras, y la promiscuidad, ya que las hembras copulan con diferentes machos y es habitual que una puesta tenga diferentes progenitores macho (Wawrzyniak & Sohns 1977, Cramp 1992, Schulze-Hagen et al. 1999). La incubación de los huevos y la crianza de los pollos es tarea exclusiva de la hembra, mientras que el macho queda exento de este tipo de tareas. Su estrategia reproductora exige que los nidos se sitúen en territorios con elevada disponibilidad de alimento, para que la hembra pueda sacar adelante a la prole en solitario (Schulze-Hagen et al. 1989, Leisler & Catchpole 1992). Incluso es habitual que pueda realizar una segunda puesta si las condiciones de hábitat y alimentación lo permiten. El tamaño de la puesta es de tres a seis huevos que son incubados durante 12-15 días. El nido es construido entre la vegetación palustre, situado a pocos centímetros del agua y constituido por tallos, hierbas, hojas y telas de araña, que en ocasiones disponen a modo de tejadillo (Heise 1970, Schulze-Hagen 1989, Cramp 1992, Dyrcz & Zdunek 1993).

El carricerín cejudo tiene una dieta eminentemente insectívora. Su composición es similar en las zonas de cría y de paso, y está formada por diferentes grupos de invertebrados, principalmente arácnidos, odonatos, lepidópteros, ortópteros, coleópteros y dípteros (Heise 1970, Leisler 1985, Schulze-Hagen et al. 1989, Provost et al. 2010, Kerbiriou et al. 2011). Estos mismos autores diferencian la dieta del carricerín cejudo, compuesta por presas de gran tamaño que contribuyen significativamente al total de biomasa consumida, de las dietas de otras especies del género *Acrocephalus*. Otro aspecto importante de su alimentación es que la presencia de presas que viven en el suelo es poco frecuente ya que no suele alimentarse al nivel del suelo, sino que lo hace principalmente mientras se mueve y escala entre la vegetación palustre (Naumann 1897, Leisler 1981, Schulze-Hagen et al. 1989), aunque también se le ha observado alimentándose en arbustos del género *Salix* (Bock et al. 1965).

Distribución y población mundial

El carricerín cejudo se reproduce en Eurasia e inverna en África occidental. Su área de distribución actual se encuentra muy fragmentada y se estima una población mundial de

entre 10.200-13.800 machos cantores. Estos efectivos se concentran en poco más de 40 localidades de cría regulares de sólo seis países, con cuatro regiones que soportan el 80% de la población mundial (Flade & Lachmann 2008). En el pasado, el área de distribución del carricerín cejudo era mucho más extensa, ya que durante el siglo XX sufrió una reducción superior al 90% de sus poblaciones reproductoras. Como consecuencia, se ha extinguido en numerosos países de Europa occidental: Francia, Bélgica, Holanda, Austria, Italia y las antiguas repúblicas de Alemania occidental, Yugoslavia y Checoslovaquia (Cramp 1992).

Los países donde se reproduce regularmente en la actualidad son Bielorrusia, Alemania, Hungría, Lituania, Polonia y Ucrania, e irregularmente en Rusia y en Letonia (Fig. 1). Existen cuatro subpoblaciones de carricerines cejudos (Gießing 2002, Flade & Lachmann 2008), la mayor de ellas se sitúa en el centro de su área de distribución e incluye a Bielorrusia, este de Polonia, Ucrania y Lituania. Las otras tres subpoblaciones se encuentran aisladas y altamente amenazadas de extinción: una en el noreste de Hungría; otra en Pomerania, en la región fronteriza entre Alemania y Polonia y diferenciada del resto por

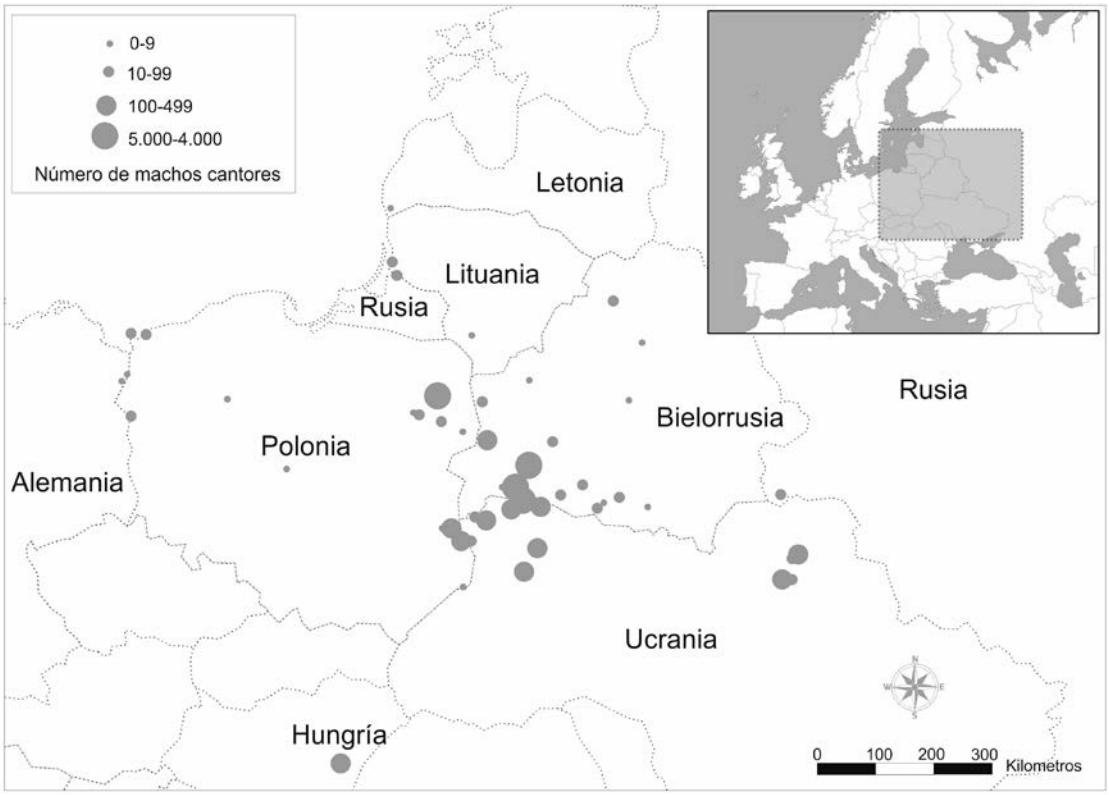


Figura 1.- Mapa de los núcleos reproductores de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en Europa occidental (modificado de AWCT 2014).

aspectos genéticos y posiblemente migratorios (Gießing 2002, Pain et al. 2004); y otra en el oeste de Siberia, poco conocida y separada del resto por más de 4.000 kilómetros de distancia.

La población reproductora mundial de carricerín cejudo (Fig. 2), aunque con ligeras fluctuaciones se ha mantenido por encima de los 10.000 machos cantores desde 1996 (Flade & Lachmann 2008, AWCT 2014). La población de Ucrania presenta la tendencia más favorable y prácticamente se ha duplicado en tamaño en diez años. En el caso contrario están las poblaciones de Lituania y Pomerania que han sufrido una reducción importante, especialmente esta última pasando de más de 200 machos en 1996 a unos 50 en 2009. El resto de países mantienen unas poblaciones más o menos estables hasta 2009, aunque con fluctuaciones.

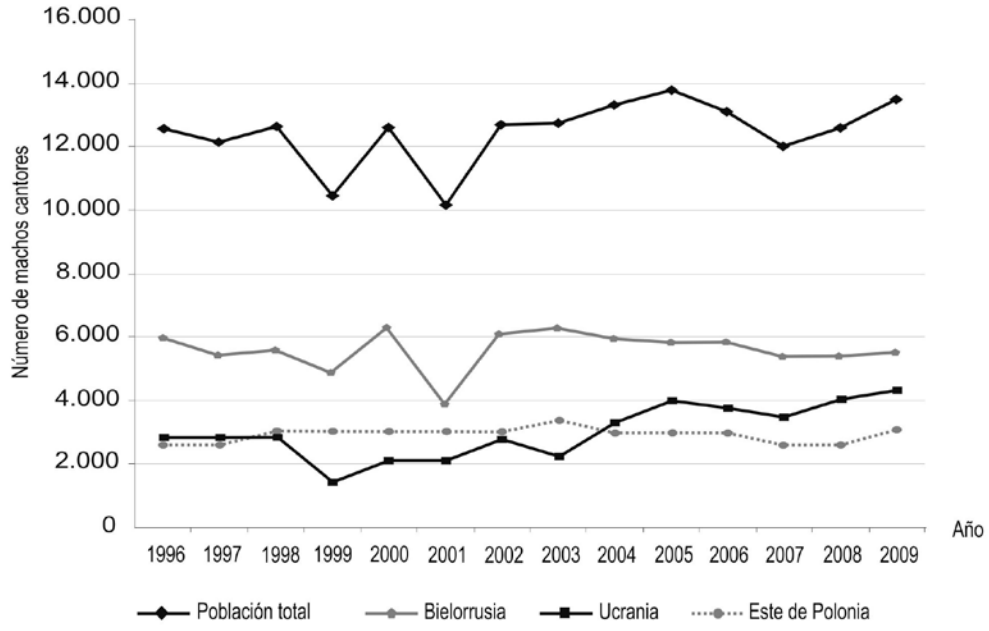


Figura 2.- Evolución de la población global de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* y de los tres principales núcleos reproductores entre 1996-2009 (modificado de AWCT 2014).

El carricerín cejudo es un migrante transahariano de larga distancia que recorre entre 5.000 y 6.000 km desde sus zonas de cría hasta sus cuarteles de invernada en África occidental (De By 1990). Durante sus migraciones se ha registrado su presencia en numerosos países de Europa y el norte de África (AWCT 1999, Schäffer et al. 2006). Los países con mayor número de registros en paso son Francia, Bélgica, Holanda, España, Reino Unido y

Portugal. Es una especie que realiza una migración en lazo (Atienza et al. 2001, Poulin et al. 2010, Poluda et al. 2012), es decir, durante la migración otoñal escoge una ruta más occidental, mientras que la migración primaveral es preferentemente más oriental (Fig. 3). La migración otoñal se extiende entre julio y octubre, la inician los machos adultos y es seguida por las hembras adultas y los juveniles. La migración primaveral, más breve en el tiempo, transcurre entre finales de marzo y primeros de mayo.

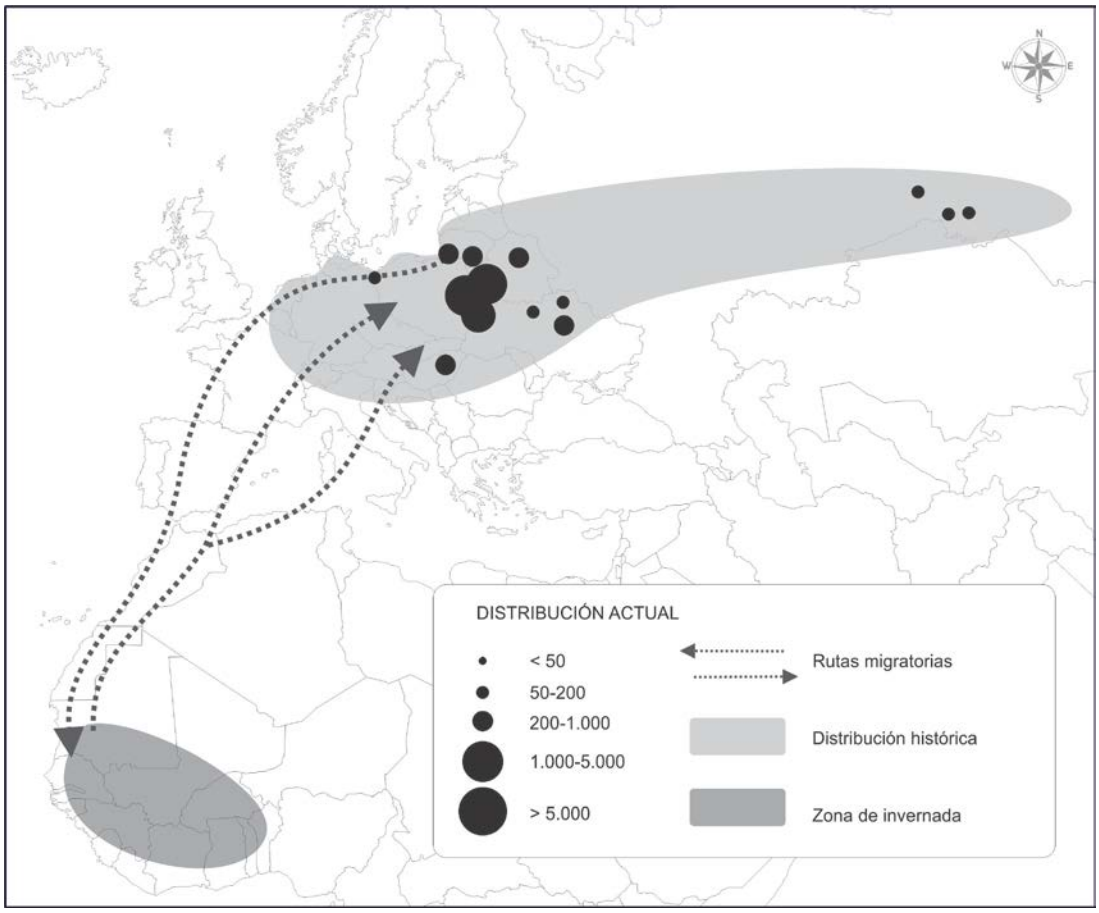


Figura 3.- Mapa de distribución del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (modificado de Flade & Lachmann 2008).

El área de invernada se sitúa en el oeste del África subsahariana (Pain et al. 2004, Schäffer et al. 2006, Walther et al. 2007, Buchanan et al. 2011, Flade et al. 2011, Salewski et al. 2012, Foucher et al. 2013). Se ha registrado su presencia en varios países como Mauritania, Senegal, Malí y Ghana, pero la extensión y las características del área de invernada aún son poco conocidas. Únicamente se conocen dos áreas de invernada regular, una en el Parque Nacional de Djoudj, situado en el delta del río Senegal en Senegal (Salewski et al. 2009) y otra en el delta interior del río Níger en Malí (Poluda et al. 2012).

Amenazas y estado de conservación

El carricerín cejudo sufrió un fuerte declive en el oeste y centro Europa durante el siglo XX debido a la pérdida de hábitat. Estas pérdidas fueron causadas principalmente por las medidas de drenaje en llanuras de inundación con el objetivo de aumentar la superficie cultivable y para la extracción de turba. Hay que sumar los cambios en el régimen hidrológico y el manejo inadecuado de la vegetación. El Plan de Acción del carricerín cejudo (Flade & Lachmann 2008) establece un listado de las amenazas más críticas:

- Cambios en el régimen hidrológico de lugares clave. Crítico.
- Cambios de hábitat debido al abandono del uso de la tierra. Crítico.
- Cambios de hábitat y pérdida de hábitat en las áreas de invernada. Alto, potencialmente crítico.
- Pérdida de hábitat de reproducción debido a drenaje y extracción de turba. Medio, pero regionalmente crítico.
- Cambios de hábitat y pérdida de crías por quemas incontroladas. Medio.
- Eutrofización. Medio.
- Obras de infraestructuras. Bajo, pero localmente alto.
- Manejo inadecuado de siega y pastoreo. Bajo, pero localmente alto.

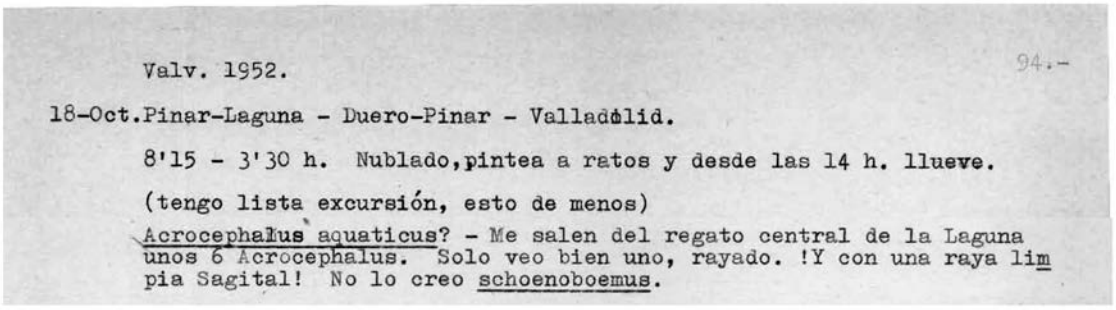
La especie está catalogada como *Vulnerable* a escala global en la Lista Roja de la UICN (BirdLife International 2014), clasificada *En Peligro* a escala europea, e incluida en el Anexo I de la Directiva de Aves, en el Anexo II del Convenio de Berna y en el Anexo II del Convenio de Bonn. Además existe un memorándum de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migradoras de Animales Silvestres “Memorandum of Understanding Concerning Conservation Measures for the Aquatic Warbler – Aquatic Warbler MoU” que marca las directrices para la recuperación de las poblaciones de carricerín cejudo y que ha sido firmado por 22 países de Europa y África, entre ellos España. Por parte de la Comisión Europea existe un plan de acción, el “International Species Action Plan for the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*” (Flade & Lachmann 2008). También se ha creado un grupo internacional de trabajo dentro de BirdLife International, el Aquatic Warbler Conservation Team, que promueve estudios y vigila el cumplimiento de las legislaciones referidas a la conservación del carricerín cejudo.

En España se mencionan como principales amenazas la destrucción o alteración de zonas húmedas (pérdida en las últimas décadas de más del 60% de la superficie de los humedales), los cambios de hábitat (eliminación de las praderas de juncos y pérdida de la calidad del hábitat) y la intensificación de las prácticas agrícolas en el entorno de los humedales (Jubete 2004, SEO/BirdLife & Varela 2007).

El carricerín cejudo en España

El carricerín cejudo no se reproduce en España, por donde solo transita durante sus viajes migratorios, tanto en el paso posnupcial como en el prenupcial (De By 1990, Tellería et al. 1999, Atienza et al. 2001, Julliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006). Hasta finales del siglo XX era considerado como un migrante escaso (Tellería et al. 1999, Atienza et al. 2001) y el número de observaciones era muy pequeño probablemente debido a sus hábitos escondidizos, su plumaje críptico y la posible confusión con el carricerín común.

La primera referencia al carricerín cejudo en España se menciona en la localidad de Laguna de Duero, en Valladolid (Fig. 4), durante una salida de campo realizada por José Antonio Valverde en octubre de 1952, donde entre varios carricerines comunes localiza un ave "con una raya limpia sagital" (Valverde 1952).



Valv. 1952. 94.-

18-Oct.Pinar-Laguna - Duero-Pinar - Valladolid.

8'15 - 3'30 h. Nublado,pintea a ratos y desde las 14 h. llueve.

(tengo lista excursión, esto de menos)

Acrocephalus aquaticus? - Me salen del regato central de la Laguna unos 6 Acrocephalus. Solo veo bien uno, rayado. !Y con una raya limpia Sagital! No lo creo schoenoboemus.

Figura 4.- Primera referencia del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en España, Valverde (1952): Laguna de Duero, Valladolid, denominado Acrocephalus aquaticus? por el autor.

Durante las siguientes décadas se registran observaciones aisladas y dispersas por toda la geografía española, que se incrementan ligeramente en las décadas de los 80 y 90. El número de anillamientos y observaciones hasta el año 1998 en España era muy escaso, con solo 148 aves capturadas y 95 observaciones publicadas (Atienza et al. 2001). Sin embargo desde 1999 y gracias al desarrollo de campañas específicas de anillamiento aumentó notablemente el número de capturas (Fig. 5) y el conocimiento de sus lugares de

sedimentación (Jubete et al. 2001, Robles & Arcas 2004, González et al. 2007, Arizaga et al. 2011a, Zumalacárregui et al. 2011). Desde entonces ha aumentado tanto el número de observaciones como el de anillamientos, de manera que hasta 2013 casi todos los años se anillan en España entre 50 y 100 aves (SEO/BirdLife 2014 y base de anillamientos de la Oficina de Anillamiento de Aranzadi).

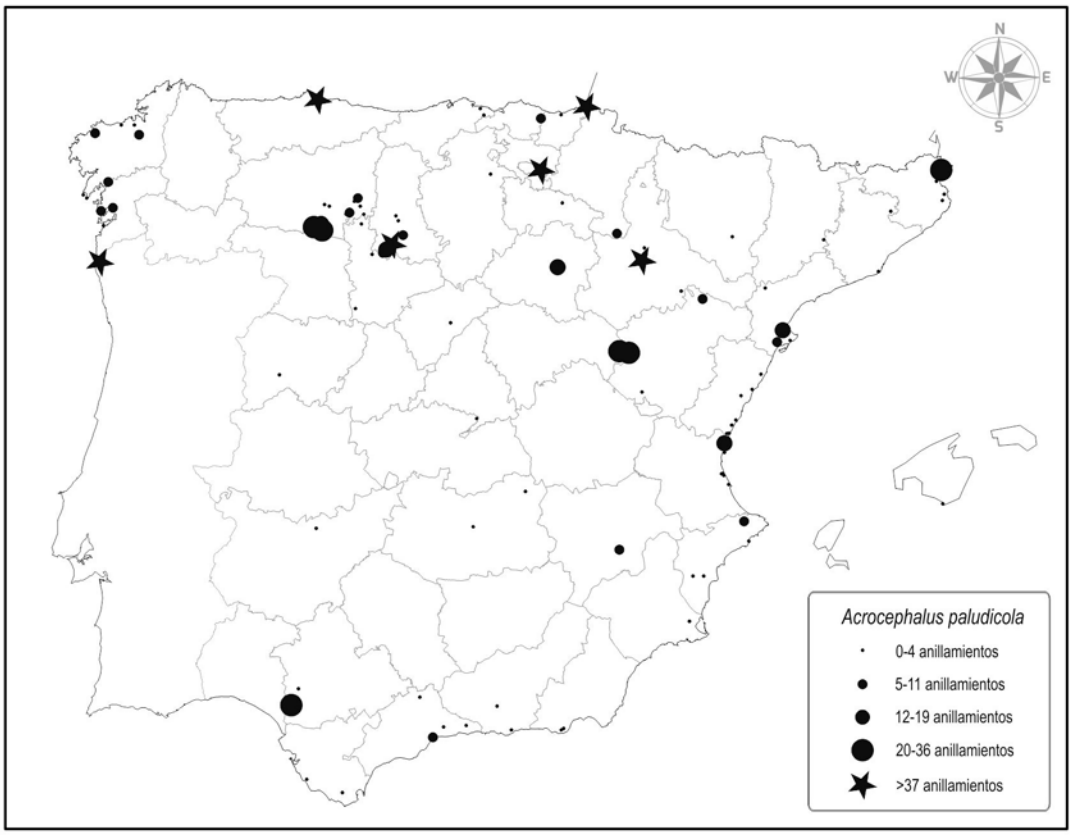


Figura 5.- Distribución de los anillamientos de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en España hasta 2014 (modificado de SEO/BirdLife 2014).

De acuerdo con los análisis de los datos realizados hasta ahora, se ha propuesto la existencia de una serie de rutas migratorias en la península Ibérica, claramente diferentes entre los pasos prenupcial y posnupcial (Atienza et al. 2001). El paso prenupcial acontece principalmente en abril y a través de una ruta ligada principalmente a los humedales de la costa mediterránea. Por el contrario, el paso posnupcial es más dilatado en el tiempo, entre finales de julio y primeros de octubre, y abarcaría un territorio peninsular mucho más amplio, pero evitando en general la costa mediterránea. Inicialmente se describieron dos zonas de paso posnupcial, una ruta por el valle del río Ebro y otra por la costa del mar Cantábrico y el océano Atlántico (Atienza et al. 2001), pero posteriormente se planteó una

tercera ruta posnupcial a través del valle del río Duero (Jubete 2001, Jubete et al. 2006). Los datos de Neto et al. (2010) también apoyan la idea de una ruta costero atlántica para Portugal, aunque quizás por falta de humedales y/o de prospección en el interior del país. El paso desde Francia a la península Ibérica se efectúa primordialmente a través del mar Cantábrico y por la costa atlántica, mientras que el paso por los Pirineos y la costa mediterránea parece ser de escasa entidad (Le Nevé et al. 2009). Más recientemente y gracias al uso de geolocalizadores se ha propuesto una ruta desde una pequeña población de Ucrania que penetraría en la península Ibérica a través del mar Mediterráneo, desde Los Balcanes e Italia (Salewski et al. 2013).

La categoría actual de conservación del carricerín cejudo es de *Vulnerable* en el último Libro Rojo de las Aves de España (Jubete 2004) y además se encuentra en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011).

Área de estudio

El área de estudio está situada al noroeste de la meseta Norte de la península Ibérica (Fig. 6). Comprende de modo parcial a cuatro provincias: León, Palencia, Valladolid y Zamora; y engloba a las comarcas de El Payuelo, El Páramo Leonés, Los Oteros y Tierra de Campos. Se encuentra delimitada al oeste por los Montes de León (vegas de los ríos Órbigo y bajo Esla), al norte por el piedemonte de la cordillera Cantábrica, al este por la ribera del río Carrión y al sur por los Montes Torozos. Está situada aproximadamente entre las coordenadas geográficas 4º17' - 5º52'O de longitud y 41º41' - 42º35'N de latitud. El área abarca una extensión aproximada de 9.000 km^2. Se trata de un territorio con unas condiciones climatológicas y topográficas bastante homogéneas, de relieve suave y situado entre los 700 y los 950 m de altitud. Bioclimáticamente pertenece al piso supramediterráneo de la región biogeográfica Mediterránea (Penas et al., 1995) y posee una marcada continentalidad. La temperatura media anual es de 11,7 ºC y la precipitación media anual es baja, entre 400 y 550 mm. En verano se produce un fuerte estiaje con una precipitación media mensual de alrededor de 20 mm y una temperatura media de 19 ºC (Rivas-Martínez & Rivas-Sáenz 2009). Las formaciones geológicas dominantes son fundamentalmente depósitos de origen terciario, a base de rañas compuestas por cantos de cuarcita, arcillas y arenas, y depósitos aluviales cuaternarios. Estos depósitos rellenan todo el centro de la

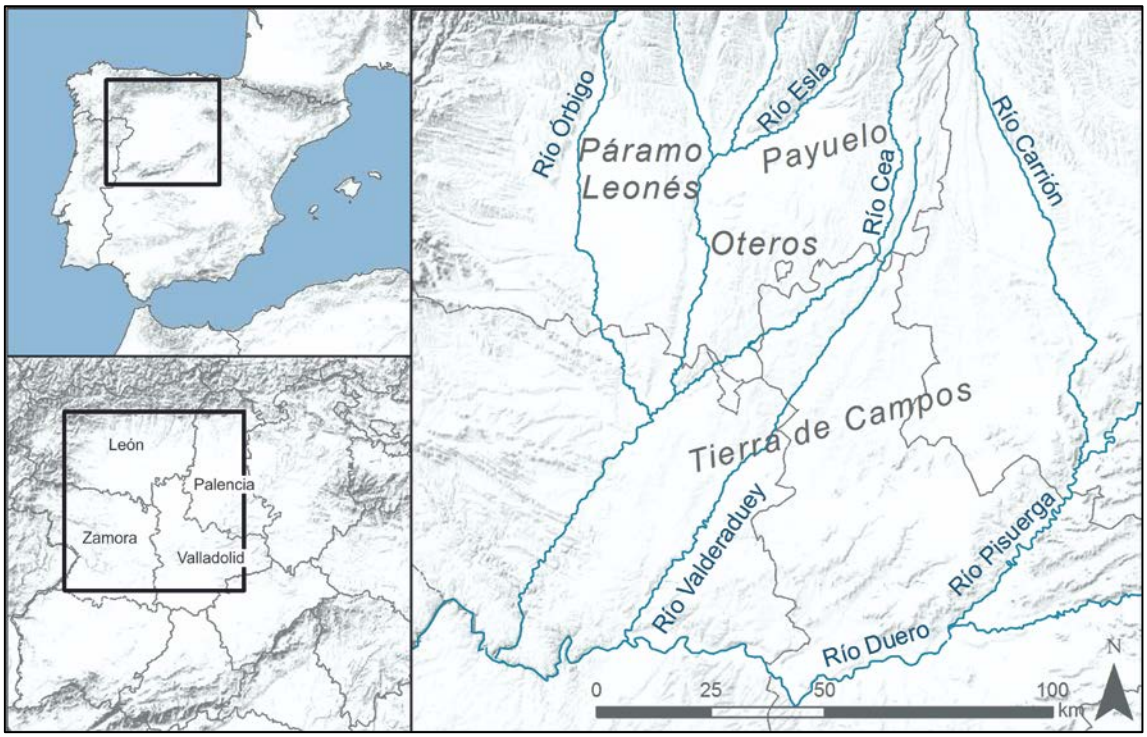


Figura 6.- Situación del área de estudio en la península Ibérica y en la meseta Norte, con indicación de las provincias (izquierda). Situación de las comarcas y de los ríos principales (derecha).

depresión del Duero donde se desarrollan los conjuntos palustres más importantes (Rey-Benayas 1991).

El paisaje se caracteriza por amplias zonas deforestadas, donde la presencia de árboles se reduce a las riberas fluviales y bosquetes de pequeña extensión supervivientes de los antiguos encinares, melojares y quejigales que cubrían la meseta Norte. El uso tradicional del territorio ha sido la agricultura de secano, a excepción de las vegas de los ríos y pequeñas parcelas dedicadas al regadío. Sin embargo, desde la década de los años 60 del siglo XX se comenzaron a transformar miles de hectáreas en regadío. Así, de una agricultura extensiva de secano en régimen de año y vez con barbechos y cultivos de cereales, leguminosas, girasoles y viñedos, se ha pasado a cultivos intensivos de regadío principalmente de maíz y remolacha. Este proceso de intensificación agraria que hoy día continúa, supone entre muchos efectos una mayor homogeneidad paisajística, un incremento del uso de fertilizantes, la eliminación de hábitats seminaturales (Petit & Firbank 2006), y respecto a los humedales está provocando la destrucción y desecación de muchos de ellos, la modificación de su régimen hídrico y su eutrofización (Casado & Montes 1995).

Figura 7.- Laguna Santiz (León). Autor: Héctor Astiárraga.

Los humedales y sistemas palustres de esta zona son ecosistemas muy escasos, que suponen un pequeño porcentaje del territorio, concentran una buena parte de la diversidad y es donde habitan una serie de especies que no están presentes en su entorno (Casado & Montes 1995), entre ellos la especie objeto de estudio, el carricerín cejudo. Los humedales que

ocupa el cejudo pueden ser bien de origen natural como lagunas (Fig. 7) y arroyos, o bien de origen antrópico como graveras y "regueros". El nivel del agua depende fundamentalmente de las precipitaciones y de los acuíferos subterráneos de las grandes formaciones detríticas terciarias, especialmente en las lagunas endorreicas y arroyos de meseta (Duch et al. 1995). Los humedales situados en zonas de regadío reciben aportes suplementarios de los sobrantes de aguas usadas para el riego de cultivos; estos aportes se producen durante los meses estivales.

En el área de estudio existen diferentes figuras de protección que incluyen en su superficie a numerosos humedales (Fig. 8). Pertenecientes a la Red Natura 2000 existen hasta 11 Z.E.P.A. (Zona de Especial Conservación para las Aves) y cuatro L.I.C. (Lugares de Interés Comunitario), exceptuando a los L.I.C. de ribera. También existen dos territorios dentro de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León: la Reserva Natural de las Lagunas de Villafáfila y el Espacio Natural de la laguna de La Nava, ambos incluidos dentro de la lista de humedales de importancia internacional RAMSAR. Además muchas de las lagunas que ocupan esta parte de la depresión del Duero se encuentran dentro del Catálogo de Zonas Húmedas Protegidas de la Junta de Castilla y León (Decreto 194/1994, Decreto 125/2001).

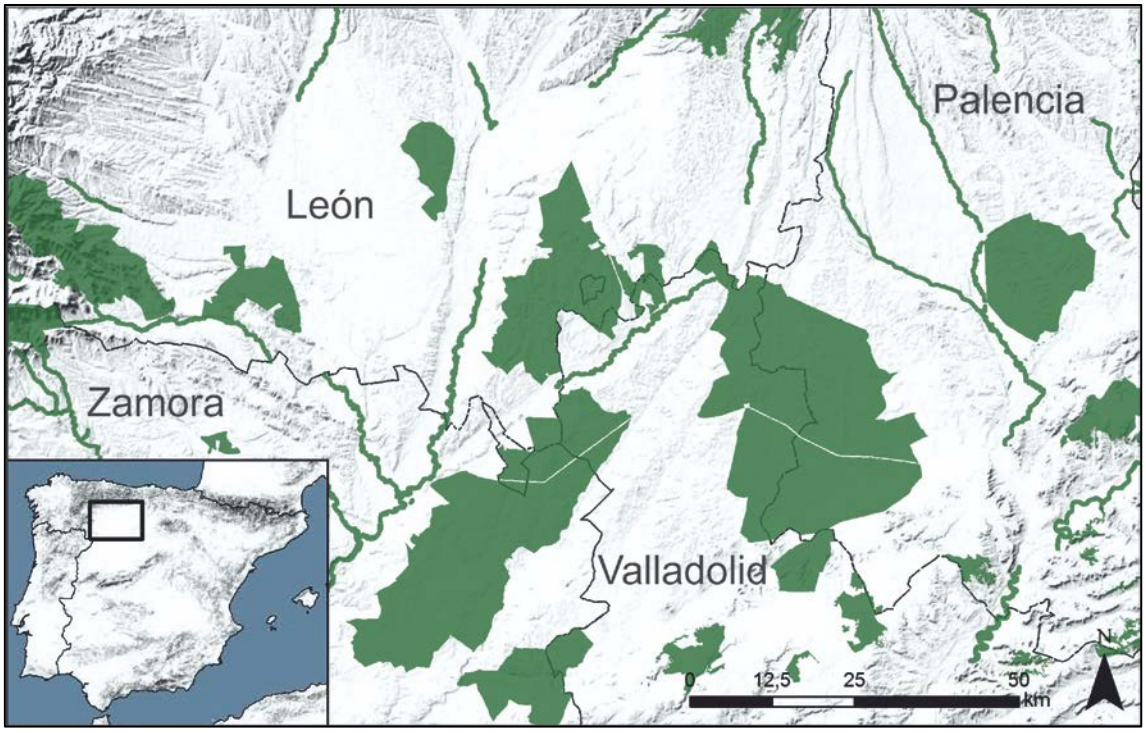


Figura 8.- Espacios de la Red Natura 2000 en el área de estudio.

La localización y descripción específica de los humedales estudiados se describen en los capítulos correspondientes.

Metodología general

Debido a sus hábitos retraídos durante la migración, la metodología que mejor resultado ofrece para los muestreos de carricerín cejudo durante esta época es la captura de ejemplares. El método de captura empleado ha sido la red japonesa o de niebla. Estas redes se colocaron de forma dispersa por el humedal, preferentemente en zonas inundadas, en pasillos libres de vegetación y lo más camufladas posibles (Fig. 9). El uso de redes permite capturar a las aves en medios de vegetación muy densa y donde las aves son muy difíciles de detectar como los medios palustres (Jenni et al. 1996, Poulin et al. 2000). Esto es especialmente fuera de la época de reproducción, cuando la actividad cantora de las aves es baja (Bell et al. 1968, 1973). Aunque la actividad de las aves puede afectar al número de capturas, se puede establecer su fenología y dinámica anual e interanual (Jenni et al. 1996). Otra ventaja de este muestreo, es que al capturar el ave en mano se pueden tomar distintas variables como edad, sexo, biometría, condición física, alimentación y estado fisiológico, lo que permite abordar estudios más detallados que con un muestreo de abundancia de aves (Bermejo 2004).

Para atraer al carricerín cejudo a las redes e incrementar el número de capturas se usaron reclamos digitales con el canto de un macho en época de cría, método usado comúnmente en los estudios de anillamiento de esta especie en otros lugares de paso en

Figura 9.- Red japonesa dispuesta en la laguna El Villar, Zambroncinos del Páramo (León). Autor: Ignacio Rodríguez.

Europa (Jubete et al. 2006, Julliard et al. 2006, Poulin et al. 2010, Arizaga et al. 2011a). Se muestreó durante las primeras y últimas horas del día, cuando las aves presentan una mayor actividad y las redes son menos visibles.

Todas las aves capturadas durante las jornadas de anillamiento fueron identificadas e individualizadas mediante una anilla metálica (Fig. 10). A continuación se determinaron la edad y el sexo de cada individuo mediante el empleo de las características del plumaje, el estado de la muda, la presencia de placa incubatriz y el desarrollo de protuberancia cloacal (Jenni & Winkler 1994, Svensson 1992). La estrategia de muda del carricerín cejudo es una muda de invierno completa, es decir, que adultos y juveniles mudan todas sus plumas en sus cuarteles de invernada. Así que durante la migración posnupcial las aves adultas poseen plumas viejas y desgastadas, mientras que en los juveniles son totalmente nuevas. El sexado únicamente es posible en aves adultas durante la época de cría, por lo que en las zonas de migración posnupcial sólo se detectan en las últimas fases de desarrollo de la placa incubatriz en las hembras y de la protuberancia cloacal en los machos, aunque esta última raramente se distingue.

Figura 10.- Adulto de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* anillado en agosto de 2013 en la laguna El Villar, Zambroncinos del Páramo (León). Autor: David Miguélez.

El estudio de las aves en mano continuó con la toma de datos de la condición física, que durante la migración aporta información trascendental de su estado fisiológico y el éxito de supervivencia (Brown 1996). El peso corporal es sin duda la variable más empleada debido

a que es fácil y rápida de obtener en el campo, y que no afecta al ave en ningún momento (Brown 1996, Pinilla et al. 2000). Otra variable muy utilizada en estudios de migración por su inocuidad, rapidez de toma y que no precisa instrumental es la carga de grasa, que permite estimar visualmente la acumulación de grasa subcutánea de las regiones interclavicular y abdominal y codificarla en una escala (Rogers 1991, 2003, Busse 2000, Pinilla et al. 2000). Se utilizó la escala más habitual para aves de pequeño tamaño, la de Kaiser (1993), que clasifica de 0 a 8 el nivel de grasa corporal. También se midió el estado de desarrollo muscular de la quilla mediante una escala cualitativa que clasifica de 0 a 3 el nivel de músculo, 0 quilla muy marcada y 3 musculatura muy desarrollada (Bairlein 1995).

El tamaño de las aves se obtuvo mediante la toma de datos biométricos comparables y ampliamente utilizados en este tipo de estudios (Bairlein 1995, Jenni & Winkler 1989, Svensson 1992, Busse 2000, Pinilla 2000). Se toman medidas que pueden variar a lo largo del ciclo anual por el desgaste o el estado de la muda, como la longitud del ala o cuerda alar máxima, longitud de las plumas primarias y secundarias, y longitud de la envergadura; y medidas constantes a lo largo de la vida como las medidas esqueléticas de longitud del tarso y del pico.

La captura y anillamiento de todas las especies de aves permitió calcular el índice Acrola (de *Acrocephalus paludicola*), el cual permite comparar la abundancia relativa de carricerines cejudos de una localidad con la de cualquier otra zona de Europa (Julliard et al. 2006). Este índice es el número de capturas de carricerín cejudo dividido entre el total de capturas de las especies del género *Acrocephalus*, expresado en porcentaje (Julliard et al. 2006).

La metodología específica utilizada para abordar los distintos aspectos de este estudio se describe en los capítulos correspondientes. Es el caso de los inventarios de flora para describir los hábitats, de los parámetros de sedimentación para conocer si son lugares adecuados de acumulación y consumo de reservas energéticas, de la recogida de heces para estudiar la alimentación, del cálculo de superficies para el estudio de preferencia de hábitats, etc.

Objetivos y estructura de la tesis

El objetivo fundamental de esta tesis es esclarecer diversas cuestiones, todavía no resueltas o poco estudiadas, relacionadas con las características de la migración posnupcial de una especie globalmente amenazada, el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*. El estudio se centra fundamentalmente en los parámetros de sedimentación, el hábitat que utiliza la especie y la selección de presas. Para este propósito se han estudiado, básicamente mediante el anillamiento científico, varios humedales del interior de la península Ibérica, concretamente de la meseta Norte, situados en un ambiente mediterráneo, con un nivel de intensificación agrícola muy elevado y un régimen hídrico muy variable.

Los objetivos principales de la tesis son los siguientes:

1. Caracterizar y analizar los parámetros biométricos del carricerín cejudo durante la migración posnupcial en la meseta Norte ibérica.
2. Describir la fenología migratoria del carricerín cejudo en humedales de la meseta Norte.
3. Caracterizar y analizar sus parámetros de sedimentación: condición corporal, tasa de engorde, periodo de permanencia, distancias de vuelo potencial y fidelidad interanual del carricerín cejudo en humedales de la meseta Norte.
4. Estudiar el patrón migratorio espacial entre clases de edad en la península Ibérica y otras características de la estrategia migratoria.
5. Describir las características de la vegetación y la influencia del nivel hídrico en los humedales estudiados en relación a la presencia de la especie.
6. Analizar la disponibilidad de alimento y la dieta de la especie en humedales del interior peninsular.
7. Evaluar los principales problemas de conservación del carricerín cejudo en los humedales de la meseta Norte. Aportar recomendaciones de gestión y propuestas de conservación.

La estructura de esta tesis se compone de una parte inicial, ya desarrollada, que consta de introducción general, área de estudio y metodología general. En la **introducción general** se han abordado aspectos básicos del carricerín cejudo: descripción, biología, distribución, tamaño poblacional, estado de conservación y situación general en España. En el apartado de **área de estudio** se presentan de manera global sus características geográficas, bioclimáticas, paisajísticas y figuras de protección. No obstante, cada capítulo presenta su área de estudio particular y se desarrollará en el mismo. Del mismo modo, la metodología específica empleada en los capítulos se expone ampliamente en los mismos, si bien se ha

incluido un **apartado general de metodología** sobre anillamiento científico y captura de aves.

El núcleo central de la tesis se desarrolla en cinco **capítulos** que abordan los objetivos expuestos anteriormente (Tabla 1). Son capítulos independientes, cada uno de ellos con objetivos específicos comentados brevemente a continuación, y detalladamente explicados en los mismos. Cada capítulo toma la forma de un artículo científico, algunos de ellos ya publicados (con sus correspondientes secciones de introducción, métodos, resultados y discusión) que pueden abordarse de forma independiente. Le sigue una **discusión general** que enlaza y aborda varias de las cuestiones tratadas en cada capítulo, y las **conclusiones generales** de la tesis.

Tabla 1.- Relación de los capítulos que integran la tesis y los objetivos tratados en cada uno.

Capítulos	Objetivos
Capítulo I.- Hábitat, fenología y biometría del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal a través de un humedal fluvial en Iberia	1 2 3 5
Capítulo II.- Uso de una gravera abandonada en el interior de España como lugar de sedimentación para el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*	1 2 3 5
Capítulo III.- ¿Muestra el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* una migración diferencial por edades durante la migración posnupcial en la península Ibérica?	4
Capítulo IV.- Selección de dieta del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal en el NO de España	3 5 6
Capítulo V.- Situación y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte (NO España)	7

Los epítomes de los capítulos son los siguientes:

Capítulo I.- **Hábitat, fenología y biometría del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal a través de un humedal fluvial en Iberia**

La información sobre la migración posnupcial de carricerín cejudo en el interior ibérico hasta principios del siglo XXI procedía básicamente de citas aisladas y del seguimiento en la laguna de La Nava. Se desconocía si esta especie usaba de forma regular otros humedales

de la meseta Norte, y por tanto se eligió un humedal con características aparentemente favorables, compuesto por un mosaico de juncales y otras formaciones palustres encharcadas. Se describen los hábitats del humedal, se analizan las características de la sedimentación del cejudo, se da a conocer la influencia del régimen hídrico artificial y se caracterizan las comunidades vegetales y la influencia de las plantaciones de chopos sobre el humedal.

Capítulo II.- **Uso de una gravera abandonada en el interior de España como lugar de sedimentación para el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola***

En este estudio se caracteriza por primera vez un nuevo hábitat de sedimentación para el carricerín cejudo durante la migración posnupcial. Este es una gravera recientemente abandonada con un régimen hídrico artificial. Se describen y analizan los cambios temporales en la vegetación y la calidad del hábitat durante tres años consecutivos. Se analiza si estos cambios en la vegetación reflejan un descenso en las tasas de captura de carricerín cejudo y una pérdida de importancia relativa del humedal usando como medida de calidad de hábitat el índice Acrola, que valora su abundancia relativa. También se señalan los inconvenientes de la gestión en este tipo de humedales artificiales. Finalmente se discuten algunos parámetros de sedimentación comparado con otros humedales naturales de la península Ibérica en relación a su estrategia migratoria.

Capítulo III.- ¿**Muestra el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* una migración diferencial por edades durante la migración posnupcial en la península Ibérica?**

En este capítulo se estudia el patrón migratorio espacial de la especie en función de las clases de edad en la península Ibérica durante el paso posnupcial mediante el análisis de los datos recogidos en estaciones de anillamiento. Algunos autores habían indicado la posible existencia de una migración diferencial en la Península, en la que los adultos de carricerín cejudo seleccionan una ruta más occidental, mientras que los juveniles eligen una más oriental. Este gradiente pondría de manifiesto que el frente de migración en la Península es amplio y pondría en duda el uso de rutas migratorias circunscritas a determinados valles y costas ibéricas. También se analiza la evolución de los porcentajes de adultos y juveniles en un humedal con una serie histórica larga de datos, con el fin de conocer si existe alguna tendencia.

Capítulo IV.- **Alimentación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal en el NO de España**

La disponibilidad de alimento y la dieta son dos aspectos clave para comprender los requerimientos ecológicos de una especie en un hábitat determinado. En el caso del carricerín cejudo existen estudios que abordan estos aspectos en las zonas de cría y zonas de paso en Francia, pero no en la península Ibérica. Estos trabajos aportan interesantes recomendaciones de conservación para las áreas donde fueron realizados. Sin embargo, debido a las diferentes condiciones ambientales de aquellas áreas, probablemente no reflejen la realidad local en nuestra área de estudio, siendo en este caso recomendable realizar estudios a nivel local o regional. En este contexto se describe la dieta del carricerín cejudo y la disponibilidad de alimento en una laguna del interior de España comparada con la de otros estudios en Europa.

Capítulo V.- **Situación y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte (NO España)**

Se describen las características de los humedales del área de estudio, todos ellos enclavados en un ambiente agrícola y profundamente modificado como es la meseta Norte. Se revisa y recopila toda la información sobre el carricerín cejudo en el noroeste de la meseta Norte y se compara con los datos en otras regiones. Se analizan los factores que pueden determinar la abundancia de carricerín cejudo en los humedales en relación a sus dimensiones, las características de su vegetación palustre y las condiciones hídricas. También se examinan los principales problemas de conservación y se proponen posibles medidas de gestión y manejo que favorezcan el uso de estos humedales por parte de la especie.

Capítulo I

Hábitat, fenología y biometría del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración otoñal a través de un humedal fluvial en Iberia

Habitat, phenology and biometrics of the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola *during autumn migration through a riverine wetland in Iberia*

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo:

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. *Ringing & Migration*, 24: 277-279.

Resumen

La conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*, uno de los paseriformes más amenazados de Europa occidental, requiere un buen conocimiento de sus lugares de sedimentación. Este migrante transahariano utiliza los humedales de la península Ibérica como importantes zonas de reposo y acumulación de grasa durante los pasos migratorios. El objetivo de este trabajo es analizar la migración otoñal del carricerín cejudo en un humedal del interior de la península Ibérica, situado en un ambiente mediterráneo y con un nivel de intensificación agrícola muy elevado. Se trata de un humedal asociado a un pequeño arroyo que se caracterizaba por poseer una importante superficie de agua encharcada y un mosaico de comunidades vegetales dominado por juncales de *Scirpoides hosloschoenus* y *Juncus inflexus* y espadañas de *Typha latifolia*. Así, durante los años 2004 a 2006 se capturaron un total de 28 ejemplares de carricerín cejudo. El mayor número de capturas se sitúa en el último tercio del mes de agosto y el porcentaje de juveniles es del 39 %. El análisis de los valores del índice Acrola y de los resultados de varios parámetros de sedimentación pone de manifiesto las buenas condiciones de hábitat que reunían los juncales encharcados del arroyo de Valcavado y se reafirma la importancia de los humedales interiores de la meseta Norte para la migración posnupcial del carricerín cejudo. Además se analiza la influencia del régimen hídrico artificial sobre el humedal debido a los aportes temporales de agua procedentes de cultivos de regadío, la evolución de las diferentes comunidades vegetales del humedal, y el efecto de una plantación de chopos ejecutada el año 2006 sobre la comunidad de juncales.

Palabras clave: área de descaso, régimen hídrico, índice Acrola, parámetros de sedimentación.

Abstract

The conservation of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*, the passerine most threatened in Western Europe, requires a good knowledge of its stopover areas. This trans-Saharan migrant use the Iberian Peninsula wetlands as important resting and refuelling accumulation areas during migratory passages. The aim of our study is to analyze the autumn migration of the species in an inland wetland of the Iberian Peninsula, which is situated in a Mediterranean environment and with a high level of agricultural intensification. It is a riverine wetland characterized by having an important water flooded area and a mosaic of plants communities dominated by a rush-meadow of *Scirpoides hosloschoenus* and *Juncus inflexus*, and a cattail of *Typha latifolia*. Overall, 28 individuals were captured during the years 2004-2006. The highest number of captures was in the last third of August and the percentage of youth was 39 %. The analysis of the Acrola index values and the results of various stopover parameters reveal the good habitat conditions of the Valcavado stream flooded rush-meadow and reaffirm the importance of the meseta Norte inland wetlands for the post-nuptial migration of the Aquatic Warbler. We also analyze how the artificial water regime due to temporary water contributions from irrigated crops influences the wetland, the evolution of different wetland

plant communities, and the effects on the community of rush-meadow of a poplar plantation that took place in 2006.

Key words: Stopover area, water regime, acrola index, stopover parameters.

The Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* is a small passerine which is now considered globally threatened as a result of dramatic reductions in population size and distribution in recent decades (BirdLife International 2004). Its migratory strategies from breeding areas in central Europe to wintering areas in western Africa are poorly known (De By 1990, Cramp 1992, AWCT 1999, Caillat et al. 2005, Dyrzc 2006, Juliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006). In the Iberian Peninsula it was considered a scarce but regular migrant until the end of the 20th century (De By 1990, Tellería 1999, Atienza et al. 2001). However, the recent discovery of important new stopover sites suggests possible migration in a broader front across the Iberian Peninsula (Jubete 2001, Robles & Arcas 2004, Zumalacárregui et al. 2005). In this paper we present data from Aquatic Warblers captured in a ringing station in a small stream in inland Spain, during the post-breeding migration in the period 2004-2006. The number of captures in this locality accounted for 10.6 % of the total for this species in Spain, which was 264 in 2004-2006 (Frías et al. 2007), thus indicating the importance of this wetland and the lack of knowledge of the biology and migration of Aquatic Warblers.

The birds were captured in a small wetland (40 ha) associated with the Valcavado stream in Zotes del Páramo (42º15'N 5º45'W), in the south of León province (northwest Spain), situated at altitude of 775 m above sea level. The surrounding lands are covered by irrigated crops, mostly maize (*Zea mais*). The habitat near the stream is characterised by a long strip of herbaceous and helophytic vegetation, principally *Scirpus holoschoenus* and J*uncus* spp., which is temporarily flooded during summer coinciding with crop irrigation. This provides an ideal habitat for Aquatic Warbler during migration and is very similar to the habitats at their breeding grounds (Cramp 1992, Onrubia et al. 2005, Jubete et al. 2006). Other vegetation in the area mostly includes *Typha* spp., *Phalaris arundinacea* and *Scirpus lacustris*, and two arbustive species *Salix atrocinerea* and *Salix salviifolia*.

All the Aquatic Warblers caught were aged on plumage traits (Cramp 1992, Svensson 1992). Some adult females were recognized by the presence of a brood patch (Svensson 1992, Dyrck 1993). Biometric data collected from each bird included several morphometric measures: maximum wing chord length (± 0.5 mm), eighth primary feather length

(numbered proximal to distal; ± 0.5 mm), tarsus length (± 0.1 mm) and body weight (± 0.1 g; Table 1).

The species was present in the wetland for up to 55 days each year within the study period: the first individual was caught on 2 August and the last on 25 September during the sample period, with maximum capture rates occurring in the first half of August (Fig. 1). This migration phenology is very close to data from studies in other Spanish regions (De By 1990, Atienza et al. 2001, Jubete 2004).

A total of 28 individuals, 17 adults and 11 juveniles, were captured. The age-ratio (1.5:1) was high in comparison with that found in other studies on migration in France and Spain (Robles & Arcas 2004, Caillat et al. 2005, Onrubia et al. 2005, Jubete et al. 2006). Conversely, De By (1990) indicates an increase in the proportion of adults towards southern Europe. Adult birds were captured first, mainly during the first half of August, whereas yearlings were captured later, mainly during the second half of August (Fig. 1). This is similar to data reported by Jubete et al. (2006) recorded in La Nava ringing station, which is the main ringing area for Aquatic Warbler in Spain (Frías et al. 2007).

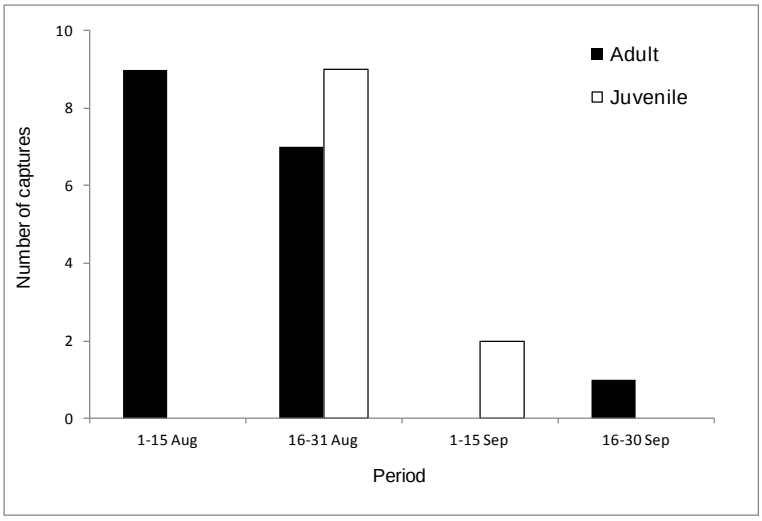


Figure 1.- Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* phenology during 2004-2006 in Valcavado stream.

No significant differences were found between age classes for any of the biometric measurements analysed by one-way ANOVA (Table 1). Cramp (1992) and Svensson (1992) recorded a high level of flight feather wear in adults during postnuptial migration, whereas the juveniles displayed new feathers. Furthermore, Dyrck (1993) mentions differences in wing length and weight between sexes, which are lower in females. This

coincides with our results, though the fact that differences were not significant may relate to the small sample size.

Table 1.- Biometrics (mean ± SD [n]) of Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* caught during the ringing sessions. The differences between age classes of biometric measurements, analysed by one-way ANOVA, were: wing length (F = 0.06, *P* = 0.804), P8 (F = 0.08, *P* = 0.776), tarsus (F = 2.70, *P* = 0.113) and body weight (F = 2.90, *P* = 0.101).

	Wing length (mm)	P8 (mm)	Tarsus (mm)	Body weight (g)
Juveniles	62.6 ± 1.6 (11)	47.3 ± 1.0 (11)	20.5 ± 0.6 (11)	11.6 ± 1.0 (10)
Adult total	62.4 ± 2.4 (17)	46.5 ± 1.4 (17)	20.4 ± 0.6 (17)	12.9 ± 2.0 (17)
Adult females	61.5 ± 1.6 (4)	46.1 ± 1.2 (4)	20.4 ± 0.6 (4)	11.5 ± 0.8 (4)
Total	62.5 ± 2.1 (28)	46.8 ± 1.3 (28)	20.5 ± 0.6 (28)	12.4 ± 1.8 (27)

Eleven recaptures of six different individuals were made, always during the same ringing period, which, at over 21 %, is considered a high rate. The mean stopover duration was almost six days, with a minimum of 3 and a maximum of 12 days. An increase in weight between the first capture and the last recapture was observed on five of the six recaptures, with a mean fattening rate of 0.18 g/day.

The high number of captures and the long stopover period observed suggest that this site is important for the Aquatic Warbler during post-breeding migration. Moreover, these data also reassert the importance of inland wetlands in the Iberian Peninsula for post-breeding migration (Jubete 2001, Onrubia et al. 2005, Jubete et al. 2006). This is in contrast to studies suggesting that the migration of Aquatic Warblers takes place mainly through coastal areas, crossing the Iberia in two main migratory fronts, one along the Atlantic coast and the other along the Mediterranean coast (AWCT 1999, Atienza et al. 2001).

The principal threats and conservation measures proposed for Spain are described by Jubete (2004) and more generally were formally stated in the *Memorandum of Understanding Concerning Conservation Measures for the Aquatic Warbler* (*MoU*), concluded on 30 April 2003 in Minsk (Belarus). The *MoU*, together with a detailed Action Plan, is available at www.cms.int/species/aquatic_warbler/aquatic_warbler_bkrd.htm (last accessed 26 May 2009). In article 2.3 of the Action Plan it is stated that: “To protect the Aquatic Warbler and its habitat in the winter quarters and along the migration route”, the main known stopover sites during the migration route should be protected. However, lack of data to justify legal protection for this type of habitat in León province has led to their destruction over the last

few years, mainly in areas that have been converted to poplar plantations (*Populus* x *canadensis*) and corn fields. Currently, land-consolidation and drainage-amelioration plans are likely to intensify agricultural use. One of these poplar plantations was established in the study area in spring 2006, subsidised by the European Union´s Common Agricultural Policy and occupying almost the entire wetland.

We encourage other researchers to carry out studies in similar locations and reporting their results. Better knowledge of Aquatic Warbler migration in the Iberian Peninsula will help to preserve their severely threatened stopover sites.

Acknowledgements

We would like to thank the members of the Grupo Ibérico de Anillamiento (GIA-León) for helping us in field data collection. Susana Suárez and Francisco García for facilitating the statistical analyses, and Susana Blanco, Javier García, Miguel Juan, Álvaro Rada and two anonymous reviewers for valuable comments on an earlier draft of the manuscript.

Apéndice

El objeto de este apéndice es ampliar la información aportada en la publicación. Se han considerado aspectos no tratados anteriormente sobre el carricerín cejudo como el índice Acrola (que mide su abundancia relativa), el periodo mínimo de estancia, la tasa de engorde, la carga de grasa y la distancia potencial de vuelo. Además se examina la influencia del régimen hídrico artificial sobre el humedal a causa de los aportes temporales de agua procedentes de cultivos de regadío. También se analiza el descenso de capturas de carricerín cejudo durante el año 2006 debido a los efectos de una plantación de chopos sobre la vegetación palustre de juncal, que constituía *a priori* su hábitat más favorable.

Métodos

Área de estudio

El arroyo de Valcavado (Fig. Ap. 1) se encuentra emplazado en una comarca agrícola que sufrió un grado de intensificación muy alto en las últimas décadas, especialmente en la

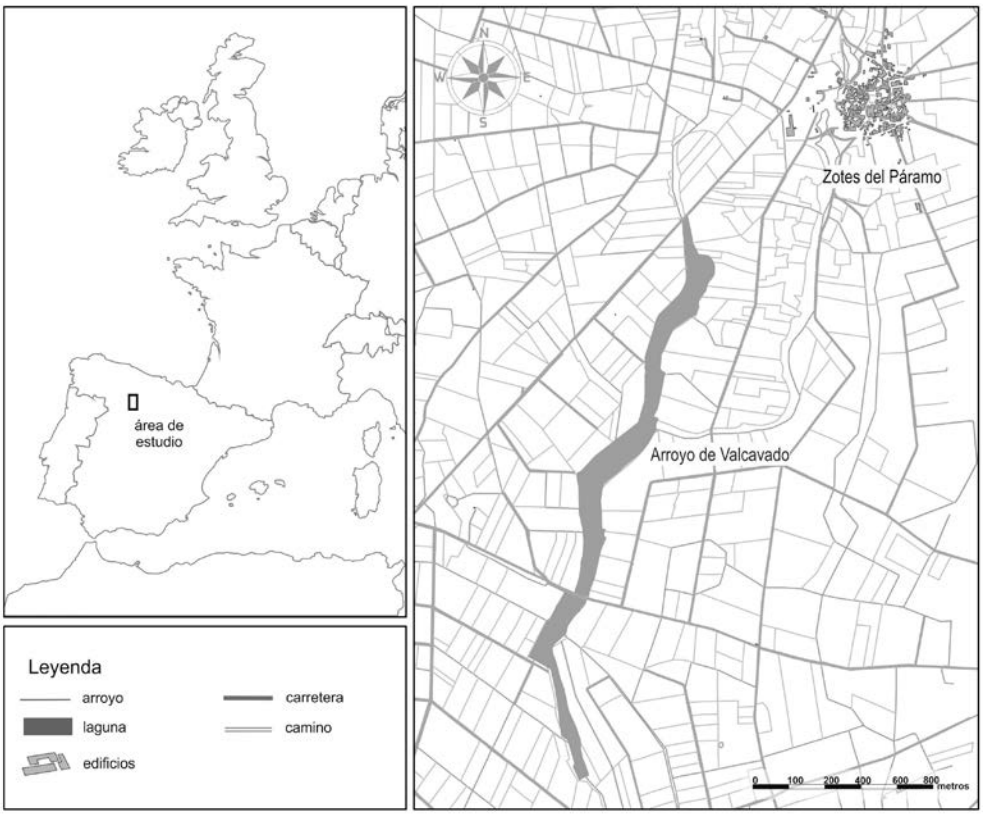


Figura Ap. 1.- Situación geográfica del área de estudio.

década de los 90, cuando se consolidaron los regadíos. Además, el arroyo fue rectificado y dragado en varias ocasiones para su uso como desagüe. Tanto el arroyo como el humedal asociado se veían sometidos a intensos cambios en su régimen hídrico. En primavera se ocasionaban fuertes detracciones de agua, mientras que en verano se producían aportes suplementarios procedentes de aguas sobrantes de cultivos de regadío colindantes, principalmente de maíz. La ruptura de los ritmos de inundación natural del humedal, especialmente en el periodo estival, y la intensa eutrofización debida a los aportes de nutrientes y materiales en suspensión provocaron la formación de una comunidad helofítica bien desarrollada. Solamente las zonas más profundas permanecieron con agua todo el año, mientras que el resto únicamente se inundaban temporalmente durante los meses de julio a septiembre, coincidiendo con el periodo de riego de los campos de maíz. Por tanto es el calendario agrícola el factor que condicionaba la cobertura de agua y el nivel de encharcamiento en el humedal.

Muestreo

Las especies de plantas fueron identificadas siguiendo a Castroviejo et al. (1986-2012) y Tutin et al. (1964-1980). Las comunidades vegetales fueron reconocidas por su fisionomía y por sus especies dominantes (Braun-Blanquet 1979). La profundidad del agua fue medida mediante el uso de una regleta métrica.

Los muestreos de aves se desarrollaron a lo largo de tres periodos de paso otoñal, entre 2004 y 2006, durante los meses de agosto y septiembre. Estas fechas incluyen el periodo de paso posnupcial del carricerín cejudo en España (De By 1990, Atienza et al. 2001, Jubete et al. 2006). Se llevaron a cabo 75 jornadas de anillamiento, en cada una de las cuales se utilizaron entre 120 y 144 metros lineales de redes de niebla (redes de 12 x 2,5 m y 16 mm de malla) colocadas de forma dispersa por el humedal. El esfuerzo de muestreo fue homogéneo durante las tres temporadas y de una frecuencia similar dentro de cada una de ellas. Los carricerines cejudos fueron atraídos a las redes mediante el uso de dos reproductores sonoros con el canto de un macho en época de cría; éstos permanecieron activos sólo durante la jornada de anillamiento para no afectar a la sedimentación de aves en migración activa durante la noche. El uso de reclamos sonoros es un método usado comúnmente en los estudios de anillamiento de esta especie en otros lugares de paso de Europa (Julliard et al. 2006).

Una vez capturadas las aves se anillaron y se determinó su edad y sexo como se indica en la nota publicada. Para esas mismas aves, en este apéndice se aportan nuevas medidas biométricas y de su estado corporal: envergadura y longitud de la cola (± 0,5 mm), longitudes del pico emplumadura y del pico cráneo (desde el extremo del pico hasta las primeras plumas de la cabeza y hasta la base del cráneo respectivamente) (± 0,1 mm), y el nivel de grasa subcutánea (escala de 0 a 8, Kaiser 1993).

Análisis de datos

La superficie de cada comunidad fue calculada mediante ortofotografía aérea de alta resolución (25 cm) (PNOA, Plan Nacional de Ortografía Aérea, Ministerio de Fomento). El área ocupada por cada comunidad en el humedal fue calculada en dos tiempos, años 2004 y 2006, y durante el periodo de captura. A continuación esta cartografía fue rasterizada a una red de resolución espacial de 1 m usando IDRISI. Los cambios en la vegetación fueron estimados mediante una matriz cross-tabulation en IDRISI, para evaluar los cambios en las superficies de las comunidades de plantas y a costa de quien lo hacen. El porcentaje de variación de cada comunidad de plantas fue calculado como: [(porcentaje 2006 – porcentaje 2004) / porcentaje 2004] * 100.

El número total de aves cada temporada fue la suma de las aves capturadas por primera vez. Los cambios en la masa corporal fueron calculados como la diferencia en gramos entre el peso de la última y primera captura. Para el cálculo del periodo de estancia mínimo (días) y la tasa de engorde media (diferencia de masa corporal/periodo de estancia, g/día), solo se consideran las aves que han sido recapturadas al menos 24 horas después de la primera captura en el humedal.

Para calcular las distancias de vuelo (Y, distancia en kilómetros en relación a la velocidad del aire) se empleó la ecuación utilizada por Delingat et al. (2008): $Y = 100 * U * Ln (1 + f)$, donde $f = (m – m_0) / m_0$. U es la velocidad del aire y se ha considerado que para pequeños paseriformes es 36 km/h (Alerstam et al. 2007), f es la relación carga de grasa, m es el último dato de peso de cada ave en el humedal, y m_0 es 10.0 g que es la masa corporal mínima encontrada para un carricerín cejudo en el área de estudio, siguiendo la metodología propuesta por Neto et al. (2010).

Además se determinó el índice Acrola que permite comparar la abundancia relativa de carricerines cejudos de una localidad con la de cualquier otra zona de Europa (Julliard et al.

2006). Este índice es el número de capturas de carricerín cejudo dividido entre el total de capturas de las especies del género *Acrocephalus,* expresado en un porcentaje. La relación entre el número de carricerines cejudos y el número de *Acrocephalus* capturados en cada estación fue analizada mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM) con error binomial y función logit-link. Los análisis de GLM fueron realizados usando el software package R version 2.15.1 (R Development Core Team 2014).

Se comprobó la normalidad de los parámetros relativos a la biometría, al estado corporal y la distancia potencial de vuelo y no se observaron variaciones apreciables en la normalidad (test de Kolmogorov, $P > 0,05$). De modo que se empleó un ANOVA de una vía para comparar el valor de estas variables según la clase de edad. Se utilizó el programa SPSS v.15. Los valores se muestran como promedio ± desviación estándar y tamaño de la muestra (n) entre paréntesis.

Resultados

Vegetación

En el área de estudio se han reconocido cinco tipos de comunidades vegetales (Fig. Ap. 2):

1.- Comunidad de juncos: constituida por praderas de vegetación helofítica y herbácea de porte medio y bajo: las especies dominantes son *Scirpoides holoschoenus* y *Juncus inflexus*, acompañadas por *Eleocharis palustris*, *Carex divisa* y *Carex cuprina*. Se extiende por casi toda el área de estudio.

2.- Comunidad de cañaveral: formada por helófitos de porte alto, entre los que dominan las especies *Typha latifolia* y *Typha domingensis*, que están acompañadas por *Schoenoplectus lacustris* y *Phalaris arundinacea*.

3.- Comunidad de sauces y arbustos: está compuesta básicamente por varias especies de sauces *Salix atrocinerea, S* x *secalliana* y *S.* x *pseudosalviifolia*, y acompañados por el rosal silvestre *Rosa canina* y el majuelo *Crataegus monogyna*. Se encuentra principalmente asociada a los tramos de cauce, si bien existen pequeñas formaciones dispersas por todo el humedal.

4.- Comunidad de aguas libres y macrófitos sumergidos: es la única formación con superficie de aguas abiertas y está constituida por el cauce principal del arroyo y por una red de cauces secundarios. Estas aguas tienen una profundidad respecto al nivel del suelo de aproximadamente dos metros a causa de los encauzamientos efectuados durante la

concentración parcelaria y a las periódicas limpiezas de mantenimiento. En estos cauces se desarrolla una comunidad de macrófitos representada mayoritariamente por las especies *Ranunculus penicillatus, Polygonum hydropiper, Potamogeton pectinatus* y *Veronica anagallis-aquatica*.

5.- Comunidad de chopos: compuesta por plantaciones de chopo híbrido (*Populus* x *canadensis*), plantados a raíz profunda y en hileras.

Sólo una pequeña parte del humedal permanecía con agua todo el año: los cauces, con agua corriente y una profundidad media de entre 10-50 cm, y la zona de cañaveral y sauces, con aguas estancadas asociadas a las zonas más profundas, de 20 a 60 cm. El resto, correspondiente a los juncales hasta antes del año 2006, sólo se inundaba en mayor o menor extensión durante la campaña de riego, entre julio y septiembre, y alcanzaba una profundidad de encharcamiento desde unos pocos centímetros hasta 20-30 cm.

Figura Ap. 2.- Mapa de comunidades vegetales del arroyo Valcavado en 2004 (izquierda) y 2006 (derecha). Los recuadros punteados representan la zona ampliada.

Todas las comunidades vegetales estuvieron representadas entre los años 2004 y 2006, excepto los chopos ausentes hasta 2006 (Tabla Ap. 1). La comunidad con más extensión en el año 2004 fue la de juncal, con más del 82 % área de estudio, mientras que en el año 2006 son las choperas el tipo de vegetación predominante, que ocuparon el 50 % de la superficie del humedal. Existen importantes cambios en los porcentajes de variación.

Tabla Ap. 1.- Extensión en hectáreas de cada comunidad vegetal y porcentaje de variación entre los años 2004 y 2006.

Comunidad	2004	2006	Porcentaje variación
Juncal	33,16	14,49	-56%
Cañaveral	4,14	2,35	-43%
Arbustos	1,49	1,77	19%
Agua	1,63	1,58	-3%
Chopos	0,00	20,24	

Por tanto, entre 2004 y 2006 la superficie ocupada por algunas comunidades de plantas cambia drásticamente (Tablas Ap. 1 y Ap. 2). Las superficies de juncal y de cañaveral se ven reducidas a la mitad y su espacio es ocupado por las plantaciones de chopos. Al mismo tiempo, asociado a la actuación, se produce una destrucción del cañaveral y en menor medida de los sauces a favor del juncal. Durante este periodo la comunidad de sauces, situada mayormente en zonas no afectadas por la plantación, experimenta un incremento a costa de la ocupación de agua libre y en menor medida de cañaveral.

Tabla Ap. 2.- Matriz de cross-tabulation en 2004 (columnas) frente a 2006 (filas). Se muestra el porcentaje total de cada hábitat en 2004 y 2006 así como los porcentajes de cambio (transiciones) entre coberturas de hábitats (se lee desde cada columna abajo-izquierda). En negrita datos más relevantes.

	Juncal	Cañaveral	Sauces	Agua	Total 2006
Juncal	42,23%	**11,14%**	**1,82%**	0,00%	35,86%
Cañaveral	0,67%	51,17%	0,32%	0,00%	5,80%
Sauces	0,59%	**1,76%**	97,03%	**3,18%**	4,36%
Agua	0,00%	0,00%	0,38%	96,82%	3,92%
Chopos	**56,50%**	**35,94%**	0,46%	0,00%	50,06%
Total 2004	82,05%	10,24%	3,68%	4,03%	100%

Capturas e índice Acrola

De 2004 a 2006 se capturaron un total de 28 carricerines cejudos, nueve en 2004, 17 en 2005 y dos en 2006. El número estandarizado de capturas/100 metros lineales de red y hora

fue de 0,14, 0,10 y 0,04, respectivamente. Se capturaron 17 aves adultas y 11 juveniles, por lo que el porcentaje de juveniles fue del 39 %.

El valor promedio del índice Acrola para el periodo 2004-2006 en el arroyo de Valcavado fue de 2,92 % ± 1,74 (n = 3). No obstante este índice varió a lo largo de los tres años de trabajo, con un fuerte descenso en el último año: en 2004 su valor fue 4,27 %; en 2005 fue 3,26 % y en 2006 fue 0,88 %.

El análisis GLM del índice Acrola durante los tres años del periodo de estudio para el arroyo de Valcavado comparado con otras estaciones de anillamiento en España muestra valores de la media diferentes según el año de muestreo (Tabla Ap. 3). La media de los años sin actuación es similar, en el año 2004 (z = 1,323, *P* = 0,186) y significativamente más alta en el año 2005 (z = 2,159, *P* = 0,0308). Mientras que en el año 2006 (z = -1,026, *P* = 0,305), aunque no hay diferencias significativas con otras estaciones de anillamiento, el valor es negativo e indica que este año el índice fue manifiestamente más bajo que los años 2004 y 2005 en el propio área de estudio. El bajo tamaño muestral (tanto del número de estaciones de anillamiento como del número de años de seguimiento) puede estar condicionando la significación del análisis, pese a ello hay indicios de diferencias entre los años 2004-2005 y 2006.

Tabla Ap. 3.- Valores del índice Acrola, capturas de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* y total de capturas de *Acrocephalus* para el paso posnupcial en las estaciones de anillamiento españolas entre los años 2004 y 2006. La Nava (Muñoz-Adalia, 2013), Txingudi (Arizaga et al. 2011a), Salburua (Sáenz de Buruaga et al. 2010), Villaviciosa (González et al. 2007) y Valcavado (presente tesis).

		2004	2005	2006
La Nava	Acrola	2,83	2,56	2,10
	Carricerín cejudo	40	43	41
	Total	1412	1680	1950
Txingudi	Acrola		1,08	0,50
	Carricerín cejudo		1	2
	Total		93	398
Salburúa	Acrola	2,72	0,57	2,51
	Carricerín cejudo	15	6	9
	Total	551	1058	358
Villaviciosa	Acrola	1,80	1,86	0,94
	Carricerín cejudo	7	6	2
	Total	389	323	212
Valcavado	Acrola	4,27	3,26	0,88
	Carricerín cejudo	9	17	2
	Total	211	522	227

Al igual que en las cuatro medidas biométricas analizadas en la sección publicada, tampoco se encontraron diferencias significativas entre las clases de edad en el resto de medidas (Tabla Ap. 4). No obstante, las diferencias de masa corporal y carga de grasa se acercan a una significación para una $P < 0,1$, lo que muestra que los ejemplares adultos presentan medias marginalmente superiores. Del mismo modo y asociado a estos parámetros del estado corporal, el promedio de la distancia de vuelo sin paradas en las aves adultas es más elevado, con un rango individual de entre 244 y 2.076 km, mientras que en las juveniles es de casi 300 km menos, con un rango individual de entre 210 y 1.160 km.

Tabla Ap. 4.- Distancia de vuelo, condición corporal y biometría para el total de individuos, y para adultos y juveniles por separado, de los carricerines cejudos *Acrocephalus paludicola* capturados en el arroyo de Valcavado. Los datos se presentan como promedio ± desviación estándar, y el tamaño muestral (n) entre paréntesis. Las diferencias entre clases de edad fueron analizadas mediante ANOVA de una vía.

	Total	Jóvenes	Adultos	ANOVA una vía
Envergadura (mm)	185,2 ± 3,7 (18)	185,6 ± 3,9 (13)	184,0 ± 3,4 (5)	F = 0,3. P = 0,572
Cola (mm)	47,1 ± 2,4 (18)	47,0 ± 1,1 (6)	47,1 ± 2,8 (12)	F = 0,0. P = 0,919
Pico emplumadura (mm)	10,3 ± 0,6 (19)	10,2 ± 0,5 (6)	10,3 ± 0,6 (13)	F = 0,1. P = 0,738
Pico cráneo (mm)	14,5 ± 0,4 (19)	14,4 ± 0,4 (6)	14,5 ± 0,4 (13)	F = 0,2. P = 0,697
Grasa (scale 0-8)	3,1 ± 1,9 (28)	3,1 ± 1,7 (11)	3,2 ± 2,0 (17)	F = 0,0. P = 0,909
Carga grasa (g)	0,23 ± 0,18 (28)	0,16 ± 0,10 (11)	0,27 ± 0,21 (17)	F = 2,6. P = 0,120
Distancia vuelo (km)	710 ± 472 (28)	535 ± 287 (11)	824 ± 539 (17)	F = 2,6. P = 0,116

En 2004 y 2005 se obtuvieron autorrecapturas de seis ejemplares dentro del año, cuya estancia mínima promedio fue de 5,5 ± 3,51 días (n = 6) y la tasa de ganancia de masa corporal promedio de 0,18 ± 0,35 g/día (n = 6) (Tabla Ap. 5). Si no consideramos un ejemplar adulto con una tasa anormalmente negativa, el promedio sería 0,32 ± 0,07 (n = 5).

Tabla Ap. 5.- Fechas, masa corporal, tiempo de permanencia y tasa de engorde de masa corporal de los carricerines cejudos *Acrocephalus paludicola* recapturados en el arroyo de Valcavado.

Edad	Primera captura: fecha y masa corporal (g)	Última captura: fecha y masa corporal (g)	Engorde (g)	Estancia mínima (días)	Tasa de ganancia masa corporal (g/día)
Adulto	21.8.2004 (16,4)	25.8.2004 (14,3)	-2,1	4	-0,53
Juvenil	22.8.2004 (12,4)	26.8.2004 (13,8)	1,4	4	0,35
Juvenil	22.8.2004 (10,0)	25.8.2004 (10,6)	0,6	3	0,20
Adulto	02.8.2005 (13,7)	14.8.2005 (17,8)	4,1	12	0,34
Adulto	06.8.2005 (12,0)	13.8.2005 (14,5)	2,5	7	0,36
Adulto	25.8.2005 (11,7)	28.8.2005 (12,8)	1,1	3	0,37

Entre los ejemplares recapturados destaca un adulto que permaneció al menos 12 días en el humedal y que en sus siete últimos días registrados engordó 5,2 gramos, lo que supone una tasa de engorde de 0,72 g/día. No se recapturaron ejemplares anillados en años anteriores por lo que no se pudo constatar la fidelidad interanual al humedal.

Discusión

Vegetación

La superficie *a priori* de hábitat favorable para la sedimentación del carricerín cejudo en el arroyo de Valcavado fue muy alta hasta el año 2005. La gran extensión de la comunidad helofítica de juncos encharcados y de bajo porte, y los pequeños parches de *Typha*, *Schoenoplectus* y *Salix* durante los meses de verano constituían un hábitat muy similar al encontrado en otras zonas de paso posnupcial de España y Francia (Cramp 1992, AWCT 1999, Jubete et al. 2006, Poulin et al. 2010, Provost et al. 2010). El desarrollo de este mosaico de formaciones vegetales en el área de estudio está asociado a las aguas sobrantes de cultivos de regadío que proporcionan un régimen hídrico artificial al humedal. La ventaja de este régimen es que mantiene unos niveles de encharcamiento más o menos estables durante los meses de julio a septiembre, sin verse afectados por la sequía estival que afecta a los humedales de régimen natural. Al mismo tiempo, al tratarse de un encharcamiento temporal y somero permitió la continuidad del juncal.

Sin embargo, el cambio de vegetación y de hábitat producido en la primavera de 2006 es muy drástico. La superficie de juncal y de cañaveral se redujo más de la mitad y gran parte del juncal superviviente sufrió un grave deterioro debido al dragado y el efecto de la maquinaria. También desaparecieron del juncal los pequeños parches o manchas de vegetación de otras especies de helófitos, los cuales se encontraban de modo disperso y constituían un hábitat muy heterogéneo a modo de mosaico. Por el contrario la mayor parte de la superficie de sauces arbustivos que se situaba en zonas no transformadas en chopos en sólo tres años aumento un 19 % de su superficie. El efecto negativo de la expansión de formaciones arbustivas ya ha sido observado en otras áreas de cría, invernada y migración de carricerín cejudo (Kloskowski & Kroguleg 1999, Arbeiter & Tegetmeyer 2011, Flade et al. 2011, Kerbiriou et al. 2011), con la consiguiente disminución de hábitat favorable para esta especie. Además, desde la plantación de chopos se ha producido un descenso del pastoreo de ovejas y cabras en el humedal, herbívoros que controlan eficazmente la vegetación helofítica y arbustiva (Tolhurst 1997, Jubete et al. 2006). Al mismo tiempo el

pastoreo favorece las condiciones estructurales para el desarrollo de juveniles de diversas especies de artrópodos como arañas, saltamontes y escarabajos (Schmidt et al. 2005), algunos de las cuales son importantes grupos presa del carricerín cejudo (Schulze-Hagen et al. 1989, Kerbiriou et al. 2011).

Capturas e índice Acrola

Los valores del índice Acrola obtenidos en los años 2004 y 2005 son altos y similares a los registrados en los humedales más importantes para el carricerín cejudo en Francia (Julliard et al. 2006). Además, respecto a otras estaciones de anillamiento de España, las medias del índice Acrola en esos mismos años también son similares o superiores. No obstante, estas comparaciones deben considerarse con cautela, dada la falta de homogeneidad en el empleo de reclamos y en definitiva en el esfuerzo de muestreo (Arizaga et al. 2011a). Pero en el año 2006 se registra un fuerte descenso de este índice respecto a los años previos. Es muy probable que este descenso responda a una pérdida de superficie de hábitat favorable: destrucción y alteración de los juncales encharcados y su sustitución por plantaciones de chopos. Además, muestreos suplementarios durante el año 2007 (datos propios) confirmaron este declive: sólo una captura de carricerín cejudo y un índice Acrola de 1,2 %, muy similar al de 2006. Se puede descartar que este descenso del índice se deba a un descenso de la población reproductora de la especie puesto que las estimas poblacionales en las áreas de cría mantuvieron una tendencia estable durante el periodo de estudio (Flade & Lachmann 2008).

A pesar de que se observan algunos contrastes en los parámetros analizados entre jóvenes y adultos, con tendencias similares a las descritas en la bibliografía (Robles & Arcas 2004, Arizaga et al. 2011a), es decir, con valores promedio de carga de grasa, masa corporal y distancia de vuelo marginalmente más elevados en adultos No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los parámetros, aspecto que puede estar relacionado con el reducido tamaño muestral. El 39 % de las capturas corresponden a aves jóvenes, porcentaje que está próximo al registrado en otras áreas del tercio oeste de la península Ibérica (aspecto tratado en Capítulo III de la tesis).

El periodo mínimo de estancia promedio en el arroyo de Valcavado de casi seis días es más elevado que el registrado en otras zonas del norte peninsular (Jubete et al. 2006, Sáenz de Buruaga et al. 2010, Arizaga et al. 2011a) y similar a regiones de Francia (Chenaval et al. 2011, Musseau et al. 2014). No obstante, son muchos los factores que influyen en el tiempo

de permanencia de un ave en un lugar de sedimentación como la carga de grasa, las oportunidades de sedimentación o las condiciones meteorológicas (Bairlein 1985, Morris 1996), además de la calidad del hábitat (Musseau et al. 2014). La mayoría de los datos de sedimentación de las aves recapturadas en el arroyo indican una alta tasa de engorde o ganancia de masa corporal, superior a los 0,3 g/día, que es similar al registrado en Francia (Julliard, et al. 2006, Kerbiriou et al. 2011) y muy superior al registrado en otras zonas de España donde es de 0,1 g/día (Jubete et al. 2006, Sáenz de Buruaga et al. 2010, Arizaga et al. 2011a). Así todos los parámetros de sedimentación en su conjunto y especialmente la tasa de engorde, que se ha descrito como un buen indicador de la calidad de los hábitats utilizados durante una parada migratoria (Dunn 2000), ponen de manifiesto que los juncales temporalmente encharcados del arroyo de Valcavado constituyen un hábitat adecuado para la sedimentación y alimentación del carricerín cejudo. También se confirma la importancia de otros humedales interiores de la meseta Norte, además de la laguna de la Nava (Jubete et al. 2006), para su migración posnupcial.

El fuerte descenso del número de capturas y del índice Acrola en el año 2006 refleja el efecto negativo que la plantación de chopos tubo sobre el humedal, con la destrucción de la mayor parte del hábitat favorable. Además en los años siguientes se ejecutaron actuaciones de modernización de los regadíos del entorno, basados en la eliminación de los sistemas superficiales de transporte de agua. Esto supuso un aporte menor de agua a los cultivos y un aprovechamiento más eficaz de los recursos hídricos, cuya principal consecuencia en el humedal fue la eliminación de los aportes de agua superficiales. Si sumamos esta imposibilidad de encharcamiento durante los meses de verano a la transformación causada por la plantación de chopos, podemos asegurar que el arroyo de Valcavado pasó de ser un hábitat muy favorable a otro poco favorable para la sedimentación del carricerín cejudo.

Capítulo II

Uso de una gravera abandonada en el interior de España como lugar de sedimentación para el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*

Use of an abandoned gravel-pit in inland Spain as a stopover site for the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito:

Miguélez, D., García, J., Castro, V., Fuertes, B., Zumalacárregui, C. & González-Jáñez, R. Use of an abandoned gravel-pit in inland Spain as a stopover site for the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola.*

Enviado.

Resumen

Los lugares de sedimentación son de vital importancia para las aves migradoras de larga distancia. El presente trabajo da a conocer un particular hábitat utilizado por el carricerín cejudo, uno de los paseriformes más amenazados de Europa, durante la migración posnupcial en un humedal del noroeste de España. Se trata de una gravera abandonada recientemente que se caracteriza por poseer un nivel hídrico artificial, una elevada cobertura de agua encharcada y un mosaico de vegetación dominada por un juncal de *Juncus effesus* y un cañaveral de *Typha domingensis*, *a priori* muy favorable para la sedimentación del carricerín cejudo. El valor del índice Acrola para esta localidad es muy alto, y junto con algunos de los resultados como el periodo medio de estancia, la tasa de engorde, la fidelidad interanual al humedal y las distancias potenciales de vuelo calculadas ponen de manifiesto que el mosaico de comunidades vegetales reúne unas buenas condiciones para la sedimentación del carricerín cejudo. No obstante en sólo tres años se ha observado un proceso de homogeneización en la comunidad de plantas, se redujo notablemente la superficie de juncal y aumentaron la de cañaveral y sauces arbustivos. Este proceso causó un descenso en el índice Acrola en el periodo 2008-2010, así como un descenso de la importancia del humedal respecto a otros humedales españoles. Se han encontrando diferencias significativas en varios parámetros biométricos y en la condición corporal entre las dos clases de edad: los adultos son más pesados y tienen una mayor grasa corporal, lo que les permite una mayor autonomía de vuelo potencial. Aunque las graveras pueden actuar como buenos humedales alternativos, los rápidos cambios en la sucesión de comunidades de plantas requiere un manejo más activo que en el caso de los humedales naturales.

Palabras clave: humedal artificial, cambios en la vegetación, calidad de hábitat, índice, Acrola, condición corporal, conservación.

Abstract

Stopover sites are of vital importance for migrating birds, especially long-distance migrant species. This study describes a wetland in NW Spain, as a particular habitat used by the Aquatic Warbler, one of the most threatened passeriformes in Europe, during postnuptial migration. It is a recently abandoned gravel-pit with an artificial water regime, a large area of standing water and a mosaic of vegetation predominated by a rush-meadow of *Juncus effusus* and a cattail community of *Typha domingensis*, *a priori* very favourable conditions for the Aquatic Warbler. The Acrola index value for this locality is very high, and together with some of the results including mean stopover period, fattening rate, interannual site fidelity and calculated potential flight distances, indicates that the mosaic of plant communities offers good conditions as a refuelling site for the Aquatic Warbler. Nevertheless, in only three years a process of homogenization has been observed in the vegetation, where rush-meadow cover has decreased noticeably and cattail and willow cover have increased. This process caused a decrease in the Acrola index throughout 2008-2010, as well as a significant decrease in the importance of this wetland with regard to others in Spain. Significant differences were found in body condition

between the two age groups: adults are heavier and obtain more body fat, which provides them with greater potential flight autonomy. Although gravel pits can act as ideal alternative wetlands, rapid changes in plant communities succession requires more active management than in the case of natural wetlands.

Key words: artificial wetland, vegetation changes, habitat quality, Acrola index, body condition, conservation.

Introduction

Migration is a critical period in the life of long-distance migratory bird species which need to stop to replenish energy consumed during flight (Newton 2008). The principle aim of migratory stopovers is fuel accumulation (Chernetsov & Manukyan 2000) and survival rates during migration depend on the availability and degree of conservation of suitable stopover sites (Julliard et al. 2006).

The Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*, hereafter AW, is the most critically threatened passerine species nesting in continental Europe (BirdLife International 2012). It is a trans-Saharan migrant that covers approximately 6000 kilometres twice a year between breeding and overwintering sites, crossing wide ecological barriers in long uninterrupted flights fuelled by large fat deposits (Kerbiriou et al. 2011). Ringing has enabled the identification of some important stopover sites of the species in Western Europe. Nevertheless, much more remains to be learnt about several aspects of the migratory strategy of AW in the Iberian Peninsula (Atienza et al. 2001, Julliard et al. 2006), particularly inland, and this could play an important role in its conservation. It is therefore extremely important to increase our knowledge of the migratory strategy of AW, including habitat use, minimum length of stay, fattening rate, interannual fidelity and flight range. It is also important to determine whether there are sufficient stopover sites as refuelling areas to protect the survival of this species extremely sensitive to impacts from degradation or habitat loss (Kerbiriou et al. 2011).

One of the aims of both the Memorandum of Understanding Concerning Conservation Measures for AW (MoU) and the Action Plan for AW in Europe is to identify stopover sites and habitats along the migration route. New and important sites for AW in the Iberian Peninsula have been discovered (Neto et al. 2010, Spanish ringing data banks: ICONA and Aranzadi). At the same time, many other stopover sites are disappearing or becoming

irreversibly degraded (Schäffer et al. 2006), whilst others are arising as result of human actions; including artificial pools, farm ponds, rice fields, etc., which could become important alternative habitats for the wetland biota (Declerck et al. 2006, Céréghino et al. 2008b) and act as stepping stones that ensure connectivity between larger natural and/or artificial wetlands separated in space (Santoul et al. 2009). To date, most efforts to conserve the species and its habitats have focused on natural areas and large wetlands, but other environments including gravel-pits can constitute new artificial habitats for the conservation of species such as AW. An adequate restoration and conservation plans of theses industrial sites would be very important for to encourage favourable habitats for waterbirds.

In this study we characterise for first time a new habitat used as a stopover by AW during post-breeding migration. Temporal changes in vegetation cover, and habitat quality of the gravel-pit in three consecutive seasons, are also described. We also analyse whether changes in vegetation, plant communities cover, reflect a change in AW capture rates or the relative importance of the wetland using the Acrola index to measure habitat quality. We discuss some stopover parameters such as phenology and Acrola index compared with other important stopover Iberian sites and comment on the migration strategy of AW.

Methods

Study site

The La Canterina gravel-pit is in the village of Cebrones del Río (42º16'N; 5º49'W), situated at 775 m a.s.l., in the south of León province (NW Spain) (Fig. 1). The wetland covers a surface of 6.6 ha. The surrounding lands are agricultural fields of irrigated crops, mostly maize.

These plots were used for extracting gravel during the mid 1990s. Since then, they have been used to obtain water for agricultural purposes. Only the deeper parts retain water all year round, whereas the rest is flooded between April and September, coinciding with crop irrigation. Therefore, the agricultural cycle is the main factor determining water cover and depth.

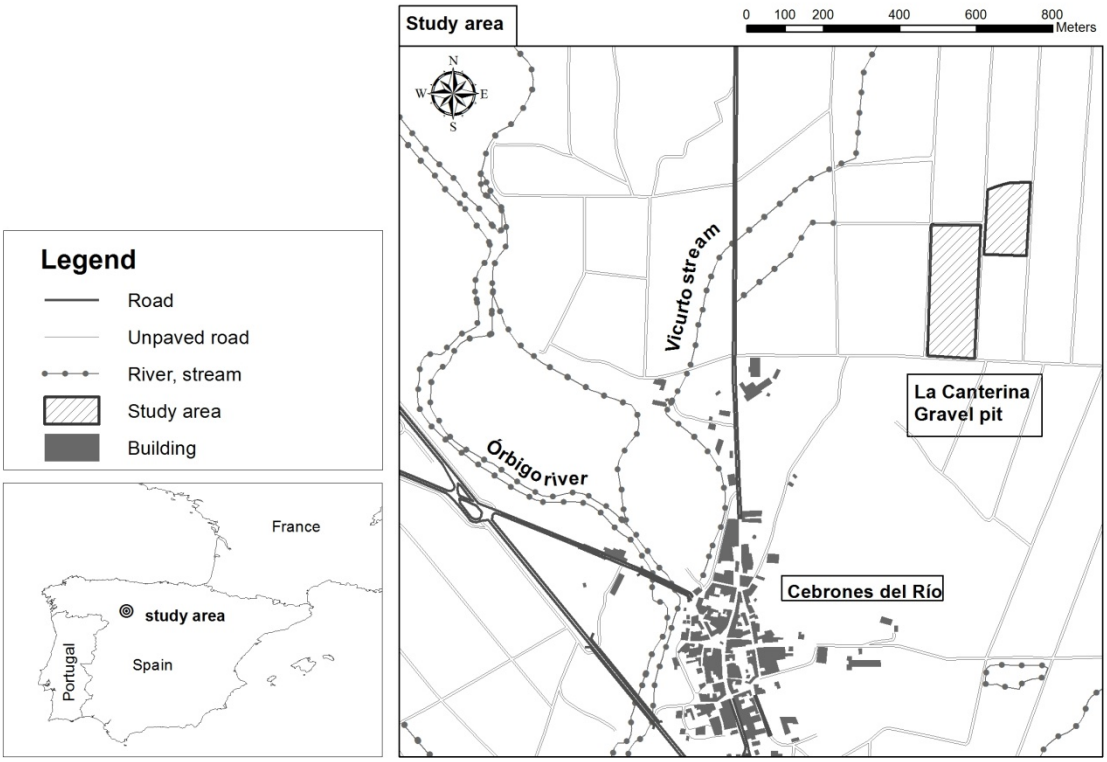


Figure 1.- Geographical location of the study area.

Sampling procedures

Vegetation

Wetland plant communities were recognized by their physiognomy and dominant species, according to the species of greater cover (Braun-Blanquet 1979). Also the habitat types were recognized according to CORINE Biotopes (European Environment Agency 1997). Once distinguished, the communities were mapped using ArcGIS 10 on high spatial resolution orthophotographs (25 cm) (PNOA, Spanish Aerial Ortophotography National Plan). The area occupied by each community in the pit was calculated at two different times, 2008 and 2010, which allowed comparison of vegetation changes. Maps were examined during field trips and rasterized to 1 m spatial resolution grid using IDRISI.

On the map, it can be seen that the utricularid community is only represented as open water surface despite the fact that it actually overlaps with mostly flooded communities.

As values for water cover and water depth can vary noticeably throughout the study period, these data were analysed based on the values obtained during throughout the catching period. The water cover was examined with orthophotographs and water depth using a metric rule.

Birds

Bird sampling was carried out during the 2008-2010 autumn passages, from 2 Aug. to 16 Sep. This period encompasses the post-breeding passage of AW and other *Acrocephalus* species through the Iberian Peninsula (De By 1990, Atienza et al. 2001). Ringing was carried out on 78 days. Between 120 and 156 linear metres of mist nets scattered around the wetland were used per day, due to water level conditioned the opening of some nets. The sampling effort was homogeneous during the three seasons and similar frequency in all weeks of ringing. Following Julliard et al. (2006), were used two tape lure of an AW male´s breeding song in the same place all seasons and only active during the catching hours. The use of tapes lures can influence the composition of captures and produce biases in different aspects, although Mukhin et al. (2008) showed that it does not really matter for others *Acrocephalus*.

All the birds were aged by checking plumage traits and tongue spots (Svensson 1992). Data collected from each bird included body mass (± 0.1 g) and fat scores (scales from 0 to 8, Kaiser 1993).

Data analysis

The total number of birds captured each year was considered as the sum of birds ringed for the first time, local controls ringed in previous years and non-local controls. Body mass change was calculated as the difference in grams from the last trapping minus the weight of the first trapping. To calculate the minimum period of stay (days) and the mean fattening rate (body mass change/period of stay, g/day), we only considered birds that had been recaptured at least 24 hours after being first captured in the wetland.

To calculate the flight ranges (Y) of AW, we employed the equation of Delingat et al. (2008): $Y = 100 * U * \mathrm{Ln}(1 + f)$, which refers to the distance in kilometres in relation to the surrounding air speed. U is the air speed and f is the relative fuel load $f = (m - m_0) / m_0$, where m and m_0 are and given and lean body mass, respectively. We considered an air

speed of 36 km/h, which is that established for small passerines (Alerstam et al. 2007) and a lean body mass m_0 of 10.2 g, the minimum body mass for an AW in the study area, following the method proposed by Neto et al. (2010). The last body mass recorded for each bird in the wetland (m) was used to calculate fuel load and flight range.

The differences between age classes with regard to fuel load and flight range were analysed by one-way ANOVA, using the SPSS v.15 program. Values are shown as mean ± SD (n).

The percentage variation of a plant community was calculated = [(percentage 2010 – percentage 2008) / percentage 2008] * 100. Also, changes in vegetation throughout the period 2008-2010 were compared by means of a cross-tabulation matrix. For the analysis of changes in vegetation and its carrying capacity in the gravel-pit, Acrola index values during the study years 2008, 2009 and 2010 were compared to those from other localities (to see Table 3) in Spain where AW autumn migration had been studied. The season´s study of these localities is the same and has similar periods and sampling routine. The Acrola index enables the relative abundance of AW and the relative importance of a site for AW to be compared with other areas (Julliard et al. 2006). This index is defined as the percentage of total number of AW captured divided by the total number of *Acrocephalus* warblers captured. The relationship between the number of AW and the number of *Acrocephalus* captured at each station was analyzed by Generalized Linear Models (GLM) with binomial error and logit-link function. The statistical analyses were performed using the software package R version 2.15.1 (R Core Team 2014).

Results

Vegetation: characterization and changes

We recognised five plant communities in the gravel-pit according to the percentage of cover of dominant species (Fig. 2): a) A non-rooted submerged hydrophyte community of the utricularid *Utricularia australis*, extended all around the water mass, mainly occupying the open water. b) A rush-meadow community, dominated by *Juncus effusus.* c) A cattail community dominated by *Typha domingensis*. d) A willow shrubby pioneer community on the border, characterised by Mediterranean willows, which is also water-logged during late summer. e) A clover-meadow enriched by nitrophilous forbs and tall terrestrial plants. Water cover ranged between 50 % and 70 % of the wetland surface, and water depth,

between 1-20 cm in temporarily flooded areas and 80-120 cm in the deeper parts which include the few sections of open water in the wetland. The rush-meadow was the most widespread plant community in 2008 and the cattail in 2010 (Table 1).

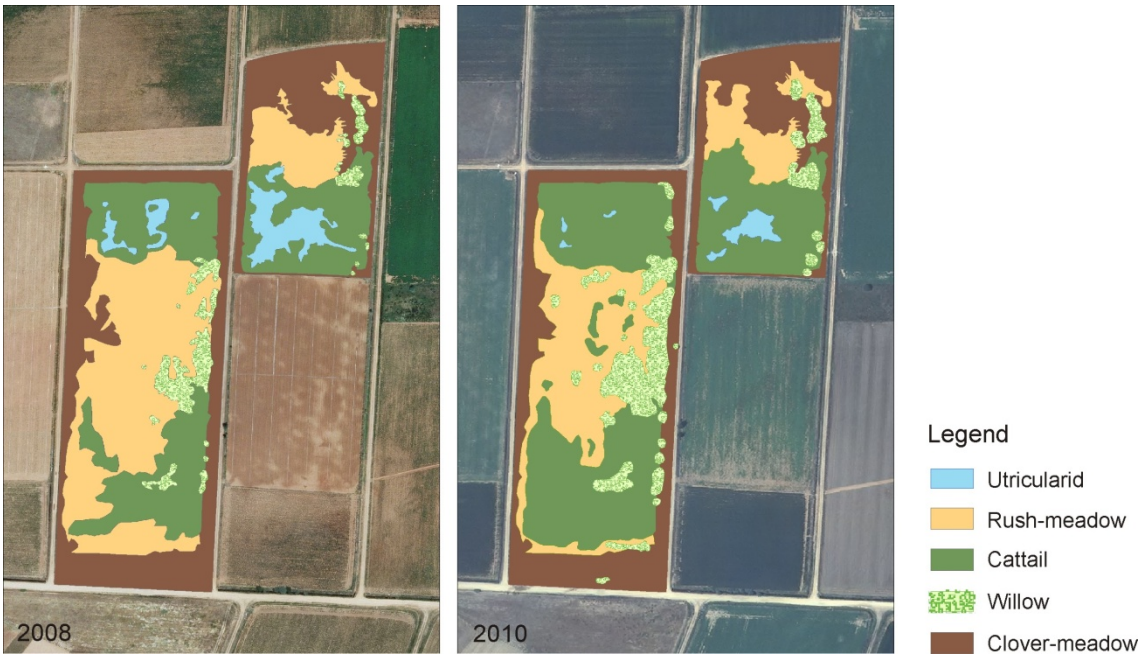


Figure 2.- Vegetation map of the gravel-pit in 2008 (left) and 2010 (right).

Permanent soil moisture enables the rush community to exist, and the prolonged waterlogging conditions make it resemble an emergent community with permanent water depth, in which helophytes such as *Eleocharis palustris* are present. The willow community is located in the deepest parts of the pit. There is only one clover community, situated in the flat peripheral area.

Table 1.- Extension in hectares of each community in the gravel-pit, and the percentage variation between 2008 and 2010. Corine Biotope codes and habitats are shown for each plant community.

Plant community	2008	2010	% variation	BD Corine
Utricularid	0.33	0.10	-0,70%	22.414 Bladdewort colonies
Rush-meadow	2.12	1.48	-0,30%	53.5 Tall rush swamps
Cattail	1.80	2.53	0,41%	53.13 Reedmace beds
Willow	0.33	0.69	1,09%	44.126 Iberian sage-leaved willow scrub
Clover-meadow	2.07	1.86	-0,10%	37.4 Mediterranean tall humid grasslands

Between 2008 and 2010, the surface occupied by each plant community changed drastically and the rush-meadow and utricularid were replaced by the cattail and willow communities (Table 2); in fact, the increase in the cattail community was mainly at the expense of the rush-meadow and, to a lesser extent, the utricularid community. The rush-meadow decreased substantially in only three years, whereas the cattail community area increased noticeably, and even the willow community doubled in size during this period.

Table 2.- Cross tabulation matrix in 2008 (columns) in comparison with 2010 (rows). It shows total percentages of each habitat in 2008 and 2010 as well as percentages of change or at the expense of vegetation type comes (transitions) among habitat covers (it reads from each column down-left). The most relevant data are in bold.

	Utricularid	Rush-meadow	Cattail	Willow	Clover-meadow	Total 2010
Utricularid	1.49%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	1.49%
Rush-meadow	0.00%	20.19%	0.00%	0.00%	**2.08%**	22.27%
Cattail	**3.55%**	**8.98%**	25.35%	0.00%	0.07%	37.95%
Willow	0.00%	**2.57%**	**1.65%**	4.96%	**1.09%**	10.26%
Clover-meadow	0.00%	0.07%	0.02%	0.00%	27.93%	28.02%
Total 2008	5.04%	31.8%	27.02%	4.96%	31.17%	100%

Captures of Aquatic Warblers

A total of 36 AW were captured in 2008, 2009 and 2010. The standardized number of captures/100 linear m of mist nets and hour was 0.13, 0.29 and 0.04, respectively. In this same period, 16 % of all AW captures in Spain during autumn migration (Spanish ringing data banks: ICONA and Aranzadi) were made. Eighteen juveniles and 18 adults were captured; therefore the age-ratio was 1:1. One juvenile and one adult ringed in 2008 were recaptured in 2009, and two juveniles ringed in 2009 were recaptured in 2010.

The mean Acrola index value for 2008-2010 in the study area was 3.53 ± 1.60, though it declined throughout the study period: 5.80 in 2008; 4.42 in 2009; and 2.53 in 2010. During the three-year study period, the Acrola index for study area was higher than in any of the other Spanish stations (Table 3). Nevertheless, the difference in the index in comparison with the other stations was much greater in 2008 ($z = 5.293$, $P < 0.001$) and 2009 ($z = 3.428$, $P < 0.001$), when habitat conditions were different, than in 2010, when the habitat in the gravel-pit underwent a considerable change process ($z = 2.329$, $P < 0.05$).

Table 3.- Acrola index, *Acrocephalus paludicola* captures and total *Acrocephalus* captures of post-nuptial passage ringing sites in the Iberian Peninsula between 2008 and 2010. Villaviciosa (González and Peón pers. comm.), Txingudi (Arizaga et al. 2011a), Salburua (Unanue pers. comm.), Gallocanta (Pérez-Laborda pers. comm.), Canal Castilla (Zumalacárregui et al. 2011) and La Canterina (present study). AW: Aquatic Warbler.

		2008	2009	2010
Villaviciosa	Acrola	4.84	2.99	1.89
	AW	6	5	3
	Total	124	167	159
Txingudi	Acrola	0.63	0.79	1.47
	AW	6	13	16
	Total	950	1645	1092
Salburúa	Acrola	0.68	1.07	0.16
	AW	7	8	1
	Total	1037	745	621
Gallocanta	Acrola	0.83	4.71	3.49
	AW	1	4	15
	Total	121	85	430
Canal Castilla	Acrola	0.50	1.15	0.69
	AW	2	9	7
	Total	402	782	1016
La Canterina	Acrola	5.80	4.42	2.53
	AW	12	8	16
	Total	207	181	633

Significant differences between age groups were observed with regard to potential non-stop flight distances (Table 4), juveniles flying shorter mean distances (138-1.902 km) than adults (400-2.333 km). Adults had a greater mean relative fuel load than juveniles, though there were no significant differences in this case. Body mass and fat score were higher in adults than juveniles.

Table 4.- Flight range and condition of total adult and juvenile Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* captured in the La Canterina gravel-pit. Data presented are mean ± standard deviation (n). The differences between age classes were analysed by one-way ANOVA. Significant values in bold.

	Total	Juvenile	Adult	one-way ANOVA
Flight range (km)	910 ± 573 (35)	721 ± 529 (17)	1110 ± 563 (18)	**F = 4.5; P = 0.043**
Fuel load (g)	0.31 ± 0.22 (35)	0.24 ± 0.20 (17)	0.38 ± 0.22 (18)	F = 4.3; P = 0.053
Fat score (scale 0-8)	4.1 ± 1.9 (36)	3.4 ± 1.6 (18)	4.8 ± 1.9 (18)	**F = 5.7; P = 0.023**
Body mass (g)	12.9 ± 2.0 (35)	11.9 ± 1.3 (17)	13.7 ± 2.3 (18)	**F = 8.1; P = 0.007**

Eight individuals were recaptured at least once during the same ringing season and their calculation was only an estimate of the time spent on the site after the first capture,

accounting for a capture rate of 22.2 %. Despite the individuals recaptured are few, these provides valuable information on the Iberian context. The mean stopover duration was 7.8 ± 4.9 days (n=8; range: 2-15 days). An average body mass change from 1.84 ± 1.43 g (n=8) and a mean fattening rate of 0.25 ± 0.34 g/day (n=8) were also calculated.

Discussion

Vegetation: characterization and changes

The initial conditions of vegetation and area flooded stopover site habitat of AW in the La Canterina gravel-pit are in line with the general assessment by Flade & Lachmann (2008), with low water depth and low marsh vegetation physiognomy. The presence of rush-meadow flooded in the study artificial area could be a determining factor for the presence of AW during migration. This strongly favours low stands of sedges and reeds near open water, with a preferred water depth of 1-10 cm and a plant height of 50 cm (AWCT 1999, Jubete et al. 2006, Poulin et al. 2010). Also, the most recent studies in radio-tracking in postnuptial stopover sites (Bargain 2002, Jubete et al. 2006, Provost et al. 2010, Musseau & Herrmann 2013) and wintering sites (Arbeiter & Tegetmeyer 2011) in wetlands show that AW select two types of habitat: very high mono-specific reedbeds (mostly *Phragmites australis*) used as resting areas and, in particular, wet grassland and sedges on the periphery of these reed beds, also with the presence of open water areas, where they feed.

During August and September, the gravel-pit contains microhabitats similar to those mentioned: a helophytic community of cattail in deeper areas, a water-logged rush-meadow in the shallower ones and some patched water tables with an utricularid community. This mosaic of habitat conditions is supposed to benefit the presence of prey for AW (Kerbiriou et al. 2011, Provost et al. 2010, Musseau & Herrmann 2013). These authors also state that AW most of the consumed invertebrates have a partly aquatic life cycle, which explains why AW forages in wet grassland and sedges close to open water areas.

The most important change in vegetation cover throughout the study period is the loss of rush-meadow surface, which is related to an increase in other formations, mainly cattail and, to a lesser extent, willow (Table 2). Prolonged flooding is the factor that causes the rush-meadow to act as a low-lying helophytic c jommunity, but at the same time, allows the greater colonizing capacity of the cattail community. Furthermore eutrophication favours

this process (Newman et al. 1998). As a result, the carrying capacity of the habitat for AW is decreased. This decrease is not likely to be related to a drop in the breeding population as the latest population estimates in the breeding areas are stable (Flade & Lachmann 2008) and during the period study in Spanish ringing stations the Acrola index is also stable (Neto et al. 2010, Miguélez et al. 2014). It is more likely to be related to an intrinsic change in the wetland itself and the natural succession of vegetation. In this regard, an analysis of the Acrola index compared with other Spanish ringing stations points to a significant decrease in the three study years in La Canterina, which resulted in a decrease in the relative importance of this wetland. Although this index is influenced by the relative abundance of the rest *Acrocephalus* warblers and is difficult to compare sites hosting different species with different fuel requirements and migration strategies (Arizaga et al. 2014). The mosaic of different habitats is becoming homogenous as a result of secondary succession of the plant communities in the wetland. The better habitat conditions are becoming scarce: the rush-meadow area is decreasing whilst willow shrubs and cattail community areas are growing by the year. The same conservation problem has been observed in some breeding, migration and wintering sites (Kozulin & Krogulec 1999, Tannenberger et al. 2008, Kerbiriou et al. 2011, Arbeiter & Tegetmeyer 2011), where cattail and shrub willow overgrowth has converted optimal habitats into suboptimal ones: greater density and height of taller vegetation that is of less interest to AW.

Gravel-pits can’t replace to natural wetland, but can be complementary wetlands during temporal circumstances or as emergency stopovers (Arizaga et al. 2011b, Overdijk and Navedo 2012). However, their instability and rapid vegetation dynamics make them difficult to manage (Řehounková & Prach 2010). To guarantee the permanence of an optimal habitat for AW, the water regime in the gravel-pit, which currently depends on irrigation requirements, needs to be controlled at least during spring and summer. Management of the vegetation to slow down eutrophication described as a serious problem in breeding areas such as Pomerania (Tanneberger et al. 2011) is also necessary; a large area of optimal habitat needs to be maintained to control the increase in cattail and willow cover. The best methods for eliminating plant material in the wetlands are grazing and mowing (Jubete et al. 2006, Kerbiriou et al. 2011, Tanneberger et al. 2010, Kubacka et al. 2013), but this type of management is now practically non-existent in the study area, enabling maintenance of space pioneer habitat.

Currently, there are no adequate restoration, management or conservation plans for this type of gravel-pit in the NW of Spain, and they are usually transformed into recreational areas or fishing lakes, and only rarely into favourable habitats for waterbirds. Such plans could compensate for the loss of natural wetlands, especially in areas with considerable intensification of farming and new intensive irrigation systems, and contribute to conserving species such as AW. This study could be a starting point for designing new environmental restoration projects that will facilitate AW in favourable stopover areas.

Captures of Aquatic Warblers

The four local controls ringed in previous years confirms that some birds stopover in exactly the same place in the La Canterina gravel-pit from one year to the next and show fidelity for migratory passage sites (Jubete et al. 2006, Bargain 2008). This could reflect the importance of areas with suitable habitats on migration routes and that they should be maintained year after year; although Catry et al. (2004) did not find any evidence that other migrant passerines to scarce habitats, such as wetlands, are more site faithful.

The average length of stay of the AW in the La Canterina gravel-pit indicates a long stopover period in this wetland, which enables it to increase body mass considerably. Even so, the dates are higher than those calculated for other natural wetlands such as La Nava and Txingudi in Spain (Jubete et al. 2006, Arizaga et al. 2011a), or Audierne and Loire in France (Bargain 2008, Chenaval et al. 2011) with capture rates lower than 15 % and an average length of stay of seven days or even less than five days. However, these comparisons must be considered with caution, the methods for assess average length of stay are not the same among studies. These parameters and the mean fattening rate are also higher than in the Valcavado stream, a nearby natural wetland (Miguélez et al. 2009), which underlines that the water-logged rush-meadow in this artificial wetland provides better habitat conditions for replenishing fat reserves to be used during the next flight bout. The high recapture rate, which exceeded 20 %, may be due to the fact that the wetland only covered a small area.

The mean body mass and fat score were high. Differences were observed between juveniles and adults with regard to body condition. Body mass and fat score were significantly higher in adults than juveniles, that is, adults were in better condition for long-distance flying. In fact, adult birds may be more experienced in selecting adequate and high quality stopover

sites (Shennan 1985), physical condition and sedimentation and fat accumulation being of maximum interest when studying strategies in different age groups (Alerstam & Lindström 1990, Catry et al. 2004). In the La Canterina gravel-pit, fuel load and potential non-stop flight range are high for most AW, with similar results for Portugal and France (Neto et al. 2010, Jakubas et al. 2014), the adults having a greater flight capacity than the juveniles. The average Acrola index is very high and indicates *a priori* that this artificial wetland plays a very important role in the post-nuptial migration of AW. This index value is higher than for most Iberian wetlands and is similar to that indicated for main wetlands on the West coast of France, with a value of 3.5 in regions such as Normandy or Loire (Julliard et al. 2006). In any case, these authors state that comparisons should be considered with caution due to the lack of homogeneity in the use of tape-lures and effort in the different study areas.

In this context, it seems that many birds that stopover in this wetland could cover the rest of the Iberian Peninsula and reach the North African continent thanks to the accumulated fat load, and not have to find food supplies. Accordingly, Jakubas et al. (2014) estimated potential non-stop and concluded that autumn migrating AW probably do not fly directly to wintering grounds in West Africa from the Loire estuary. In contrast, other authors indicate that part of the AW population would be capable of leaving stopover sites in France and fly to wintering sites in Africa without stopping again in Europe and that this would explain the lower Acrola index value and number of captures in Spain (Julliard et al. 2006, Arizaga et al. 2014). Our data support the idea that the AW seems to gain body mass significantly at only a few stopover sites, but not fly directly from France or North Spain to the wintering quarters in West Africa (Jakubas et al. 2014). The conservation of these few refuelling sites known to AW (Kerbiriou et al. 2011) which in some cases also act as emergency stopover sites during adverse weather (Arizaga et al. 2011b), is therefore essential. Amongst them are the Spanish inland wetlands, particularly those located in the Duero basin, which are much more scattered and in many cases much smaller than others on the north coast of Western France with a higher carrying capacity (Arizaga et al. 2014). Thus many wetlands in inland Spain, even non-natural ones, could play a very important role as refuelling areas before the flight across the Sahara.

Acknowledgements

Our thanks to the members of the Grupo Ibérico de Anillamiento (GIA-León) and the volunteers who helped during sampling, particularly Héctor Astiárraga, who discovered the wetland. We also thank Francisco García and Alejandra Morán for their help with the statistical analysis; to Juan Arizaga and Dariusz Jakubas for providing the bibliography; to Carlos Pérez, Azaitz Unanue, Paloma Peón and Vicente González for their comments and data ringing sites; and to Catherine Martin for her English language revision. Licences for the trapping and ringing of birds were obtained from the Ministerio de Medio Ambiente of Spain and the Junta de Castilla y León.

Supplementary Material

Releves of four water-logged communities in the pit, size of each releve in square meters (indicated in parentheses) and the estimation of plant cover: + = <1%, 1 = 1-5%, 2 = 6-25%, 3 = 26-50%, 4 = 51-75%, 5 > 75%. Characteristic plants in bold.

Species/Community (area m^2)	Utricularid (30)	Rush-meadow (50)	Cattail (50)	Willow (50)
Agrostis stolonifera	.	**1**	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	**+**	**+**	.
Aster squamatus	.	+	.	.
Carex pseudocyperus	.	.	.	+
Cyperus eragrostis	.	2	.	.
Cyperus longus	.	1	.	.
Eleocharis palustris subsp. *vulgaris*	.	**2**	**1**	.
Eleocharis uniglumis	.	.	**1**	.
Galium palustre	.	.	+	.
Holcus lanatus	.	**1**	.	.
Juncus acutiflorus	.	**2**	+	.
Juncus compressus	.	**+**	.	.
Juncus effusus	.	**4**	2	+
Juncus inflexus subsp. *inflexus*	.	**1**	.	+
Lythrum salicaria	.	.	**+**	.
Lytrhum borysthenicum	.	1	.	.
Mentha pulegium	.	**1**	.	.
Myosotis sicula	.	1	.	.
Phalaris arundinacea subsp. *arundinacea*	.	**1**	**+**	+
Phragmites australis	.	.	**+**	.
Polygonum minus	.	+	.	.
Polypogon maritimus subsp. *maritimus*	.	1	.	.
Pulicaria paludosa	.	+	.	.
Rumex conglomeratus	.	+	.	.
Rumex crispus	.	+	.	.
Salix atrocinerea	.	.	.	**1**
Salix triandra subsp. *discolor*	.	.	.	**+**
Salix x pseudosalvifolia	.	.	.	**2**
Salix x secalliana	.	+	.	**3**
Schoenoplectus lacustris subsp. *lacustris*	.	+	**1**	.
Scirpoides holoschoenus	.	**+**	.	.
Typha domingensis	.	1	**4**	+
Typha latifolia	.	.	**+**	+
Utricularia australis	**4**	**2**	**+**	**+**

Appendix to Chapter II

Table Ap. 1.- Biometrics of total adult and juvenile Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* captured in the La Canterina gravel-pit. Data presented are mean ± standard deviation and sample size (n). The differences between age classes were analysed by one-way ANOVA. Significant values in bold.

Data collected from each bird included morphometric measures such as maximum wing chord length, eighth primary feather length -in descending order-, wingspan and tail length (± 0.5 mm); bill to feathers (bill length from the tip to the beginning of the forehead feathers), bill to skull (bill length from tip to skull) and tarsus length (± 0.1 mm).

	Total	Juvenile	Adult	one-way ANOVA
Wing length (mm)	62.3 ± 1.5 (35)	63.0 ± 1.3 (18)	61.6 ± 1.4 (17)	**F = 8.6; *P* = 0.006**
Eighth primary (mm)	46.9 ± 1.2 (36)	47.6 ± 1.0 (18)	46.3 ± 1.0 (18)	**F = 16.4; *P* < 0.001**
Tarsus (mm)	20.5 ± 0.5 (35)	20.6 ± 0.5 (18)	20.4 ± 0.6 (17)	F = 1.0; *P* = 0.330
Wingspan (mm)	181.8 ± 5.5 (35)	182.0 ± 4.7 (17)	181,6 ± 6.3 (18)	F = 0.1; *P* = 0.814
Tail (mm)	47.8 ± 2.5 (33)	47.9 ± 2.0 (18)	47.7 ± 3,1 (15)	F = 0.6; *P* = 0.809
Bill to feathers (mm)	10.4 ± 0.5 (35)	10.1 ± 0.4 (18)	10.6 ± 0.5 (17)	**F = 13.5; *P* = 0.001**
Bill to skull (mm)	14.6 ± 0.7 (35)	14.5 ± 0.7 (18)	14.8 ± 0.7 (17)	F = 1.5; *P* = 0.229

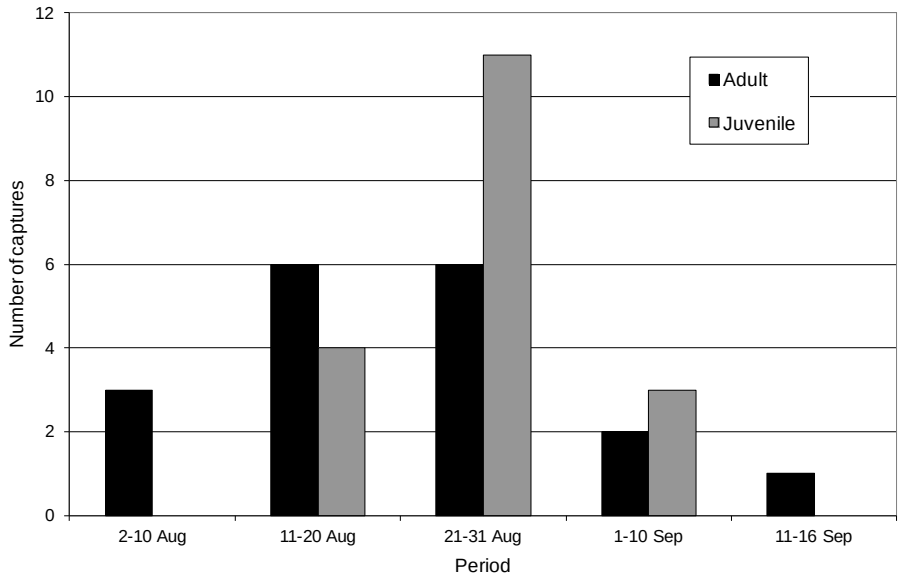
Table Ap. 2.- Dates, body mass, fattening, length of stay and rate of weight deposition in the Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* in the La Canterina gravel-pit.

Age	First trapping: date and body mass (g)	Last trapping: date and body mass (g)	Fattening	Minimum stay (days)	Body mass gain rate (g/day)
Juvenile	21.8.2008 (10.2)	26.8.2008 (12.7)	2.5	5	0.50
Juvenile	19.8.2008 (14.2)	03.9.2008 (17.3)	3.1	15	0.21
Adult	20.8.2008 (13.1)	03.9.2008 (15.9)	2.8	14	0.20
Juvenile	22.8.2009 (12.5)	30.8.2009 (13.6)	1.1	8	0.14
Adult	17.8.2010 (11.5)	25.8.2010 (12.2)	0.7	8	0.09
Adult	13.8.2010 (13.4)	21.8.2010 (17.0)	3.6	8	0.45
Adult	10.8.2010 (11.5)	12.8.2010 (13.1)	1.6	2	0.80
Juvenile	10.9.2010 (13.4)	12.9.2010 (12.7)	-0.7	2	-0.35

Table Ap. 3.- Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* recapture rate (percentage of individuals recaptured of total catches) and return rate (percentage of individuals recaptured in subsequent years to his first catch of total catches) in the La Canterina gravel-pit (Nur et al. 1999). Data presented are percentage, mean ± standard deviation, and sample size (n) in parenthesis.

Year	Recapture rate	Return rate
2008	25.0%	
2009	12.5%	2.1%
2010	25.0%	1.6%
Mean	22.2 ± 7.22 (3)	1.82 ± 0.37 (2)

Figure Ap. 1.- Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* phenology during 2008-2010 in the La Canterina gravel-pit.



Capítulo III

¿Muestra el carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* una migración diferencial por edades durante el paso posnupcial en la península Ibérica?

Does the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola *show differential migration by age during the autumn in the Iberian Peninsula?*

Este capítulo reproduce el texto del siguiente artículo:

Miguélez, D., García, J., Zumalacárregui, C. & Fuertes, B. 2014. Does the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* show differential migration by age during the autumn in the Iberian Peninsula?

Journal of Ornithology, 155: 829-833.

Resumen

El carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* es el paseriforme migratorio europeo más amenazado a nivel mundial y atraviesa la península Ibérica durante su migración desde Europa occidental a África. El objetivo de nuestro estudio fue determinar el patrón migratorio espacial de la especie en función de las clases de edad en la península Ibérica durante el paso posnupcial mediante el análisis de los datos recogidos en estaciones de anillamiento. Los resultados confirman la existencia de una migración diferencial entre jóvenes y adultos en la península Ibérica durante el paso posnupcial de acuerdo a un gradiente geográfico longitudinal, el cual sugiere que los humedales más occidentales reciben una menor proporción de aves juveniles. Además se pone de manifiesto la existencia de un frente de migración muy amplio. Los resultados del estudio tienen implicaciones para la conservación de las diferentes zonas de paso migratorio.

Palabras clave: estrategia migratoria, estación de anillamiento, segregación geográfica, edad-ratio, Iberia.

Abstract

The Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* is a globally threatened European migratory songbird that passes through the Iberian Peninsula during its migration from Western Europe to Africa. The aim of our study was to determine the spatial migratory pattern of the species according to age classes during the post-nuptial passage in the Iberian Peninsula by analysing ringing data. The results confirm the existence differential migration by age according to a longitudinal geographical gradient which suggests that more westerly the wetlands, the smaller the proportion of juveniles that use them. Our findings also highlight the existence of a very broad migratory front. The results have implications for the conservation of different areas of migratory passage.

Key words: migration strategy, ringing station, geographic segregation, age-ratio, Iberia.

Introduction

The Iberian Peninsula, due to its geographical location, is used as a stopover place by migratory birds during their passage from Western Europe to Africa (Newton 2008). The Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* (hereafter referred to as AW), is the only globally threatened passerine species of continental Europe. Breeding populations at regularly occupied sites in Europe have been identified in only a few European countries, and its wintering areas are located in sub-Saharan Africa (Flade et al. 2011). The last two decades have seen an increase in our knowledge of migratory routes and sedimentation sites

in the Iberian Peninsula, a key area for migratory success, especially during post-nuptial passage (Atienza et al. 2001, Jubete et al. 2006, Neto et al. 2010). However, significant gaps in our understanding of basic aspects of bird migration, such as migratory strategies, still remain (Julliard et al. 2006).

Some authors have suggested the possibility of the existence of differential migration in the Iberian Peninsula, in which adult AW select a more western route during the autumn migration whereas juveniles select a more eastern one (Neto et al. 2010, Arizaga et al. 2011a). However, this aspect has not yet been comprehensively analyzed. The aim of this study was to determine the spatial migratory pattern of the AW according to age classes during the post-nuptial passage across the Iberian Peninsula by analyzing data collected in ringing sites.

Methods

Data collected from 11 ringing sites located throughout Spain and Portugal were used in this analysis (Table 1), with the exception of all stations on the Mediterranean coast. Data from the latter sites were excluded because AW captures during the post-nuptial passage along the Mediterranean coast of Spain are sporadic: only five adults and 36 juveniles were captured in this area between 1980 and 2010 (e.g. between 1992 and 2010 only 3 juveniles were captured at the Ebro delta station). The 11 ringing stations/sites fulfill the requirement of being a regularly occupied site during the migration period.

For the analysis we categorized the birds into two age classes: juveniles (first year) and adults. Tape lures were used in most of the ringing sites. Two analyses were carried out, with one including all of the ringing sites (n = 11) and another excluding sites where tape lures were not used (n = 9).

The possibility that results could be influenced by a temporal change in the proportion of juveniles due, for example, to a variation in the inter-annual productivity rate was taken into account. For this reason, data from the La Nava lagoon for 2000 and 2008 were analyzed. This is the only ringing station in the study area with a long time series and a high number of captured birds and for which data are available for most of the study period.

The relationship between the percentage of juveniles captured at each station and the geographical longitude of the capture localities was analyzed by Generalized Linear Models

(GLM) with binomial error and logit-link function. The possible effect of tape lures was also determined by considering stations where they were not used in a separate analysis. The temporal evolution of the age ratio found at the La Nava lagoon site was also analyzed by GLM. All statistical analyses were performed using the software package R.

Results

A total of 1,003 AW individuals were analyzed, of whom 426 were adults (42.5 %) and 577 were juveniles (57.5 %). The proportion of juveniles in each locality varied between a minimum of 13 % and a maximum of 82 % (Table 1). The percentage of juveniles was lower than the mean in all localities west of 5°W and higher in all those east of 5°W.

Table 1.- Sampling points, sampling year, use of tape lures, sample size (n) and proportion of Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*) juveniles in 11 regularly occupied Aquatic Warbler sites in the Iberian Peninsula during the autumn migration period.

Data include 100 % Aquatic Warbler ringings during the post-nuptial passage from Portugal up to 2008 and 83 % of those from Spain up to 2010 (Neto et al. 2010, Spanish Migratory Species Office ringing data).

[a] Corresponding data for the La Nava lagoon (Laguna de La Nava) did not include 2004 as the sampling campaign did not cover the complete passage period. Data for the Canal de Castilla originate from two nearby wetlands: Charcas del Cruce and Venta de Valdemudo. Data for Portugal (Lagoa de Santo André in table) actually correspond data collected at seven localities, although the geographical coordinates of Lagoa de Santo André were assigned for the statistical analyses as 87 % of the captures were made at this location and all localities have a similar geographical longitude.

Wetland[a]	Coordinates	Study period	Use of lure	n	% juvenile	References
Laguna de Gallocanta	40º58'N; 01º31'W	2010	Yes	17	82.4	Pérez Laborda pers. comm.
Ría de Txingudi	43º21'N; 01º49'W	2007-2009	Yes	29	75.9	Arizaga et al. 2011a
Humedal de Salburua	42º51'N; 02º38'W	2002-2010	Yes	64	73.4	Sáenz de Buruaga pers. comm.
Laguna de La Nava	42º03'N; 04º45'W	2000-2008	Yes	673	59.3	Jubete et al. 2006 & unpublished data
Canal de Castilla	42º02'N; 04º52'W	2007-2010	Yes	19	57.9	Zumalacárregui & Jubete pers. comm.
Ría de Villaviciosa	43º30'N; 05º23'W	2004-2010	Yes	38	36.8	González & Peón pers. comm.
Arroyo de Valcavado	42º15'N; 05º45'W	2004-2006	Yes	27	37.0	Own unpublished data
Gravera La Canterina	42º16'N; 05º49'W	2008-2010	Yes	36	50.0	Own unpublished data
Brazo de la Torre	37º04'N; 06º13'W	2005-2006	Yes	16	12.5	Arroyo unpublished data
Lagoa de Santo André	38º05'N; 08º47'W	1997-2008	No	67	49.3	Neto et al. 2010
Estuario del Miño	41º54'N; 08º50'W	1999-2002	No	17	41.2	Robles & Arcas pers. comm.

A significant relationship between the percentage of juveniles and geographical longitude (GLM $b = -0.21 \pm 0.05$; $p < 0.001$) was found, i.e. the percentage of juveniles was lower in the more western Iberian localities than in the more eastern ones. This difference remained

significant when the analysis was restricted to the nine stations where tape lures were used (GLM $b = -0.42 \pm 0.08$; $p < 0.001$), but the deviance ($D^2 = 69.35$) was greater in the restricted analysis than in that carried out on all stations together ($D^2 = 47.84$).

The age-ratio analysis between different periods revealed that there was no significant change in the percentage of juveniles captured at the La Nava lagoon station during 2000–2008. Significantly lower values were only observed in 2002 (GLM $b = -0.53 \pm 0.23$; $p = 0.021$) and 2005 (GLM $b = -0.65 \pm 0.31$; $p = 0.035$).

Discussion

The results of our analysis of the percentage of juveniles and geographical longitude support the existence of differential migration among juveniles and adults in the Iberian Peninsula during their post-nuptial passage. This differential migration would appear to follow a longitudinal gradient, with the more westerly the location of the wetland, the larger the decrease in the number of juveniles at that site. In general, the percentages of AW juveniles in the Iberian Peninsula during the post-nuptial passage are low in comparison with those recorded in other countries on the Atlantic coast (Fig. 1).

Several authors have pointed out a decrease in the ratio juveniles: adults based on captures during the first decade of this century in Portugal (Neto et al. 2010) and at La Nava lagoon (Jubete et al. 2006). This decrease could be attributed to a possible decrease in AW productivity in breeding areas, although no accurate productivity data are available for this period. The analysis carried out in La Nava confirms that differences were not sufficiently significant to show a negative tendency.

Unlike Julliard et al. (2006), who found no significant difference in the distribution of juveniles and adults between different French sites, Le Nevé et al. (2011) propose the existence of a possible latitudinal gradient, with more adults on the central and northern coasts. This proposed latitudinal gradient coincides with the results reported by De By (1990), who observed an increase in the proportion of adult AW in southern Europe. Jiguet et al. (2011) observed a high percentage of juveniles in France and suggested that this is probably due to low juvenile mortality up to the time of the migration stopovers. However, it should not be ruled out that AW use different migration strategies that are age dependent and that the composition of populations in different areas, such as overwintering sites, may

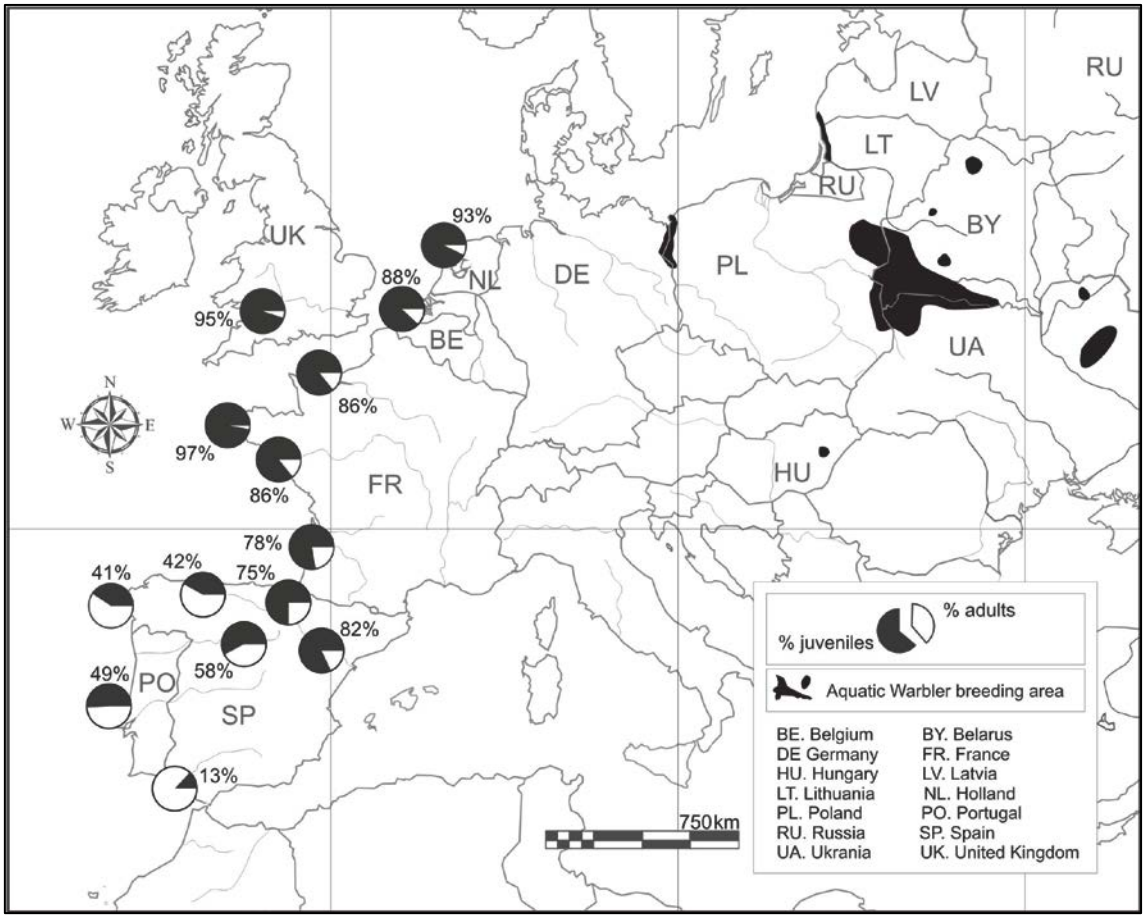


Figure 1.- Age ratio (juvenile vs. adult birds, given as a percentage) of Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*) during the autumn migration in Western Europe. For France, the percentages are from 2008-2009 (Le Nevé et al. 2011): in the northeast, n = 445; in Finistère, n = 200; in the centre of the Atlantic coast, n = 448; in wetlands on the southeast coast (n = 232). In The Netherlands, the percentages are from 1977-2005 (n = 137) (Boele & van Winden 2006). In Belgium, the percentage is from 1986–2006 (n = 1,247) (van Hove et al. 2011). The percentage of juveniles in the UK and Ireland are from 2006–2011 (n = 37) [British Trust for Ornithology (Thetford, Norfold, UK) ringing data].

depend on the geographical origin of the breeding populations (Pain et al. 2004). There could also be differences in migration strategy in terms of stopover site (Jiguet et al. 2011) or the distance that each age class can cover between stopover areas. Also, there could be a higher or lower number of stopover areas on the different migratory routes, as well as differences in the quality of each area.

Differences in the age ratio might be related to migratory strategy rather than the migratory route itself. In this respect, Jiguet et al. (2011) suggest that adult AW have a different migration stopover system than juvenile AW, with shorter times at each site or fewer sites. Possible explanations for this difference include adults having a long-distance migratory

strategy and making fewer stops, adults being more experienced than juveniles in selecting adequate and high-quality stopover sites and adults having greater orientation skills (Newton 2008). For example, Julliard et al. (2006) indicate that body weight and fat score are higher in adults, i.e. they are in better condition for long-distance flying.

The use of tapes lures and other types of visual or sound decoys can influence the composition of captures and produce biases in the capture data in terms of age and sex distribution, physical condition of the birds or the time of the year (Mukhin et al. 2008). Jiguet et al. (2011) suggested that adult AW have a lower capture probability than juveniles in France because they are less attracted to tape luring. In our study, we found a positive relationship between longitude and the percentage of juveniles both when data from the stations using tape lures were analyzed and when the data from all stations were analyzed together. Nevertheless, the model fit was higher when the data from the only two stations not using tape lures were excluded from the analysis.

The high number of juvenile birds migrating along the French Atlantic coast may enter the Iberian Peninsula west of the Pyrenees, which could explain the high percentage of juveniles in the eastern ringing stations of our study, although this explanation does not clarify the passage through the Pyrenees and the arrival of adults in Iberia. Salewski et al. (2013) suggest that a small Ukranian population of AW uses the Atlantic coastal strip of the Iberian Peninsula. However, these authors propose a route entering the Iberian Peninsula via the Mediterranean Sea from Italy. Based on our results and those from sporadic captures along the Mediterranean coast, we believe that this new route is not used by the majority of European AW.

The detection of a longitudinal gradient during the post-nuptial passage in the Iberian Peninsula indicates the existence of a very wide migration front and questions previously described routes, which are very distinct and confined to specific areas on the Atlantic Cantabrian coast and in the Duero and Ebro river valleys (Atienza et al. 2001, Jubete et al. 2006, Julliard et al. 2006). The results of our study have clear implications for the conservation of the different migratory passage areas in the Iberian Peninsula and for the conservation of this globally threatened species, as they show differences in the spatial migratory strategy of the two age groups during a key period of their life cycle and in a geographical area of fundamental importance for migration.

Acknowledgments

Our thanks to Marcos Méndez and Maite Trobajo for their help with the statistical analysis. We are grateful to Cathy Martin for her English language revision. We also thank Carlos Pérez, Paloma Peón, Vicente González, Fernando Jubete, José Luis Arroyo, Juan Morros and the ringing groups Pitroig, Grup Ornitòlogic l'Ullal, GIA-Asturias and Grupo Zaragoza for their comments on some of the ringing stations. Thanks are extended to the Migratory Species Office of the Ministry of the Environment for the data provided and to all ringers, without whom this paper would not have been possible.

Appendix to Chapter III

Table Ap. 1.- Generalized linear model obtained for the trend over time of age ratio by Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in ringing station laguna de La Nava. S.E.: standard error. Signification codes: *** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05.

Parameter	Estimate	S.E.	z	p
Intercept	0.69	0.15	4.49	p<0.001 ***
2001	-0.31	0.24	-1.30	0.193
2002	-0.53	0.23	-2.30	0.021 *
2003	-0.35	0.33	-1.07	0.281
2005	-0.65	0.31	-2.11	0.035 *
2006	-0.64	0.34	-1.84	0.064
2007	-0.02	0.33	-0.08	0.929
2008	-0.52	0.37	-1.39	0.162

Figures: Ap. 1.- Location of post-nuptial passage ringing sites in the Iberian Peninsula considered in this study. Location of the 0º, 3ºW, 6ºW and 9ºW meridians. **Ap. 2.-** Scattergram of percentage of juvenile birds captured in each ringing station vs its geographical longitude. ● ringing station with tape lure; ○ ringing station without tape lure. **Ap. 3.-** Evolution of the juvenile capture rate in the La Nava lagoon. Data for 2004 are excluded as the sampling period corresponded to a small part of the migration period.

Figure Ap. 1

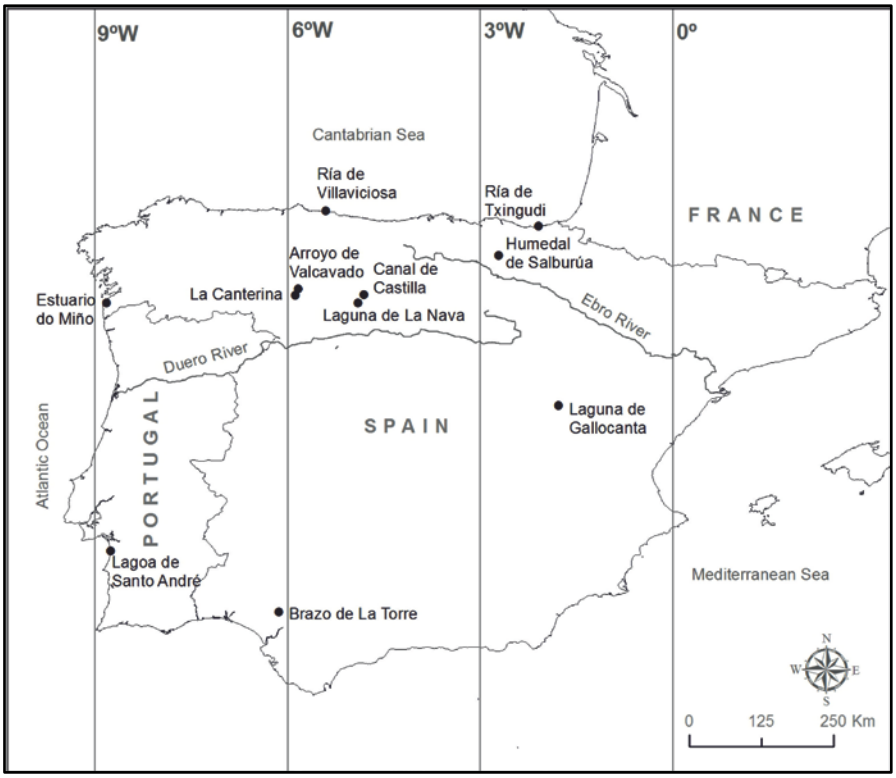


Figure Ap. 2

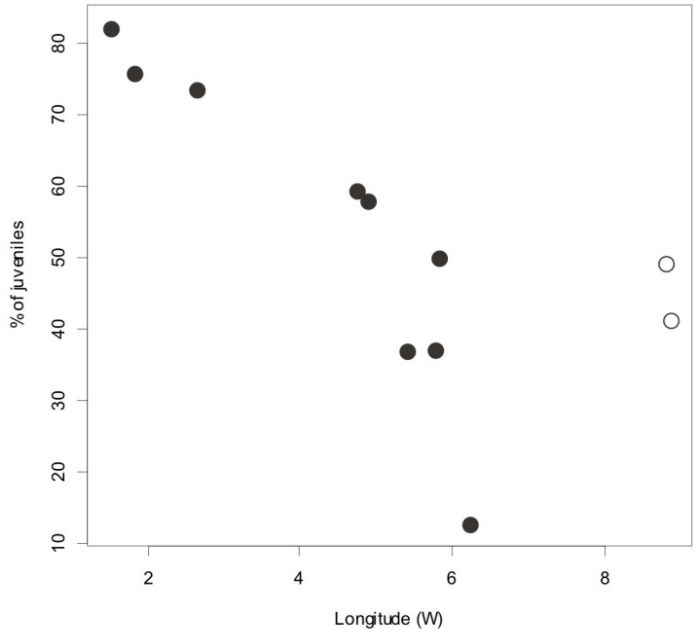
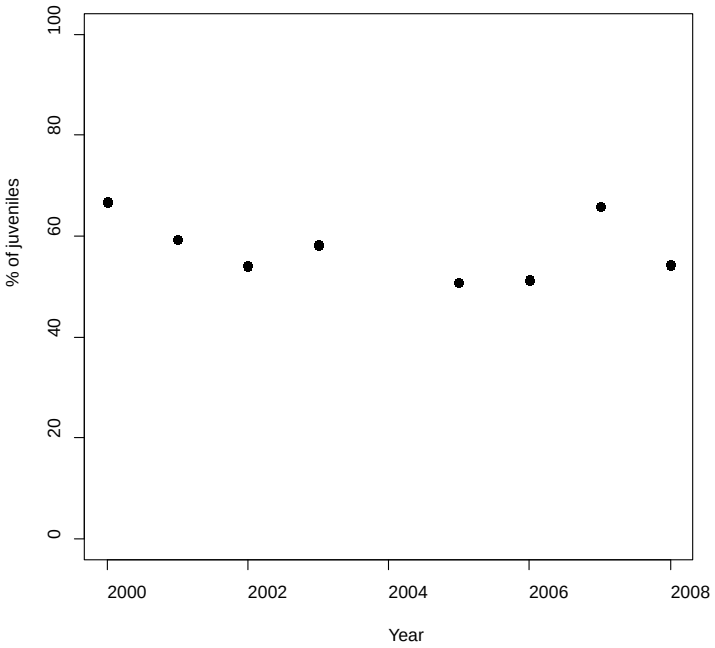


Figure Ap. 3



Capítulo IV

Selección de dieta del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración posnupcial en el NO de España

Diet selection of the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola *during its post-nuptial migration stopover in NW Spain*

Este capítulo reproduce el texto del siguiente manuscrito:

Miguélez, D., Hernández, A., Valladares, L. F. & García-Tejero, S. Selección de dieta del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración posnupcial en el NO de España.

En preparación.

Resumen

La disponibilidad de alimento y la dieta son dos cuestiones clave para comprender los requerimientos ecológicos de una especie migradora en un lugar de sedimentación y poder realizar una conservación efectiva de ambos. En el caso del globalmente amenazado carricerín cejudo no existen estudios que aborden estos aspectos en la península Ibérica, una región clave durante sus desplazamientos posnupciales. En este contexto para un humedal del noroeste de España, se estudiaron las características de la vegetación y la disponibilidad de artrópodos en diferentes hábitats (cañaveral, juncal y pastizal, se analizaron muestras fecales con el objetivo de conocer la composición de presas y su biomasa, y se estimó la selección de dieta. Los resultados reflejan una mayor abundancia total de artrópodos en pastizal y juncal, más similares entre sí en cuanto a fisionomía de la vegetación y la composición de artrópodos, en comparación con cañaveral. En términos de abundancia de presas, la dieta está dominada por los órdenes Araneae, Heteroptera y Homoptera. En cambio, los grupos que más contribuyen en biomasa ingerida son Diptera (Tipulidae), Odonata y Orthoptera, seguidos de Araneae. Los índices de selección de presas manifiestan una preferencia por estos grupos, junto con Lepidoptera, todos ellos de una longitud corporal grande, que implicaría un mayor aporte de biomasa. Estas características de la dieta muestran muchas similitudes con otros estudios en áreas de paso y de cría del resto de Europa, pero con la particularidad que son los Araneae el principal artrópodo presa en el área de estudio.

Palabras clave: dieta, preferencias de alimentación, disponibilidad de alimento, especies presa, humedal interior, península Ibérica**.**

Abstract

The food availability and diet are two key issues for understanding the ecological requirements of a migratory species in a stopover site and to make effective conservation measures. In the case of the globally threatened Aquatic Warbler no studies approaching these issues have been previously performed in the Iberian Peninsula, a key region for their postnuptial movements. In this context, the characteristics of the vegetation and the availability of arthropods in different habitats (reed, rush and grassland), the composition of prey and their biomass in fecal samples, and the selection diet were all investigated for a wetland in northwest Spain. The results reflect a higher total abundance of arthropod in grassland and rush, more similar to each other in terms of vegetation physiognomy and composition of invertebrates, compared with reeds. In terms of prey abundance, diet is dominated by Araneae, Heteroptera and Homoptera. Instead, the groups that contribute ingested biomass are Diptera (Tipulidae), Odonata and Orthoptera, followed by Araneae. Prey selection indices show a preference for these groups, along with Lepidoptera, all with a large body length, implying a greater contribution of biomass. These diet characteristics show many similarities with other studies in other areas of passage and breeding in Europe, but with the difference that Araneae are the main arthropod prey at this stopover site.

Key words: diet, food preferences, food availability, prey species, inland wetland, Iberian Peninsula.

Introducción

La estrategia de migración que utilice un ave es un aspecto muy importante, dado que cuestiones como la elección del periodo de migración, la ruta, la calidad del hábitat de las áreas de sedimentación y la selección de la dieta pueden condicionar la probabilidad de supervivencia (Newton 2008). La península Ibérica supone una de las últimas oportunidades para aprovisionarse de las reservas necesarias para poder cruzar el mar Mediterráneo y el desierto del Sáhara (Moreau 1956). El carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* es un migrante transahariano (De By 1990) que utiliza la Península en sus viajes migratorios (Tellería et al. 1999, Atienza et al. 2001, Julliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006). Es la especie de paseriforme más amenazada de Europa continental y está clasificado como *Vulnerable* a nivel global (BirdLife International 2014). Actualmente sus poblaciones reproductoras se encuentran muy fragmentadas y concentradas en unos pocos países de Europa Central y del Este (Flade & Lachmann 2008), mientras que los cuarteles de invernada se sitúan en el oeste del África subsahariana (Walther et al. 2007, Flade et al. 2011). Durante las dos últimas décadas ha aumentado notablemente el conocimiento de la fenología de paso, las rutas migratorias y los lugares de sedimentación en la península Ibérica (Atienza et al. 2001, Robles & Arcas 2004, Jubete et al. 2006, Neto et al. 2010, Arizaga et al. 2011a, Zumalacárregui et al. 2011). No obstante aún existen notables lagunas de conocimiento en aspectos básicos de sus necesidades ecológicas, claves para su conservación efectiva (Julliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006, Jiguet, et al. 2011).

Las aves pasan más tiempo en los lugares de sedimentación que en vuelo de migración activa (Zduniak & Yosef 2012) y es en estas áreas donde encuentran la oportunidad para descansar y reponer sus reservas de grasa (Sutherland 1998b). En este sentido, el propio Sutherland señala que la disponibilidad de alimento y la dieta son dos aspectos fundamentales para comprender los requerimientos ecológicos de cualquier especie en un hábitat determinado. La disponibilidad de recursos tróficos en un humedal determina, en gran medida, la abundancia de aves en éste (Poulin et al. 2002). En el caso del carricerín cejudo existen estudios que abordan estos aspectos en las zonas de cría en Polonia y Alemania (Schulze-Hagen et al. 1989; Tannenberger et al. 2008) y zonas de paso en Francia (Provost et al. 2010, Kerbiriou et al. 2011, Marquet et al. 2014, Musseau et al. 2014), pero

no en la península Ibérica. Todos estos estudios señalan la importancia en la dieta del cejudo de los grupos de presas de tamaño grande, que representan un alto porcentaje de la biomasa consumida. Además, indican que la disponibilidad de artrópodos presa es mayor en las formaciones helofíticas de bajo y medio porte y encharcadas. Estos trabajos también aportan interesantes recomendaciones de conservación para las áreas donde fueron realizados. Sin embargo, debido a las diferentes condiciones ambientales de aquellas áreas, probablemente no reflejen la realidad en el área de estudio, siendo en este caso recomendable realizar estudios a nivel regional.

En este trabajo se describen las características de la vegetación de un humedal de sedimentación para el carricerín cejudo en la meseta Norte; se estudia la comunidad de artrópodos en los diferentes hábitats de la laguna para conocer la disponibilidad de alimento; y se analizan muestras fecales con el objetivo de conocer la composición, biomasa y selección de presas que conforman su dieta.

Métodos

Área de estudio

La laguna El Villar (o El Melgán) está situada en la localidad de Zambroncinos del Páramo (42º18'N; 5º44'W) en el sur de la provincia de León (NO de España) y a 789 m s.n.m. El humedal tiene una superficie de 5,7 ha y está localizado en un entorno agrícola de regadío muy transformado y altamente intensificado (Fig. 1). La laguna fue elegida para el estudio por su tamaño, comparativamente grande en la zona, y por presentar hábitats bien diferenciados, además se había confirmado la presencia de cejudos un año antes.

Se trata de una laguna de origen natural y de carácter permanente, pero que actualmente presenta un régimen hídrico artificial. Dos regueros le proporcionan un importante aporte de agua procedente de los drenajes de un gran canal de riego adyacente, especialmente durante el verano coincidiendo con la campaña de riegos. Además, en este periodo, se extrae agua del humedal para el riego de las fincas contiguas, lo que provoca dos efectos: fluctuaciones en el nivel de agua de la laguna y el encharcamiento parcial del pastizal y juncal procedentes de las aguas sobrantes del propio riego. Es entonces cuando la superficie de agua encharcada puede sobrepasar el 70 % de la superficie del humedal, con amplias zonas someras que se encharcan temporalmente, de 1 a 20 cm de profundidad. Mientras que las

más profundas y permanentes se sitúan en la zona de agua libre y alcanzan hasta los 1,5-2 m, en parte debido al antiguo uso de la laguna como barrero.

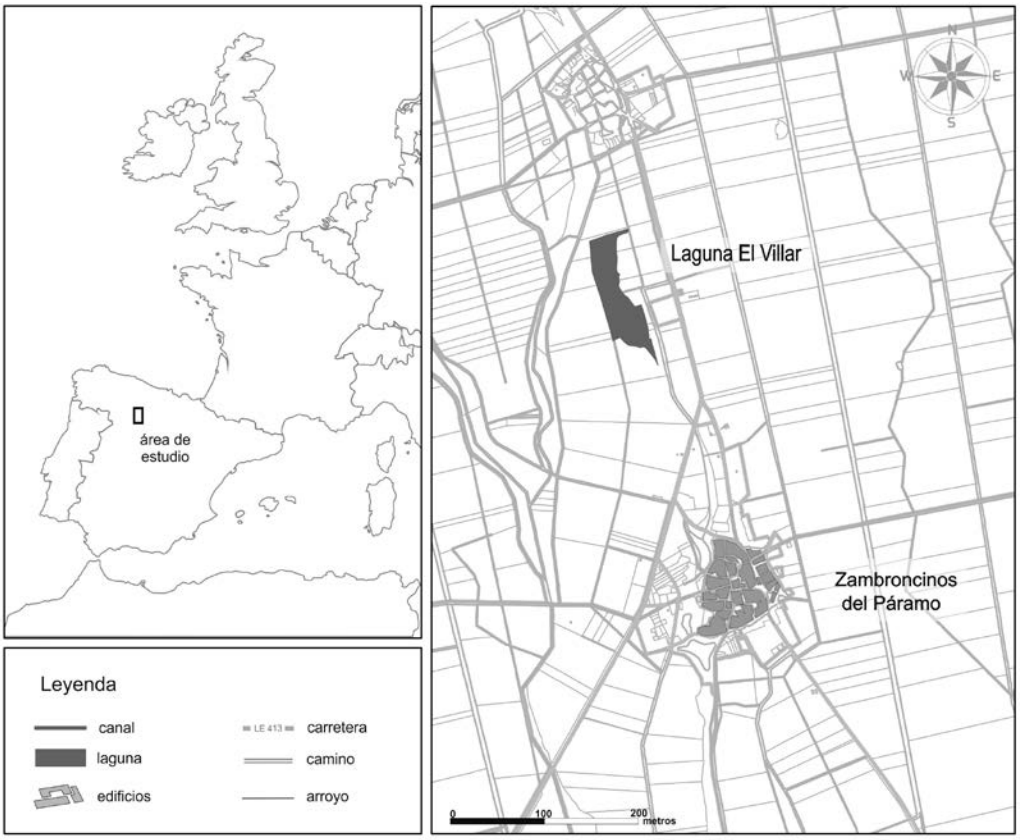


Fig 1.- Situación del área de estudio.

Procedimientos de muestreo

Vegetación

Las comunidades de plantas fueron reconocidas por la fisionomía y la dominancia de especies (Table 1) y las especies fueron identificadas siguiendo a Castroviejo et al. (1986-2010), y si no estaba disponible con Tutin et al. (1964-1980). Para calcular el área ocupada por cada comunidad fueron mapeadas mediante ArcGIS 10 sobre ortofotos de alta resolución espacial (25 cm) (PNOA, Spanish Aerial Ortophotography National Plan) y completadas con verificaciones en campo.

Se realizaron tres muestreos en cada tipo de comunidad vegetal (cañaveral, juncal y pastizal), se anotó la cobertura vegetal estimada según Braun-Blanquet (1979) (+ = <1 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 > 75 %). Los datos de altura de la

vegetación (desde la superficie del agua) y de profundidad del agua fueron tomados mediante una regla métrica.

Captura de aves

Los muestreos de aves se realizaron a lo largo de un periodo de paso otoñal, en 2013, diariamente entre los días 30 de julio y 10 de septiembre, fechas que incluyen el paso de carricerín cejudo por la península Ibérica (De By 1990, Atienza et al. 2001). Durante un periodo de cuatro horas a partir del ocaso se dispusieron 168 metros lineales de red (14 redes distribuidas de forma dispersa y en los tres principales hábitats del humedal). Además, durante el año 2014 se realizaron nueve jornadas complementarias (entre el 14 de agosto y el 1 de septiembre), con el fin exclusivo de incrementar el número de muestras de heces. Como método de atracción a las redes y para maximizar el número de capturas se utilizaron tres reproductores con el sonido del canto de un macho, activos sólo durante el periodo de muestreo. Después de la captura y anillamiento, las aves fueron datadas y sexadas según Svensson (1992).

Dieta

La dieta de los carricerines cejudos fue evaluada mediante el análisis de heces. Con el fin de recoger estas heces los ejemplares capturados fueron depositados unos 20-30 minutos (durante el tiempo de visita a las redes y el trayecto a la zona de anillamiento, hasta justo antes de ser anilladas y liberadas) en bolsas equipadas con un recipiente de plástico en el fondo. Las heces fueron recogidas y conservadas individualmente en alcohol al 70 %. Posteriormente fueron analizadas con una lupa binocular. Se identificaron los fragmentos quitinosos de cada muestra con el objetivo de estimar el número mínimo de individuos de cada grupo taxonómico (por ejemplo dos élitros de un coleóptero fueron contabilizados como un individuo), si bien se trató de identificar a nivel familia y especie en lo posible gracias al material de comparación obtenido con los muestreos y la ayuda de expertos en esos grupos. Este método probablemente tenga algún sesgo en la evaluación de la dieta puesto que presas de cuerpo blando o pequeñas presas tienen una detectabilidad menor. Pese a ello, Davies (1977a, b) demostró una fuerte correlación entre restos de presas en las heces y la composición de la dieta en otros paseriformes insectívoros. Además del número de presas por hez y la ocurrencia de presas, se calculó la biomasa de las presas consumidas usando un modelo predictivo basado en la relación entre la longitud del cuerpo y la masa para cada grupo de invertebrados (Ganihar 1997).

Disponibilidad de alimento

Para conocer la disponibilidad de alimento potencial para el carricerín cejudo en el humedal se estudió la comunidad de artrópodos de la zona. Para ello combinaron dos métodos semicuantitativos de muestreo en los tres principales hábitats y durante tres periodos, dos en agosto y uno en septiembre, todo durante el año 2013. Se usaron trampas de vuelo amarillas para invertebrados que fueron colocadas a media altura entre la vegetación y rellenas de un líquido conservante no atrayente (dos trampas por hábitat que se recolectaron después de estar cinco días activas, en total seis muestras por hábitat). También se realizaron transectos con manga entomológica batiendo la parte superior de la vegetación a ambos lados de la línea de batido (dos transectos por hábitat, de 25 m de distancia cada uno, llevados a cabo el mismo día en los tres hábitats y en uno de los días que permanecieron activas las trampas de vuelo, en total seis muestras por hábitat).

Todos los artrópodos fueron identificados a nivel de orden. Para facilitar comparaciones con otros trabajos sobre dieta, el actual orden Hemiptera se trata siguiendo la antigua clasificación en los órdenes Homoptera (subórdenes Sternorrhycha, Cicadomorpha y Fulguromorpha) y Heteroptera (suborden Heteroptera). También se obtuvieron en los muestreos ejemplares de los órdenes Collembola y Thysanoptera, ambos grupos fueron excluidos de los análisis por su pequeño tamaño corporal y por no estar citados en la dieta del carricerín cejudo (Cramp 1992).

Análisis de datos

Para evaluar si el número de muestras fecales es representativo, se usaron curvas de acumulación de taxones (R package vegan, función “specaccum”; Jari et al. 2013), que muestran el número de taxones acumulado frente al número de muestras fecales empleado. Para estudiar la comunidad de artrópodos del humedal se realizaron varios análisis. Un NMDS (escalado multidimensional no métrico) basado en el índice de Gower modificado (Anderson et al. 2006). Con este índice las distancias entre sitios representan cambios en composición y abundancia de órdenes. Se usó una base logarítmica 2, lo que da el mismo peso a la presencia/ausencia de un orden y a que éste doble su abundancia en un sitio respecto a otro. Se usó un PERMANOVA para estudiar si la composición de artrópodos difería entre los tres hábitats muestreados. Se hicieron comparaciones por pares cuando el test global resultó significativo ($p < 0,05$). Los valores de P de las comparaciones por pares están corregidos usando el método de Holm. Se usaron GLM (modelos lineales

generalizados) para estudiar si la abundancia de los principales grupos de artrópodos (aquéllos con más de 50 individuos) variaba entre hábitats. En cada caso se usaron distribuciones negativa binomial o quasi-Poisson para modelar los datos según su mejor ajuste. También se usó un PERMANOVA (basado en distancias Hellinger) para analizar si la composición de la dieta difiere de manera global entre juveniles y adultos. Igualmente se analiza si alguna de las dos clases de edad tiene una dieta más variada que la otra. En todos los tests no paramétricos se usaron 9999 permutaciones para calcular la significación de los resultados. Para estos análisis estadísticos se utilizó software package R (R Core Team 2014).

La selección de presas o preferencias de alimentación del carricerín cejudo fueron analizadas mediante varios métodos, que se basan en comparar el contenido fecal con las muestras de disponibilidad en todo el área de estudio. El índice de Jacobs (1974) es un índice que relaciona las proporciones obtenidas de cada recurso con su proporción en el ambiente:

$$S = (p - c)/(p + c - 2\,p\,c)$$

donde *p* es la proporción de un grupo taxonómico de presas analizado en las heces y *c* la proporción de la disponibilidad de ese grupo en toda la zona de estudio. El valor de este índice varía entre -1 (selección negativa) y +1 (selección positiva), los valores cercanos a cero indican no selección. Atienza (1994) y Provost et al. (2010) señalan un límite de 0,6 y 0,5 (ya sea positivo o negativo) respectivamente para considerar una alta preferencia o evitación, ya que se trata de un índice que no da valores de significación. El grado de selección de los distintos grupos taxonómicos también se ha calculado mediante el índice de selección B de Manly (Manly et. al. 2002), comprobando su significancia estadística mediante test chi-cuadrado e intervalos de confianza de Bonferroni al 95 % de probabilidad (Neu et al. 1974). Este índice refleja la probabilidad de selección de un determinado recurso en función de su disponibilidad en una escala de 0 a 1:

$$B_i = \hat{w}_i \,/\, \left(\sum_{i=1}^{I} \hat{w}_j\right) \qquad\qquad \hat{w}_i = \frac{u_i/u_+}{\pi_i}$$

donde *ŵi* es la probabilidad de selección del grupo taxonómico i, calculada a partir de *ui* (núm. de presas del grupo i), *u+* (núm. total de presas) y *πi* (proporción de presas del grupo i respecto al total). Mediante I. C. Bonferroni obtenemos intervalos de confianza de preferencia, que permiten conocer si existe una selección positiva, negativa o de igual

proporción a su disponibilidad, si bien tiene el inconveniente que no recomienda dar categoría a los grupos con una disponibilidad menor del 5 %. Para los datos de disponibilidad de alimento y selección de presas se consideraron los muestreos en los tres hábitats. Los valores promedios se muestran ± desviación estándar.

Resultados

Vegetación

Son reconocidos tres hábitats diferentes que se corresponden con tres comunidades vegetales en la laguna (Fig. 2): a) Una comunidad de cañaveral (ocupa el 29 % de la superficie del humedal y se registran a cuatro especies de plantas) que en su mayor parte está ocupado exclusivamente por *Schoenoplectus lacustris*, aunque en algunas zonas aparece mezclada con *Typha latifolia*. Es una formación muy densa que rodea la zona de aguas abiertas y donde también llega a formar pequeñas islas; su altura se sitúa entre los

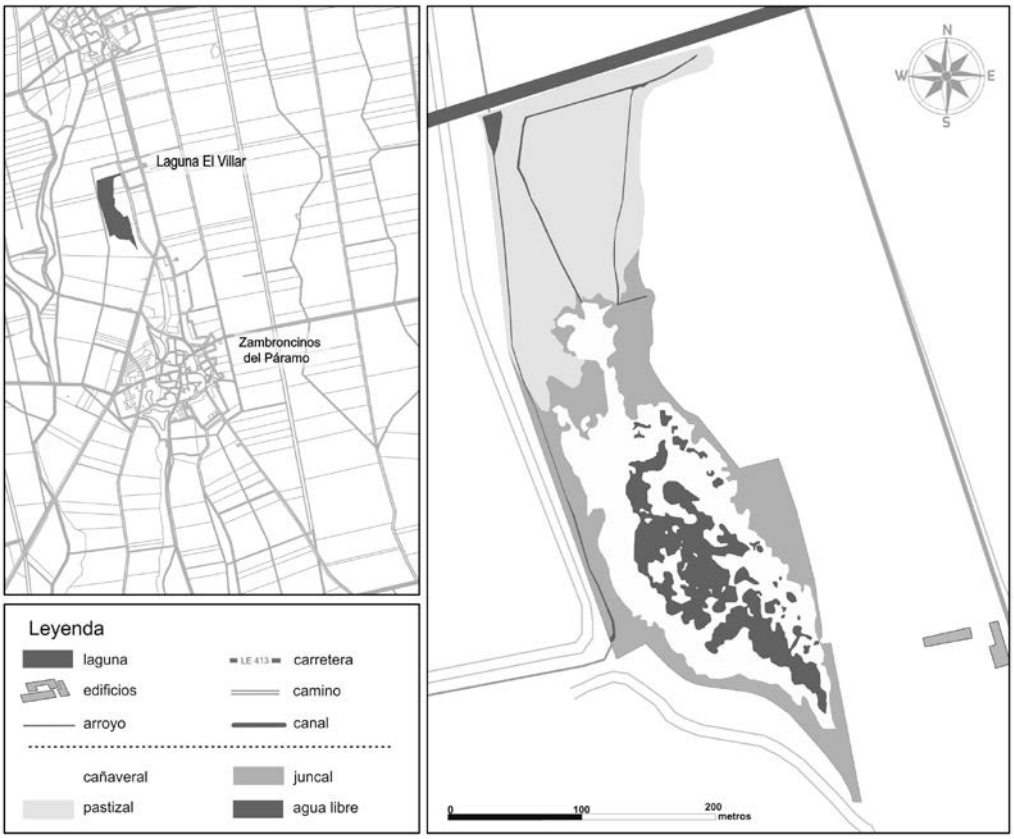


Figura 2.- Mapa de vegetación de la laguna El Villar en el año 2013.

100 cm y los 280 cm. La presencia de agua es permanente, entre 20 y 90 cm de profundidad. b) Un juncal (25 % de superficie y 39 especies) que rodea a modo de orla la periferia de cañaveral. Esta dominado por dos especies, *Scirpoides holoschoenus* y en menor medida *Eleocharis palustris*, y acompañadas principalmente por *Juncus compressus*, *J. inflexus* y *Carex divisa*. La altura de la vegetación se sitúa entre los 60-110 cm y la profundidad varía entre cero en las zonas de suelo húmedo y los 30 cm. c) Un pastizal (32 % de superficie y 23 especies) dominado por *Elytrigia repens* y acompañado de *Scirpoides holoschoenus* de menor porte que en el juncal. El pastizal es atravesado por dos pequeños regueros, que rompen la continuidad de este hábitat y en donde aparecen algunos hidrófitos como *Rorippa microphylla*, que están ausentes en la cubeta lagunar. La altura de la vegetación se sitúa entre los 30-50 cm y la profundidad de las zonas encharcadas no supera los 15 cm. Los datos completos de vegetación pueden consultarse en el Apéndice del final del Capítulo (Tabla Ap. 1).

Además existe una zona de aguas abiertas (14 % de superficie) que en su mayor parte está constituida por aguas estancadas rodeadas por el cañaveral y donde se desarrolla únicamente una comunidad de algas que en ocasiones cubre toda su superficie. La otra pequeña parte está constituida por dos pequeños canales que bordean la laguna y donde crecen otras especies de ambientes húmedos, desde sauces mediterráneos y chopos (*Salix* spp. y *Populus* spp.) a hidrófitos propios de aguas corrientes.

Dieta

Durante las jornadas de anillamiento del paso posnupcial del año 2013 se recogieron 11 muestras de heces (seis correspondientes a adultos y cinco a juveniles) y una en el año 2014 (adulto). En total fueron identificadas 65 presas (Tabla 1). El promedio de presas contenido en cada hez es de 5,4 ± 3,5 presas. El uso de curvas de acumulación mostró que a partir de seis heces cada muestra adicional provee menos del 5 % de nuevos taxones. En términos de abundancia de presas, la dieta está dominada por los órdenes Araneae, Heteroptera y Homoptera, frente a presas más escasas de Orthoptera, Lepidoptera u Odonata. Cuando se considera la presencia, el grupo mejor representado también es Araneae. Los grupos de artrópodos que más contribuyen al consumo de biomasa son Diptera, Odonata y Orthoptera, seguidos de Araneae. El tamaño medio aproximado de las presas consumidas por el carricerín cejudo es de 5,5 ± 4,4 mm.

Tabla 1.- Grupos de artrópodos identificados en las muestras de heces de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante la migración posnupcial: n.º de individuos presa, presas (en %), presencia (en %) y biomasa (en %). En negrita datos más relevantes.

Orden	nº individuos presa	% presas	% presencia	% biomasa
Araneae	**14**	**21,0**	**91,7**	**11,7**
Hemiptera	**14**	**21,0**	75,0	4
Homoptera	**12**	**19,4**	**83,3**	3,1
Hymenoptera	7	11,3	58,3	1
Diptera	8	11,3	66,7	**27,4**
Coleoptera	6	9,7	50,0	2,2
Orthoptera	2	3,2	16,7	**23,5**
Odonata	1	1,6	8,3	**25,8**
Lepidoptera	1	1,6	8,3	1,3

De las 65 presas totales detectadas en las heces se lograron reconocer a 17 familias de artrópodos, y dentro de ellas se identificaron un total de 34 ejemplares diferentes. De estos ejemplares se han reconocido a ocho especies, cinco de las cuales son citadas por primera vez como parte de la dieta del carricerín cejudo (Tabla 2). Destacó por el número de presas detectadas el heteróptero *Nysius thymi*.

Tabla 2.- Órdenes, familias y especies de artrópodos hallados en las heces de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*. Entre paréntesis el número de ejemplares presa. * Taxones citados por primera vez en la dieta.

Orden	Familia	Especie
Araneae	Theridiidae (1)	
	Thomisidae (2)	
Odonata	Coenagrionidae (1)	*Ischnura elegans* (1)
Orthoptera	Tettigoniidae (1)	*Conocephalus discolor* (1)
Heteroptera	Coreidae (1)	
	Corixidae (1)	
	Lygaeidae (9)	*Cymus melanocephalus* (1) *
		Nysius thymi (8) *
	Tingidae (3)	*Agramma atricapillum* (3) *
Homoptera	Cercopidae (1)	
	Cicadellidae (3)	*Conosanus obsoletus* (2) *
		Neophilaenus lincatus (1) *
	Jassidae (2)	
Coleoptera	Catopidae (1)	
	Chrysomelidae (1)	
	Coccinelidae (2)	*Anisosticta novemdecimpunctata* (1)
	Ptinidae (1)	
Diptera	Tipulidae (3)	
Hymenoptera	Ichneumonidae (1)	

No existen diferencias significativas respecto a la composición de la dieta entre juveniles y adultos (F = 0,30; p = 0,8317). La variedad de la dieta tampoco difiere entre las dos clases de edad (F = 0,34; p = 0,5460).

Disponibilidad de alimento

Se han capturado 14.350 ejemplares de artrópodos durante los muestreos, 11.369 en los mangueos y 2.981 en las trampas de vuelo (Tabla 3). La comunidad de artrópodos está compuesta por 14 grupos: 13 se corresponden con órdenes de insectos y uno de Arácnidos. El grupo con mayor número de capturas es Diptera con casi la mitad de las capturas totales, le siguen los órdenes Homoptera, Hymenoptera y Heteroptera. Respecto al tipo de hábitat, sumando los dos tipos de muestreo, la mayor abundancia de capturas se produce en el pastizal (50 %), seguido del juncal (40 %) y por último el cañaveral (10 %). En el mangueo el número de capturas por unidad esfuerzo de muestreo es más alto en el pastizal (39,1 ± 12,6 capturas/m) frente al juncal (29,8 ± 15,2) y el cañaveral (6,9 ± 1,5). Mientras que para el trampeo el número de capturas en el pastizal y juncal es similar (42,8 ± 5,9 y 43,8 ± 29,8 capturas/día respectivamente) y de nuevo más bajo en el cañaveral (12,7 ± 8,1).

Tabla 3.- Número total de capturas por grupo de artrópodos y hábitat en los dos tipos de muestreos realizados en la laguna El Villar. C: cañaveral, J: juncal, P: pastizal.

Grupo	Mangueo			Trampa			Total	%
	C	J	P	C	J	P		
Araneae	40	267	333	7	4	6	657	4,6
Ephemeroptera		2	17	2		3	24	0,2
Odonata	4	2	2				8	0,1
Orthoptera		21	29				50	0,3
Dyctioptera		2	10				12	0,1
Pscoptera	22	3	5	12	9	4	55	0,4
Heteroptera	64	1.017	234	4	35	12	1.366	9,5
Homoptera	44	539	1.306	21	20	33	1.963	13,7
Neuroptera	10	35	85		2	7	139	1,0
Coleoptera	34	135	682	2	28	78	959	6,7
Trichoptera	3	4	1				8	0,1
Lepidoptera		14	25	2	2	7	50	0,3
Diptera	740	2.009	2.191	303	1.007	924	7.174	50,0
Hymenoptera	75	415	948	28	208	211	1.885	13,1
Total	1.036	4.465	5.868	381	1.315	1.285	14.350	100,0

Tabla 4.- Resultados de los modelos lineales generalizados (GLM) para la abundancia de los principales grupos de artrópodos. En el campo diferencias de abundancia se indica en qué hábitats la abundancia es significativamente mayor (>), menor (<) o las diferencias no son significativas (=). C: cañaveral, J: juncal, P: pastizal. Diferencias: nivel de significación *** < 0,001; ** < 0,01; * < 0,05.

Grupo	Test global Chi cuadrado	Diferencias abundancia	Comparaciones por pares		
			J-C	P-C	P-J
Todos	70,82 ***	C < J = P	***	***	
Araneae	267,05 **	C < J = P	*	**	
Orthoptera	41,83 ***	C < J = P	***	***	
Psocoptera	19,02 **	C > J = P	*	**	
Heteroptera	62,95 ***	C < J > P	***	***	***
Homoptera	46,33 ***	C < J < P	***	***	*
Neuroptera	78,9 ***	C < J < P	**	***	**
Coleoptera	939,58 ***	C < J < P	***	***	***
Lepidoptera	31,96 **	C < J = P		*	
Diptera	29,48 ***	C < J = P	***	***	
Hymenoptera	139,98 ***	C < J < P	***	***	***

El GLM muestra diferencias significativas en la abundancia de los principales grupos de artrópodos en cada hábitat de muestreo (Fig. 3, Tabla 4). La abundancia de todos los grupos fue mayor en el pastizal que en el cañaveral, tomando el juncal valores intermedios. Por grupos de artrópodos, la abundancia fue mayor en el pastizal en todos los grupos principales excepto para los órdenes Heteroptera (más abundante en el juncal y con valor intermedio para pastizal) y Psocoptera (más abundante en el cañaveral). Las comparaciones por pares del GLM muestran diferencias significativas en la abundancia total de los principales grupos y en los propios grupos para la mayoría de los casos, si bien no existen diferencias significativas entre el pastizal y el juncal para abundancia total y los grupos Araneae, Diptera, Orthoptera, Pscoptera y Lepidoptera, en este último orden tampoco hay diferencias entre el cañaveral y el juncal.

Los resultados del PERMANOVA también muestran diferencias significativas entre los hábitats de muestreo ($F = 15,45$; $p = 0,0001$). Del mismo modo las comparaciones por pares muestran que la composición de órdenes es diferente en los tres hábitats ($p < 0,05$ en todos los casos. La gráfica del NMDS (stress = 0,09) apoya los resultados del PERMANOVA y refleja bien las diferencias entre los tres hábitats del humedal y separa el cañaveral, con pocos órdenes de insectos y en escaso número (Odonata y Pscoptera), del juncal y el pastizal donde se sitúan los grupos de artrópodos más comunes y abundantes (Fig. 4). El

resto de órdenes, muy poco abundantes en los muestreos, aparecen separados y no se asocian específicamente con ningún tipo de hábitat.

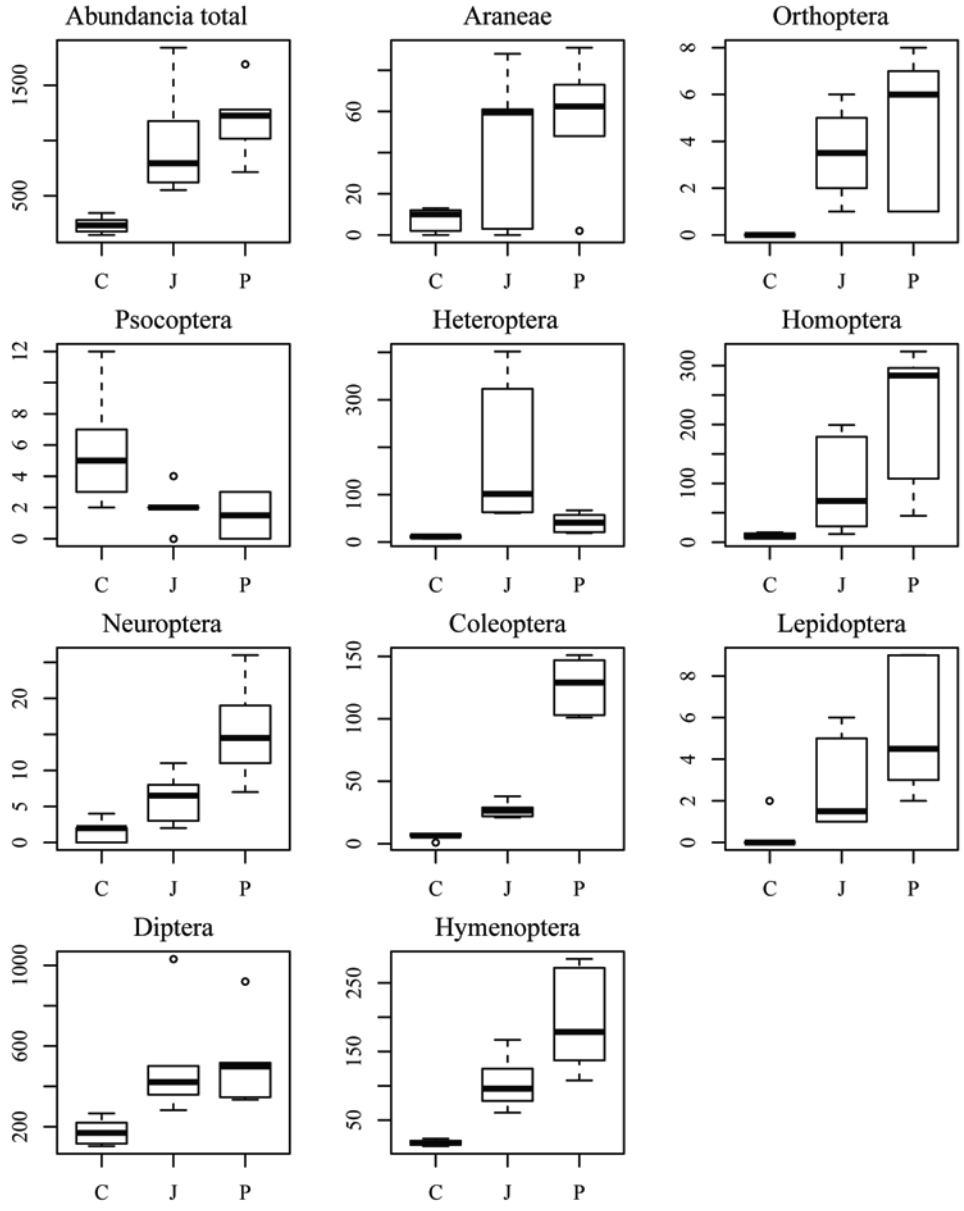


Figura 3.- Valores medios de la abundancia total y de los distintos grupos de artrópodos. Los diagramas de cajas muestran la mediana (línea negra), el primer y tercer cuartil (límites superior e inferior de la caja) y el rango (final de los extremos). Los puntos indican valores extremos fuera de 1,5 veces el rango intercuartílico. C: cañaveral, J: juncal, P: pastizal.

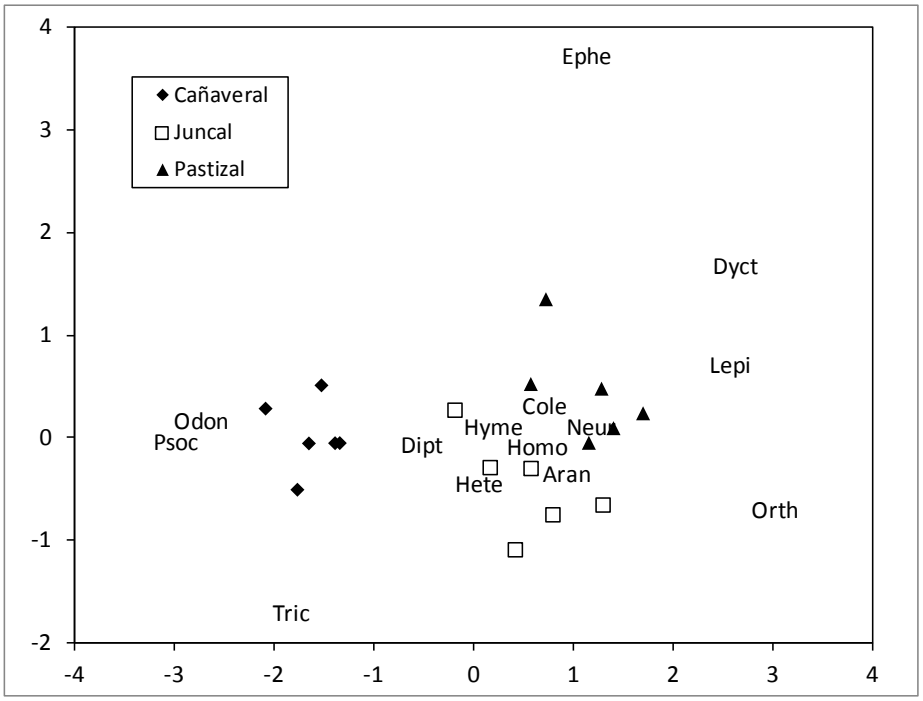


Fig. 4.- Gráfico NMDS de los tres hábitats analizados. Los grupos de artrópodos se representan con las iniciales y están posicionados según su media ponderada en cada sitio muestreado.

Selección de dieta

Respecto a la selección de presas por parte del carricerín cejudo, el análisis del chi cuadrado rechaza la hipótesis de que todos los grupos se seleccionen por igual (χ^2 = 70,4; p < 0,001; gl = 13). Por tanto, se observa con una alta significación que algunos grupos de artrópodos son preferidos y otros no lo son. Así, el índice de Jacobs (Tabla 5), indica una preferencia alta por los grupos Odonata, Orthoptera, Araneae y Lepidoptera, y moderada de Heteroptera (Tabla 5). El resto de grupos bien presentan una selección similar respecto a su disponibilidad en el medio o bien tienen el valor -1 por no presentarse en las heces, a excepción de Diptera, que a pesar de estar bien representado en las heces presenta un valor negativo muy alto. El índice B de Manly señala una alta probabilidad de captura para Odonata, que es el grupo que más selecciona antes que los demás, le siguen por probabilidad Orthoptera, Araneae y Lepidoptera. Los intervalos de confianza de Bonferroni señalan una selección significativa positiva para Araneae, negativa para Diptera e igual a la disponibilidad para otros cuatro órdenes, el resto bien no están representados en las heces o bien su disponibilidad es tan baja que no se recomienda comparar con los intervalos de confianza.

Tabla 5.- Valores de los índices de selección de Jacobs, Manly y diferencias entre el uso observado y esperado según I. C. Bonferroni ($p < 0,05$) para cada grupo taxonómico en la laguna de El Villar. En negrita valores más relevantes.

Grupo	Índice de Jacobs	Índice de Manly	Bonferroni		
			Observado		Esperado
Araneae	**0,70**	**0,091**	0,215	>	0,046
Ephemeroptera	-1	0,000	0,000		0,002
Odonata	**0,93**	**0,535**	0,015		0,001
Orthoptera	**0,80**	**0,171**	0,031		0,003
Dyctioptera	-1	0,000	0,000		0,001
Pscoptera	-1	0,000	0,000		0,004
Heteroptera	0,45	0,044	0,215	=	0,095
Homoptera	0,18	0,026	0,185	=	0,137
Neuroptera	-1	0,000	0,000		0,010
Coleoptera	0,17	0,027	0,092	=	0,067
Trichoptera	-1	0,000	0,000		0,001
Lepidoptera	**0,63**	**0,086**	0,015		0,003
Diptera	**-0,75**	0,005	0,123	<	0,500
Hymenoptera	-0,11	0,016	0,108	=	0,131

Discusión

Vegetación

La presencia en la laguna El Villar de un mosaico de aguas libres y pequeños cursos artificiales, con un cañaveral dominado por *Schoenoplectus lacustris*, y juncales y pastizales parcialmente inundados durante el verano, es un hábitat similar al descrito en otras zonas de sedimentación (AWCT 1999, Julliard et al. 2006, Flade & Lachmann 2008). Estos mismos autores, señalan la importancia de la existencia de formaciones vegetales extensas de bajo y medio porte encharcada para la presencia de cejudos.

Destaca un cambio importante en la vegetación de la laguna en las dos últimas décadas, la ausencia en el año 2013 de hidrófitos dentro de la cubeta lagunar cuando en 1994 otro estudio sobre flora acuática mencionaba su presencia (Fernández-Aláez et al. 1999, Del Pozo 2005), especialmente representados por *Chara canescens* y *Litorella uniflora*. Posiblemente la introducción del cangrejo rojo *Procambarus clarkii* a finales de los años 90 y de varias especies de peces exóticos, incluidos algunos invasores, hayan provocado graves daños en la dinámica y estructura de sus comunidades como ocurrió en otras lagunas cercanas (Rodríguez et al. 2003, 2005). Hay que sumar el cambio de régimen hídrico desde 1994, de semipermanente a permanente, que ejerce una fuerte influencia sobre los

macrófitos sumergidos (Fernández-Aláez et al. 2002). La cobertura de helófitos de porte bajo de *Carex divisa* y *Eleocharis palustris* también se ha visto reducida; mientras que otras especies de porte alto como eneas, *Typha latifolia* y *T. domingensis*, han incrementado su cobertura. Estos cambios en la vegetación a favor de las eneas fueron constatados por varios autores en otros países (Kozulin & Krogulec 1999, Kerbiriou et al. 2011, Arbeiter & Tegetmeyer 2011), que indican una pérdida de hábitat favorable para el carricerín cejudo por esta causa.

Dieta

La composición de la dieta del carricerín cejudo observada en la laguna El Villar tiene muchas similitudes con la dieta observada en las áreas de cría (Schulze-Hagen et al. 1989) y sobre todo de zonas de paso (bahía de Audierne: Kerbiriou et al. 2011; estuario del Sena: Provost et al. 2010; estuario del Girondine: Musseau et al. 2014; marismas de Brière: Marquet et al. 2014). El número de presas por hez de 5,4 es muy similar al registrado en la bahía del Audierne y en el estuario del Sena (4,9 y 5,1 respectivamente), y difiere al hallado en Girondine (2,1). En términos de porcentaje de número de presas en las áreas de sedimentación de Francia, Homoptera y Diptera representan los mayores porcentajes superando entre ambos el 50 % de las presas consumidas. En cambio en el área de estudio son Araneae y Heteroptera los principales grupos presa, seguidos precisamente de esos dos grupos. De la familia Aphididae (Homoptera), muy abundantes como presa en la bahía de Audierne y el estuario del Sena, no se identifica ningún ejemplar en las heces, si bien es un grupo muy escaso en los muestreos. La longitud media de las presas es manifiestamente más bajo comparado con el encontrado en bahía de Audierne o en áreas de cría, donde se superan los 8 mm, frente a los 5,5 mm del área de estudio.

Respecto a la biomasa, los órdenes que más aportan a esta se corresponden con los de mayor talla: Odonata, Orthoptera y Araneae, pero *a priori* no con Diptera. Esto representa una gran diferencia respecto a otros estudios sobre dieta y se debe a que tres de las ocho presas de Diptera detectadas en las heces pertenecen a la familia Tipulidae, grupo con una talla media grande y por tanto una biomasa estimada elevada (solo representa el 0,31 % de las capturas de Diptera en los muestreos de disponibilidad). Entre los cuatro órdenes suman el 86 % de la biomasa consumida en la dieta del cejudo. En el caso de Odonata y Orthoptera, muy escasos en las heces (5 % cada uno), representan entre ambos el 49 % de la biomasa consumida.

La mayoría de las presas identificadas en las heces a nivel especie son típicas de humedales y tienen como hábitats preferentes juncales y pastizales húmedos, aunque puedan estar también presentes en otros medios. Tres de las especies ya habían sido señaladas como parte de la dieta del carricerín cejudo en otros estudios (Kerbiriou et al. 2011, Marquet et al. 2014), pero no las especies de los órdenes Heteroptera y Homoptera (Tabla 2). Destaca la ausencia de pulgones en las heces analizadas, muy abundantes en otros estudios (Provost et al. 2010, Kerbiriou et al. 2011, Marquet et al. 2014), y que se ha señalado como determinantes en la acumulación de grasa en otros *Acrocephalus* (Bibby & Green 1981).

Disponibilidad de alimento

Los muestreos de artrópodos en los tres hábitats muestran una mayor abundancia total en el pastizal y el juncal, mientras que el cañaveral presenta muy pocas capturas en casi todos los grupos. Además la abundancia de algunos grupos primordiales en la dieta como Araneae, Orthoptera y Diptera no presentan diferencias entre pastizal y juncal. Estas formaciones palustres de bajo y medio porte, con un escaso nivel de encharcamiento, poseen en la laguna El Villar una mayor variedad y abundancia de artrópodos disponibles como alimento para las aves insectívoras como el carricerín cejudo. Por tanto es previsible que estos dos hábitats sean los usados primordialmente durante su estancia en el humedal, al menos durante las horas de alimentación. En este sentido, varios estudios de radio-tracking llevados a cabo en otros lugares de sedimentación señalan que los hábitats seleccionados mantienen unos niveles de inundación bajos con formaciones helofíticas de bajo porte (Jubete et al. 2006, Andueza et al. 2014) y además se señala la importancia de la cercanía de áreas de aguas abiertas y zonas de borde y alta heterogeneidad de vegetación (Provost et al. 2010, Musseau et al. 2104). Incluso en el estuario de Gironde (Musseau & Herrmann 2013) se señala un índice de abundancia relativa de cejudos más alto en zonas de helófitos de menor porte frente al de cañaverales altos. De igual modo durante la época reproductora y la invernada se ha descrito que escoge hábitats similares (Schäffer et al. 2006, Tanneberger et al. 2010, Arbeiter & Tegetmeyer 2011), y con una mayor disponibilidad de presas (Tanneberger et al. 2009, 2010, Kloskowski et al. 2015).

Selección de dieta

Los resultados de la selección de presas del carricerín cejudo con respecto a la disponibilidad de alimento muestran que existen algunos grupos de artrópodos que son seleccionados activamente. Todos los índices utilizados manifiestan una preferencia por los

grupos con una longitud de talla grande, que implicarían una mayor biomasa. Así, según el índice de Jacobs selecciona positivamente grupos escasos como Odonata, Orthoptera y Lepidoptera o moderadamente escaso como Araneae, frente a otros grupos mucho más abundantes en la laguna, pero generalmente de talla más pequeña como Hymenoptera y Diptera (excepto Tipulidae). El índice de Manly también indica que esos mismos cuatro grupos son por orden de probabilidad los que más se capturan frente a los demás. Incluso para los intervalos de confianza de Bonferroni existe una significación estadística positiva para Araneae, negativa para los Diptera e igual para Coleoptera, Heteroptera, Homoptera e Hymenoptera.

No se observan diferencias ni en la composición ni en la variedad de la dieta entre las dos clases de edad. En otros estudios como en el estuario de Girondine (Musseau et al. 2014) tampoco se encontraron diferencias significativas en este aspecto.

Los resultados en este lugar de sedimentación son similares a otros lugares de paso de Francia (Provost et al. 2010, Kerbiriou et al. 2011, Marquet et al. 2014, Musseau et al. 2014) y de cría en Polonia (Schulze-Hagen et al. 1989), tanto a nivel taxonómico como por su tamaño grande, con la diferencia de que el grupo más importante en cuanto a la abundancia de presas en las heces es Araneae y en cuanto a la biomasa consumida son Diptera (Tipulidae), Odonata, Orthoptera y Araneae. Además existe una alta selección hacia el grupo taxonómico Araneae. Por tanto, la dieta es relativamente constante entre las zonas de cría y sedimentación estudiadas. No obstante, el número de heces analizadas en nuestro estudio es bajo y estas comparaciones deben considerarse con cierta cautela.

Implicaciones en conservación

En muchas ocasiones las capturas de carricerín cejudo se producen en zonas de cañaverales de *S. lacustris* y *Typha* spp. por ser estratégicamente más favorables para la colocación de las redes dentro del humedal. Sin embargo la abundancia de presas es mayor en los hábitats de juncos y pastizales, localizados frecuentemente en los márgenes de los cañaverales debido a limitaciones hidrológicas. Y es que estas hábitats encharcados con vegetación de porte bajo juegan un papel muy importante en el ciclo de vida de presas del carricerín cejudo como algunos Orthoptera y Araneae (Baldi & Kisbenedek 1997, Kerbiriou et al. 2011), que son especialmente abundantes en estos hábitats. Esto refuerza nuestros resultados ya que la laguna El Villar reúne estas características en donde en varias franjas se

mezclan diferentes tipos de vegetación y aguas abiertas a modo de mosaico, lo que le confiere zonas de ecotono, importantes para muchas presas, incluidas las de tamaño grande.

Todas estas observaciones obligan a desarrollar estrategias de conservación en el orden de preservar humedales favorables para el paso migratorio del carricerín cejudo. Las medidas de gestión deben estar encaminadas entre otros aspectos, a incrementar las densidades de grupos de artrópodos presa, lo cual se conseguiría ofreciendo una mayor heterogeneidad o parcheado a modo de mosaico y el mantenimiento o creación de zonas de aguas abiertas (Kerbiriou et al. 2011). Medidas como el pastoreo y la siega favorecería buenas condiciones estructurales para el desarrollo de juveniles de diversos especies de artrópodos como arañas, saltamontes y escarabajos (Schmidt et al. 2005). Estas actuaciones también servirían para frenar la colonización de arbustos y vegetación helofítica de alto porte (Tolhurst 1997, Jubete et al. 2006). Además, en áreas con una elevada intensificación agrícola se une otro problema, el uso abusivo de insecticidas que afecta directamente a la disponibilidad de alimento como saltamontes y arañas o en las presas de estos (Wilson et al. 1999, Musseau et al. 2014). Otras medidas importantes para incrementar la diversidad y abundancia de artrópodos presa serían el control de especies exóticas y la regulación del régimen hídrico.

Agradecimientos

Agradecer a todos los anilladores y voluntarios del Grupo Ibérico de Anillamiento (GIA-León) que ayudaron durante las jornadas de campo, especialmente a Pablo Salinas y Lorenzo Miguélez. Varios especialistas en entomología permitieron la determinación de especies presa y el reconocimiento de sus restos en las heces: Nicolás Pérez, José María Salgado, Marta Goula, Gernot Kunz y Octavio Pérez. Agradecer también a Miguel de Gabriel por su ayuda con los análisis de selección, a Víctor Castro y Saúl Blanco por los inventarios de flora y a Nacho Rodríguez por la elaboración de los mapas. Las licencias para la captura y anillamiento de aves fueron obtenidas gracias al Ministerio de Medio Ambiente, Aranzadi y la Junta de Castilla y León.

Apéndice del Capítulo V

Tabla Ap. 1.- Abundancia relativa de las especies de plantas en las tres comunidades de vegetación de la laguna y la estimación de cobertura de plantas: + = <1 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 > 75 %. Plantas características en negrita.

Especie	Cañaveral	Juncal	Pastizal
Agrostis stolonifera		1	
Alisma plantago-aquatica	+		
Allium sphaerocephalon			2
Apium nodiflorum			2
Asparagus officinalis		+	
Brachypodium phoenicoides		3	1
Bromus catharticus		+	
Carex cuprina		+	
Carex distans		+	
Carex divisa		2	1
Carex hirta		+	
Cirsium arvense		1	+
Cirsium pyrenaicum		1	1
Cirsium vulgare		+	
Convolvulus arvensis		+	1
Crepis vesicaria subsp. *taraxaifolia*		+	
Deschampsia cespitosa subsp. *subtriflora*		2	1
Eleocharis palustris		3	
Eleocharis uniglumis		1	
Elytrigia repens subsp. *repens*		+	4
Epilobium hirsutum		2	+
Epilobium parviflorum		1	
Festuca arundinacea subsp. *arundinacea*		+	
Galium aparine subsp. *spurium*		+	+
Galium palustre	+		
Galium verum			+
Holcus lanatus		+	
Juglans regia			+
Juncus acutiflorus		1	
Juncus articulatus		1	
Juncus compressus		1	
Juncus effusus		+	
Juncus inflexus		2	1
Lactuca serriola		+	+
Lycopus europaeus		1	+
Myosotis sicula		+	
Potentilla reptans		1	
Rorippa microphylla		+	1
Rumex conglomeratus			+
Rumex crispus		+	+
Schoenoplectus lacustris subsp. *lacustris*	5	+	
Scirpoides holoschoenus		3	3
Sparganium erectum subsp. *neglectum*			1
Torilis arvensis subsp. *recta*		+	
Typha domingensis		1	
Typha latifolia	1	+	1
Verbena officinalis		+	
Veronica anagallis-aquatica			1

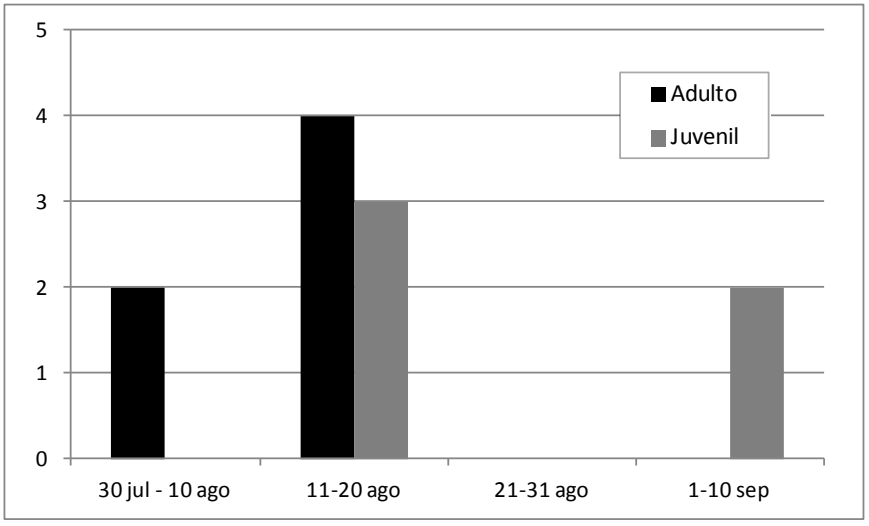
Tabla Ap. 2.- Datos derivados de las capturas de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en 2013 en la laguna El Villar. Índice Acrola: abundancia relativa de carricerín cejudo respecto al total de capturas de especies del género *Acrocephalus* (Julliard et al. 2006).

Número de capturas	11 (6 adultos y 5 juveniles)
% juveniles	45 %
Tasa de recaptura	9 %
Índice Acrola	1,06 %

Tabla Ap. 3.- Estado corporal y morfología del total, adultos y juveniles de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* capturados en la laguna El Villar. Datos biométricos: longitud del ala, de la octava pluma primaria – en orden descendente-, de la cola y de la envergadura (± 0,5 mm); longitud del tarso, del pico emplumadura, del pico cráneo y de la altura del pico (± 0,1 mm); masa corporal (± 0,1 g); y escala de grasa (escala de 0 a 8, Kaiser 1993). Se indica el valor promedio ± desviación estándar.

	Total (n = 11)	Juveniles (n = 5)	Adultos (n = 6)
Grasa (escala 0-8)	1,2 ± 1,2	0,4 ± 0,5	1,8 ± 1,2
Masa corporal (g)	10,7 ± 0,7	10,2 ± 0,5	11,1 ± 0,7
Ala (mm)	62,6 ± 1,7	63,3 ± 0,8	62,1 ± 2,1
Octava primaria (mm)	46,8 ± 1,3	47,8 ± 0,3	45,9 ± 1,2
Tarso (mm)	20,5 ± 0,5	20,7 ± 0,5	20,3 ± 0,5
Envergadura (mm)	183,5 ± 2,3	184,5 ± 1,5	182,6 ± 2,7
Cola (mm)	46,9 ± 2,3	47,9 ± 0,9	46,1 ± 2,9
Altura pico (mm)	3,1 ± 0,1	3,1 ± 0,1	3,1 ± 0,1
Pico emplumadura (mm)	10,1 ± 0,4	9,8 ± 0,3	10,4 ± 0,3
Pico cráneo (mm)	15,0 ± 0,4	14,9 ± 0,2	15,1 ± 0,4

Figura Ap. 1.- Fenología del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* durante el año 2013 en la laguna El Villar.



Capítulo V

Situación y conservación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales de la meseta Norte (NO España)

Status and conservation of Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola *in wetlands of the Iberian Northern Plateau (NW Spain)*

Resumen

La distribución y el hábitat que ocupa una especie amenazada es clave para el desarrollo de planes de gestión y medidas de conservación adecuadas. Este conocimiento es especialmente importante en especies que viven en hábitats vulnerables como los humedales. En el caso del globalmente amenazado carricerín cejudo, no existen estudios que recojan estos aspectos en la meseta Norte, una región crucial durante sus desplazamientos posnupciales por el interior de la península Ibérica. Para ello se recopilaron todos los registros de la especie en el noroeste de la meseta Norte y se compararon los parámetros de sedimentación y el índice Acrola con otras estaciones de anillamiento ibéricas. Se analizaron los factores que pueden influir en la abundancia de carricerines cejudos en los humedales del área de estudio. También se analizaron los principales problemas de conservación y las posibles medidas de gestión de los humedales utilizados por esta especie. El carricerín cejudo fue registrado en 23 humedales. Este estudio indica que su abundancia relativa es mayor en humedales con una mayor superficie de helófitos de bajo y medio porte y una mayor superficie encharcada. Frente al grave deterioro de los humedales, se plantea como medida prioritaria una protección y una gestión efectiva de los mismos, especialmente encaminada al manejo de la vegetación helofítica y de las condiciones hídricas.

Palabras clave: distribución, migración posnupcial, preferencias de hábitat, medidas de gestión, especie amenazada.

Abstract

Distribution and habitat occupied by a threatened species are key to development of management plans and appropriate conservation measures. Such a knowledge is particularly relevant for species living in vulnerable habitats, like wetlands. There is no available study approaching these issues for the Aquatic Warbler in the Iberian Northern Plateau, a key region for their post-nuptial movements in the Iberian Peninsula. In this study, all records of the species in the northwest of the Iberian Northern Plateau were collected and the stopover parameters and Acrola index were compared with other Iberian ringing stations. Factors driving abundance of Aquatic Warbler in the wetlands of the study area were also explored. The main conservation problems for the species were identified and possible management measures are proposed. Aquatic Warbler was recorded in 23 wetlands. Its relative abundance was higher in wetlands with larger flooded area and higher cover of low and medium-height helophytes. Due to the serious deterioration of wetlands, protection and effective management of helophitic vegetation and hydrological conditions are claimed as priority measures.

Key words: distribution, post-breeding migration, habitat preferences, management measures, threatened species.

Introducción

Es de crucial importancia identificar los lugares de sedimentación, el alcance de su papel y las posibilidades de su manejo a la hora de gestionar en favor de especies concretas (Sutherland 1998a, Chernetsov 2006). La península Ibérica supone un área clave para el éxito de los viajes migratorios de muchas aves transaharianas (Moreau 1956), entre ellas el globalmente amenazado carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (De By 1990, Atienza et al. 2001, Julliard et al. 2006, Schäffer et al. 2006, Neto et al. 2010, Salewski et al. 2013). En concreto, la meseta Norte posee una importante variedad y número de sistemas lagunares (Fernández-Aláez et al. 1999, Santiago-Ibarlucea et al. 2005, Del Pozo et al. 2012) que constituyen, por su situación e idoneidad, una valiosa área de paso durante la migración posnupcial por el interior de la península Ibérica para esta especie (Jubete et al. 2006, Zumalacárregui et al. 2011).

Parece claro que los humedales, a pesar de concentrar una buena parte de la diversidad biológica de un territorio (Weller 1999, Keddy 2010) y jugar un papel clave durante el ciclo vital de muchas especies amenazadas (Tucker & Evans 1997), con frecuencia reciben una gestión inadecuada (Semlitsch & Bodie 1998, Céréghino et al. 2008a). Para muchas especies migradoras, como es el caso del cejudo, los humedales constituyen el hábitat principal donde cubrir las necesidades de aprovisionamiento y descanso cuando cruzan grandes áreas donde estos ambientes son escasos (Newton 2008, Kerbiriou et al. 2011). De hecho, este carricerín es un especialista de hábitat muy estricto, que ocupa zonas húmedas con un determinado nivel de encharcamiento y fisionomía de vegetación palustre (AWCT 1999, Julliard et al. 2006, Flade & Lachmann 2008).

Para el desarrollo de planes de gestión y medidas de conservación adecuadas de una especie amenazada es necesario un buen conocimiento de su distribución y del hábitat que ocupa. Este conocimiento es especialmente importante en especies que viven en paisajes agrícolas altamente modificados por la intensificación agraria y los cambios en el uso del territorio (Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001). Uno de estos medios son los humedales, hábitats amenazados que en muchos casos siguen desapareciendo o se ven reducidos a pequeños enclaves debido al avance de cultivos, infraestructuras, suelos industriales y urbanos (Casado & Montes 1995, Costa et al. 1998). Todo ello a pesar de que la Directiva Hábitats de la Unión Europea considera a muchas zonas húmedas como hábitats prioritarios de conservación (Council of Europe 1992). Por otra parte, hay que tener en cuenta que en

algunas regiones se han creado nuevos humedales artificiales asociados a cultivos de regadío o grandes infraestructuras, con hábitats favorables para muchas especies amenazadas (Czech & Parsons 2002, Moreno-Mateos et al. 2009, Santoul et al. 2009, Sebastián-González et al. 2010).

En el presente capítulo se abordan los siguientes aspectos: se recopilan todos los registros, recuperaciones y datos relevantes del carricerín cejudo en el noroeste de la meseta Norte (i); se comparan los parámetros de sedimentación e índice Acrola con otros humedales ibéricos (ii); se analizan los factores que pueden determinar la abundancia de carricerín cejudo en los humedales en relación a sus dimensiones, las características de su vegetación palustre y las condiciones hídricas (iii); y se examinan los principales problemas de conservación y posibles medidas de gestión y manejo que favorezcan el uso de estos humedales por parte de la especie estudiada (iv).

Métodos

Área de estudio

La zona de estudio se sitúa al noroeste de la meseta Norte de la península Ibérica, dentro de la cuenca hidrológica del Duero (Fig. 1). Comprende de modo parcial a las provincias de León, Palencia, Valladolid y Zamora, y engloba a las comarcas de El Payuelo, El Páramo Leonés, Los Oteros y Tierra de Campos. El área total abarca una extensión aproximada de 9.000 km^2 y se sitúa entre las coordenadas geográficas 41º41’ - 42º35’N de latitud y 4º17’ - 5º52’O de longitud. Se trata de un territorio con unas condiciones climatológicas y topográficas relativamente homogéneas, con clima mediterráneo de marcada continentalidad, relieve suave con zonas planas y onduladas, y situado a una altitud relativamente elevada, entre los 700 y los 950 m (Penas et al. 1995). La temperatura media anual es de 11,7 ºC y la precipitación media anual oscila entre 400 y 550 mm. En verano se produce un fuerte estiaje con una precipitación media mensual de alrededor de 20 mm.

El paisaje se caracteriza por amplias áreas deforestadas, donde la presencia de árboles se reduce a las riberas fluviales y bosquetes de pequeña extensión, supervivientes de los antiguos encinares, melojares y quejigales que cubrían la Meseta. El uso tradicional del territorio ha sido la agricultura de secano a excepción de las vegas de los ríos y pequeñas parcelas dedicadas al regadío. Sin embargo, desde la década de los años 60 del siglo XX se

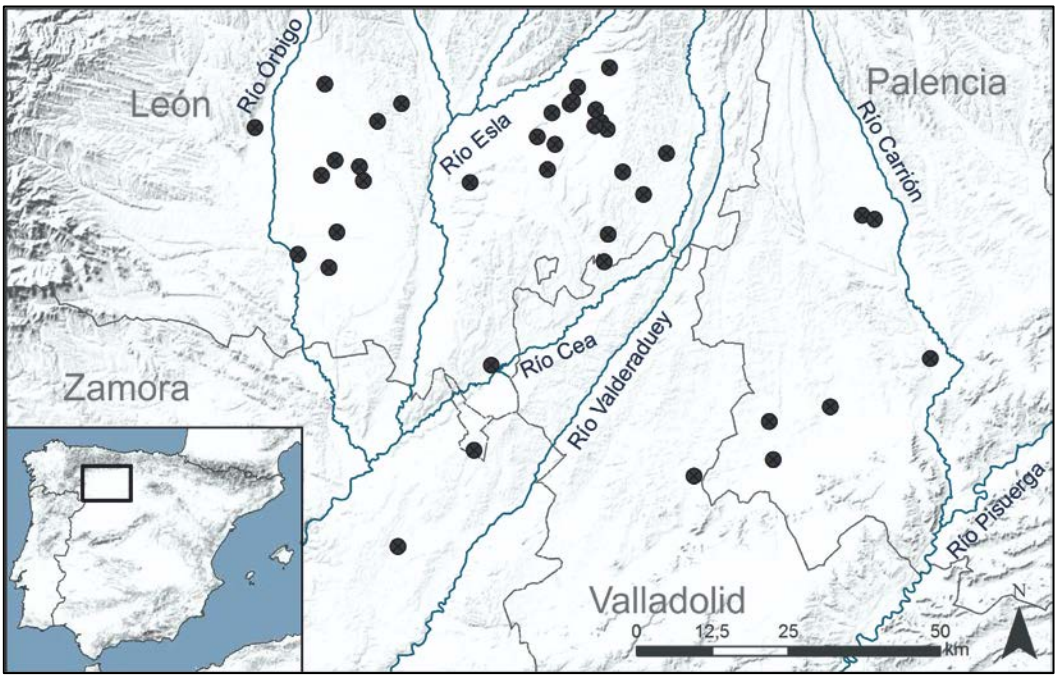


Figura 1.- Situación del área de estudio en la península Ibérica y localización de los humedales estudiados.

han transformado muchas miles de hectáreas en cultivos de regadío. Este proceso que hoy día continúa provoca, entre otros efectos, una mayor intensificación agraria, una mayor homogeneidad paisajística, un incremento del uso de fertilizantes y la eliminación de hábitats seminaturales (Petit & Firbank 2006). Respecto a los humedales, la conversión a regadíos está provocando en muchos casos bien su destrucción o desecación o bien la alteración de sus regímenes hídricos.

El nivel del agua de la mayoría de estos humedales someros depende fundamentalmente de los acuíferos subterráneos poco profundos de las grandes formaciones detríticas terciarias, así como de las precipitaciones y la escorrentía (Rey-Benayas 1991, Duch et al. 1995, Fernández-Aláez et al. 1999). De hecho su funcionamiento está controlado, además de por la disponibilidad de nutrientes y el estado trófico, por la cantidad y periodicidad de los aportes de agua, y en algunas ocasiones por las actividades humanas (Fernández-Aláez et al. 2004). Este último caso es el de los humedales situados en zonas de regadío que reciben aportes suplementarios de los sobrantes de aguas usadas para el riego de cultivos, especialmente durante los meses estivales, que provocan entre otros efectos la modificación de su régimen hídrico y su eutrofización (Casado & Montes 1995).

En general, los humedales estudiados son de tamaño pequeño, como la mayoría de las masas de agua de la cuenca del Duero (Alonso & Comelles 1987). La mayor parte de las

formaciones palustres de este estudio son menores de 25 ha y se pueden denominar lagunas, según el criterio establecido por González-Bernáldez (1992), atendiendo únicamente a la superficie. En relación a la profundidad del agua, casi todos los sistemas estudiados son someros (19-183 cm) (Moss et al. 1994). Basado en los ritmos de inundación (Cirujano & Medina 2002), la mayor parte de estos sistemas son permanentes (12 meses) o semipermanentes (9-12 meses).

Recopilación de datos. Características de los humedales

Para el desarrollo de este trabajo se revisaron las citas de carricerín cejudo en numerosas fuentes. a) Registros publicados en artículos científicos, en el noticiario ornitológico de la revista Ardeola, en los anuarios ornitológicos provinciales de Palencia y León (Jubete 2005, Astiárraga et al. en prensa), y en los atlas virtuales de las provincias de Palencia y León (Aves Palencia 2014, GIA-León 2014). b) Información en foros y blogs sobre aves o directamente de ornitólogos locales. c) Solicitud a la Oficina de Especies Migradoras de datos de anillamiento y de recuperaciones de carricerín cejudo en el área de estudio (SEO/BirdLife 2014). Los humedales y sus principales características pueden consultarse en el Apéndice del final del Capítulo (Tabla Ap. 1 y Ap. 2).

En cuanto a parámetros de sedimentación y medidas del estado corporal, incluyendo diferencias entre clases de edad, se recopiló información de otras estaciones de anillamiento ibéricas que centran sus campañas posnupciales en el carricerín cejudo. También se recopilaron los datos del índice Acrola, el cual permite comparar la abundancia relativa de carricerines cejudos entre diferentes humedales donde se realizan seguimientos de esta especie (Julliard et al. 2006). Este índice se obtiene de dividir el número de capturas de carricerín cejudo entre el total de capturas de todas las especies del género *Acrocephalus* expresado en porcentaje.

Para el modelo de preferencia de hábitat se midieron seis variables que se consideraron *a priori* como determinantes para la presencia del carricerín cejudo. Estas variables están relacionadas con las dimensiones del humedal, los factores hidrológicos y las características de la vegetación palustre (Tabla 1).

Las características de los humedales en cuanto a los datos hídricos y de la vegetación palustre se tomaron en los propios humedales durante las visitas de campo cada temporada.

Tabla 1.- Descripción de los parámetros usados en el modelo de preferencia hábitat del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en los humedales de la meseta Norte.

Parámetros	Descripción (unidad)
Superficie del humedal	Superficie total (en ha)
Superficie de agua libre	Superficie de agua libre en el humedal (en ha)
Superficie encharcada	Superficie encharcada en el humedal (en ha)
Superficie de grandes helófitos	Superficie de helófitos de alto porte en el humedal (en ha): *Typha* spp., *Phragmites australis* y *Schoenoplectus lacustris*
Superficie de pequeños helófitos	Superficie de helófitos de bajo y medio porte en el humedal (en ha): *Scirpoides holoschoenus, Bolboschoenus maritimus* y *Eleocharis* spp.
Género de helófito dominante	*Typha, Phragmites, Schoenoplectus, Scirpoides, Bolboschoenus* y *Eleocharis*

Dado que las superficies de agua encharcada y la lámina de agua libre pueden variar de forma apreciable a lo largo de una temporada, se consideraron los valores obtenidos en la primera visita de cada año estudiado. Se midió la superficie ocupada por las formaciones de los distintos géneros de helófitos para ver cuál de ellas ocupaba un área mayor y asignar así el género de helófito dominante del humedal. La superficie de los principales géneros de helófitos fue medida para determinar cuál de ellas ocupaba mayor superficie y asignar el género de helófito dominante en un humedal. Todas las superficies se calcularon mediante el análisis de las ortofotografías aéreas (Ministerio de Agricultura, SIGPAC Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas, escala equivalente 1:10.000), que en el caso de superficies de vegetación fueron contrastadas visualmente mediante visitas de campo y fotografías.

Prospecciones

Se catalogaron los principales humedales del área de estudio mediante la revisión de la cartografía publicada (Cartografía Militar de España, Serie L escala 1:50.000 y Mapa Topográfico Nacional de España IGN, escala 1:25.000) y mediante ortofotografía aérea (Ministerio de Agricultura, SIGPAC Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas, escala equivalente 1:10.000). Se realizaron visitas previas durante los meses de julio y agosto, y la elección final de los humedales a prospectar se basó en el nivel de encharcamiento y en las características de la vegetación helofítica según lo propuesto por Jubete et al. (2006).

Todas las prospecciones de carricerín cejudo se realizaron mediante anillamiento científico entre el 10 de agosto y el 6 de septiembre. Estas fechas incluyen el periodo central de paso posnupcial del carricerín cejudo en la península Ibérica (De By 1990, Atienza et al. 2001, Jubete et al. 2006). Las jornadas de prospección se desarrollaron bien a primeras horas de la mañana o bien a últimas horas de la tarde, periodos de mayor actividad de la especie. En cada jornada se utilizaron redes de niebla (redes de 12x2,5 m y 16 mm de malla). Siguiendo a Julliard et al. (2006), se usaron reclamos del canto nupcial de un carricerín cejudo macho en época de cría como medio de atracción a las redes.

Conservación

Se examinaron las figuras de protección de todos los humedales estudiados: los presentes en alguna de las figuras de la Red de Espacios Naturales de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, las Zonas Húmedas Catalogadas, los de la Red Natura 2000 (LIC Lugar de Interés Comunitario o ZEPA Zona Especial Protección para las Aves), o bien los pertenecientes a alguna figura de conservación internacional (Zona RAMSAR).

Para evaluar las amenazas que afectan al estado de conservación de los humedales se anotaron problemas específicos relacionados con acciones directas sobre la cubeta lagunar y su entorno inmediato, cambios en la sucesión de la vegetación, la contaminación de las aguas y la introducción de especies exóticas. Para valorar cada amenaza se usó una escala de 0 a 3 según su intensidad: 0 = ausencia, 1 = bajo, 2 = medio y 3 = alto.

Análisis de datos

Para analizar las selección de hábitat por parte del carricerín cejudo se usaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs), construidos con la función glmer del paquete lme4 (Bates et al. 2012) en R 3.1.2 software (R Core Team 2014). Como variable respuesta se usó el número de capturas de carricerín cejudo por unidad de esfuerzo. El humedal y el año de muestreo se consideraron como variables aleatorias y el resto como fijas (Tabla 1).

Para el cálculo de la variable respuesta se realizaron de una a cuatro prospecciones dentro del periodo central de paso (10 de agosto – 6 de septiembre). En el caso de los datos procedentes de estaciones de seguimiento, se seleccionaron únicamente los datos correspondientes a la primera jornada de anillamiento de cada una de las cuatro semanas dentro de ese mismo periodo. Como unidad de esfuerzo se consideró 100 metros de red y

hora. Se excluyó del análisis el humedal de La Nava por la imposibilidad de medir sus características hídricas y vegetales durante las diferentes temporadas.

Resultados

Aportación de los registros

El primer registro del que se tuvo constancia en la zona de estudio es el de cuatro aves en septiembre de 1982 en la laguna de Villadangos del Páramo, en León (Velasco et al. 1987). En agosto de 1994 se observó un ejemplar en Quintanilla del Molar, en Valladolid, en un pequeño arroyo de meseta (G. Para com. pers.). Más tarde, en agosto de 1998 se observaron varios ejemplares en la laguna de La Nava, en Palencia (Gómez-Crespo 1999), y a partir del año 1999 se realizaron varias campañas de anillamiento con capturas en la propia laguna (Jubete 2001, Jubete et al. 2006, Muñoz-Adalia 2013). Desde entonces se han realizado seguimientos en otros humedales: en dos lagunas asociadas al Canal de Castilla, la Venta de Valdemudo y las Charcas del Cruce, ambos en Palencia (Zumalacárregui et al. 2011), y para la presente tesis en el arroyo de Valcavado, en la gravera La Canterina y en la laguna El Villar, los tres humedales dentro de la provincia de León.

En total, se recopilaron observaciones de carricerín cejudo en 23 humedales diferentes (Fig. 2). En cuatro de ellos los registros proceden de citas visuales y en 19 de anillamientos. Estos últimos son seis estudios de seguimiento y 13 de prospecciones. Además, se llevaron a cabo prospecciones en otros 16 humedales donde no se capturaron carricerines cejudos. Los humedales prospectados y sus principales características pueden consultarse en las tablas Ap. 1 y Ap. 2 del Apéndice del Capítulo V.

Por provincias, León acumula el mayor número de humedales con presencia de la especie con 14 humedales, seguido de Palencia (6), Valladolid (2) y Zamora (1). La localidad con mayor número de registros es la laguna de La Nava, donde se realizaron numerosos transectos visuales con resultado positivo (Gómez 2002, Jubete et al. 2006) y se capturaron 797 aves entre 1999 y 2014, exceptuando autorrecapturas de la misma temporada (SEO/BirdLife 2014). A todas estas capturas y observaciones señaladas, hay que sumar varias citas durante el paso prenupcial en la laguna de La Nava, en concreto un registro visual y seis anillamientos, todos durante el mes de abril (Gómez 2002, Jubete et al. 2006, SEO/BirdLife 2014).

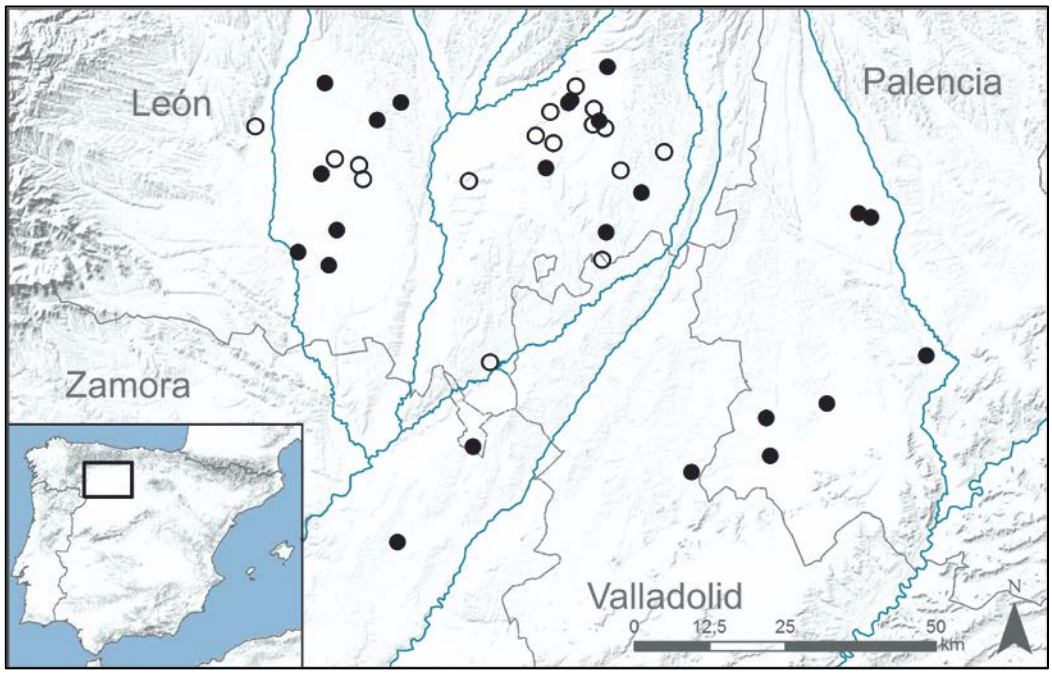


Figura 2.- Situación del área de estudio en la península Ibérica y localización de los humedales: ● humedales con presencia confirmada de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*, ○ humedales prospectados sin éxito.

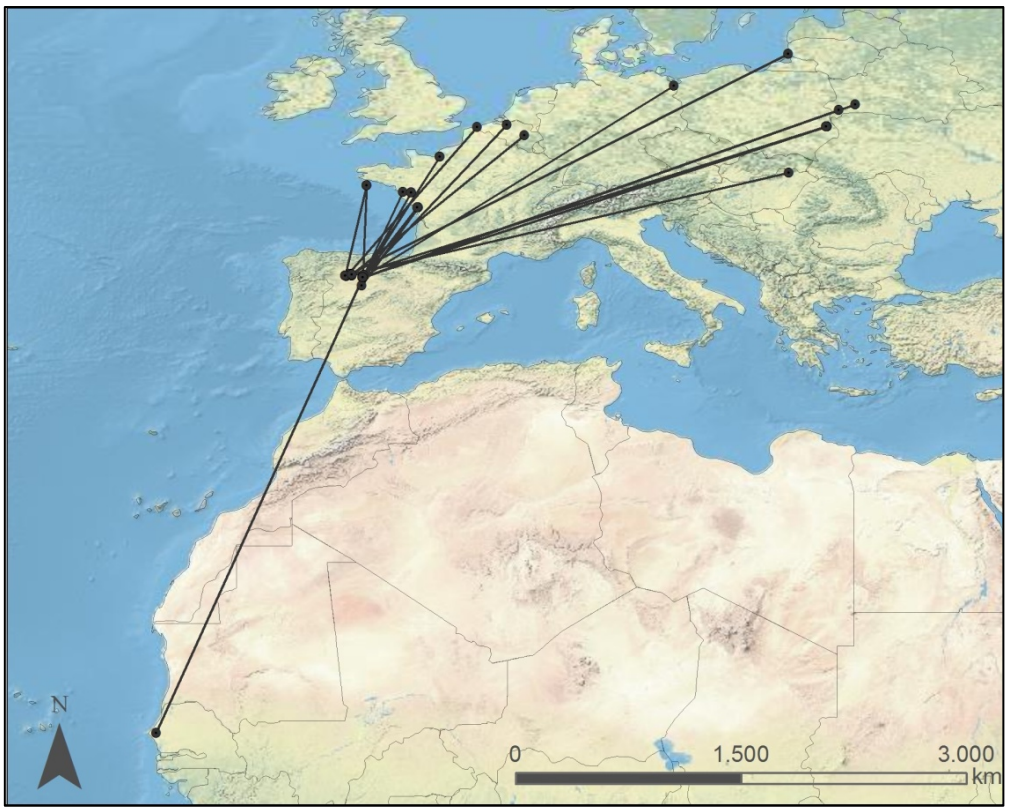


Figura 3.- Localización de los anillamientos y recuperaciones de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* dentro y fuera del área de estudio.

Existen datos de 25 carricerines cejudos anillados en otros países y recuperados en el área de estudio o bien anillados en el área de estudio y recuperados en otros países (Fig. 3). Según la procedencia se diferencian datos de aves de sus zonas de cría en Polonia (5), en Bielorrusia (2) y Lituania (1); de sus zonas de invernada en Senegal (1); y de sus zonas de paso migratorio en Francia (12), Bélgica (3) y Eslovaquia (1).

Los datos promedio del índice Acrola en los humedales de España (Tabla 2) mostraron valores entre 0,67 % del Canal de Castilla y 4,25 % de la gravera La Canterina. El mayor valor de este índice en una temporada (periodo 2004-2013) se produjo en la laguna de Gallocanta en 2013 (9,06 %) y en segundo lugar en la ría de Villaviciosa en 2012 (7,11 %). En la meseta Norte, los valores más altos se produjeron en la gravera La Canterina (5,80 %) y en la laguna de La Nava en el año 2008, aunque también se registraron valores elevados en el arroyo de Valcavado (4,27 % en 2004).

Los valores más elevados de los parámetros del estado corporal (masa corporal y nivel de grasa subcutánea) en los humedales ibéricos (Tabla 3) se han registrado en los humedales del estuario del Miño, la gravera La Canterina y la laguna de Gallocanta. Por el contrario, los valores más bajos se han registrado en la laguna El Villar y Salburua. Por clases de edad, en todas las estaciones de anillamiento, excepto en la Lagoa San André en Portugal, la masa corporal es mayor en los adultos que en los juveniles. Con respecto a los parámetros de sedimentación, el tiempo de estancia medio es muy elevado en la gravera La Canterina, el arroyo de Valcavado y la ría de Txingudi, donde se alcanzaron o superaron los cinco días. La tasa de engorde más elevada se registró en la gravera La Canterina. Otras estaciones con esta tasa elevada fueron el humedal de Salburua, la ría de Villaviciosa y el arroyo de Valcavado.

Modelo de preferencia de hábitat

Para estudiar el modelo se analizaron los datos de 55 muestreos (13 seguimientos y 42 prospecciones) realizados entre los años 2004 y 2014 en 34 humedales diferentes del área de estudio. La abundancia relativa de carricerín cejudo varió entre 0,00 y 1,58 aves por 100 metros de red y hora.

Las variables que más influyeron en la abundancia del carricerín cejudo en los humedales fueron las superficies de grandes y pequeños helófitos, la de agua libre, la superficie encharcada y el género *Phragmites* como vegetación dominante (Tabla 4). La abundancia

Tabla 2.- Índice Acrola en humedales de España durante el paso posnupcial para el periodo 2004-2013. Provincia: Z Zaragoza, GU Guipúzcoa, AL Álava, AS Asturias, P Palencia, LE León. Se indica el valor promedio ± desviación estándar, y el tamaño muestral (n) entre paréntesis.

Estación - provincia	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Promedio	Referencia
Laguna de Gallocanta - Z					0,83	4,71	3,49	2,16	0,92	9,06	3,53 ± 3,10 (6)	Pérez-Laborda (2013)
Ría de Txingudi - GU		1,08	0,50	0,90	0,63	0,79	1,47	0,49	0,96	1,55	0,93 ± 0,38 (9)	Arizaga et al. (2011a)
Salburúa - AL	2,72	0,57	2,51	0,64	0,68	1,07	0,16	1,24	0,70	0,39	1,07 ± 0,87 (10)	Unanue et al. (2012)
Villaviciosa - AS	1,80	1,86	0,94	2,83	4,84	2,99	1,89	3,38	7,11	0,94	2,86 ± 1,91 (10)	González et al. (2007), P. Peón com. pers.
Laguna de La Nava - P	2,83	2,56	2,10	3,31	4,67						3,09 ± 0,98 (5)	Jubete et al. 2006, Muñoz-Adalia 2013
Canal de Castilla - P				0,34	0,50	1,15	0,69				0,67 ± 0,35 (4)	Zumalacárregui et al. (2011)
Arroyo de Valcavado - LE	4,27	3,26	0,88								2,80 ± 1,74 (3)	Presente tesis
Gravera La Canterina - LE					5,80	4,42	2,53				4,25 ± 1,64 (3)	Presente tesis
Laguna El Villar - LE										1,06	1,06 (1)	Presente tesis

Tabla 3.- Comparativa de algunas medidas de estado corporal y de parámetros de sedimentación de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en humedales ibéricos durante el paso posnupcial. Provincia: Z Zaragoza, GU Guipúzcoa, AL Álava, AS Asturias, PO Pontevedra, PT Portugal, P Palencia, LE León. Masa corporal (g). Nivel de grasa subcutánea (escala de 0 a 8, Kaiser 1993). Tiempo de estancia (días). Tasa de engorde o ganancia de masa corporal (g/día). Se indica el valor promedio ± desviación estándar, y el tamaño muestral (n) entre paréntesis.

Humedal - provincia	Masa corporal		Grasa		Tiempo de estancia	Tasa de engorde	Periodo	Referencias
	Juveniles	Adultos	Juveniles	Adultos				
Laguna de Gallocanta - Z	11,2 ± 1,4 (26)	13,4 ± 1,7 (4)	2,2 ± 2,0 (26)	3,9 ± 1,8 (4)			2008-2012	Pérez-Laborda (2013)
Ría de Txingudi - GU	11,1 ± 0,4 (22)	11,9 ± 0,3 (6)	1,8 ± 0,3 (22)	3,0 ± 0,3 (6)	5,0 ± 1,1 (4)	-0,2 ± 0,3 (4)	2007-2009	Arizaga et al. (2011a)
Salburúa - AL	10,9 ± 1,1 (58)	11,1 ± 1,5 (22)	2,2 ± 1,4 (58)	2,4 ± 1,5 (22)	3,9 ± 2,6 (8)	0,20 ± 0,43 (8)	2002-2012	Unanue et al. (2012)
Ría de Villaviciosa - AS	11,4 ± 1,5 (43)	12,2 ± 1,8 (32)	1,9 ± 1,6 (43)	2,3 ± 2,0 (33)	4,6 ± 3,0 (11)	0,2 ± 0,5 (11)	2004-2013	P. Peón com. pers.
Estuario del Miño - PO	13,8 ± 0,8 (7)	14,0 ± 1,1 (9)	5,1 ± 0,3 (9)	4,9 ± 0,8 (11)			1999-2002	Robles & Arcas (2004)
Lagoa de Santo André - PT	12,6 ± 0,4 (24)	11,8 ± 0,3 (29)					1997-2008	Neto et al. (2010)
Laguna de La Nava - P	11,2 ± 1,2 (375)	11,7 ± 1,5 (279)	2,8 ± 1,7 (386)	3,0 ± 2,0 (289)	3,4 ± 1,53 (91)	-0,16 ± 0,16 (91)	2000-2008	Muñoz-Adalia (2013)
Canal de Castilla - P	11,7 ± 1,3 (12)	11,3 ± 0,8 (9)	2,5 ± 1,5 (12)	2,0 ± 2,6 (9)			2007-2010	Zumalacárregui et al. (2011)
Arroyo de Valcavado - LE	11,6 ± 0,3 (10)	12,9 ± 0,5 (17)	3,1 ± 1,7 (11)	3,2 ± 2 (17)	5,5 ± 3,51 (6)	0,18 ± 0,35 (6)	2004-2006	Presente tesis
Gravera La Canterina - LE	11,9 ± 1,3 (17)	13,7 ± 2,3 (18)	3,4 ± 1,6 (18)	4,8 ± 1,9 (18)	7,8 ± 4,9 (8)	0,25 ± 0,34 (8)	2008-2010	Presente tesis
Laguna El Villar - LE	10,2 ± 0,5 (5)	11,1 ± 0,7 (6)	0,4 ± 0,5 (5)	1,8 ± 1,2 (6)			2013	Presente tesis

fue mayor en humedales con más superficie de helófitos pequeños y más superficie encharcada, y menor en aquéllos con mayor superficie de helófitos grandes y de agua libre. La superficie del humedal no apareció en el modelo como una variable significativa.

Tabla 4.- Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) obtenidos de la abundancia de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en los humedales del área de estudio. Las variables *Eleocharis*, *Phragmites*, *Schoenoplectus*, *Scirpoides* y *Typha* se refieren al género de helófito dominante en el humedal. EE: error estándar. Códigos de significación: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; n.s. no significativo.

Variable	Estimación	EE	z	Significación
Intercept	-7,039	2,950	-2,386	*
Superficie del humedal	0,349	0,217	1,609	n.s.
Superficie de agua libre	-2,232	0,077	-29,136	***
Superficie encharcada	1,780	0,061	29,175	***
Superficie de grandes helófitos	-4,416	0,204	-21,619	***
Superficie de pequeños helófitos	0,514	0,049	10,521	***
Eleocharis	-5,880	3,751	-1,568	n.s.
Phragmites	33,415	6,785	4,925	***
Schoenoplectus	-1,926	3,010	-0,640	n.s.
Scirpoides	3,768	5,217	0,722	n.s.
Typha	-4,771	3,292	-1,449	n.s.

Conservación

Desde el punto de vista de la conservación de los espacios, de un total de 23 humedales con presencia de carricerín cejudo, 14 (61 %) tienen al menos una figura de protección (Fig. 4, Tabla 5), como Zona Húmeda Catalogada, ZEPA o LIC de la Red Natura 2000, Espacio Natural de la Red de espacios naturales de Castilla y León, o Zona RAMSAR. Los nueve restantes (39 %) no tienen ninguna figura de protección.

Las amenazas más frecuentes y que con más intensidad afectaron a los humedales están relacionadas con las prácticas agroganaderas (en el entorno inmediato y sobre el propio humedal), las modificaciones del nivel del agua, y la contaminación difusa y la eutrofización. Un segundo grupo de amenazas son la introducción de especies exóticas y la expansión de eneas y sauces arbustivos.

Los humedales con mayor puntuación de amenazas (≥ 20 puntos) fueron la gravera La Canterina y las lagunas El Villar, Redós y Villadangos (Tabla 5). Excepto esta última, el resto no tiene figura de protección. Con un grado de amenaza moderado (entre 10-20 puntos) están seis humedales y con un grado de amenaza bajo (< 10 puntos) nueve humedales.

Tabla 5.- Figuras de protección y factores de amenaza de los humedales con presencia de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en el área de estudio. ZHC: Zona Húmeda Catalogada, LIC: Lugar de Interés Comunitario, ZEPA: Zona Especial Protección para las Aves. Se expresa la intensidad de los impactos en una escala de 0 a 3 (0 = nulo; 1 = bajo; 2 = medio; 3 = alto) y la suma total de los impactos en cada humedal.

Humedal	Figura/s protección	Escombros y basuras	Presiones agroganaderas	Quemas incontroladas	Expansión de *Typha* sp.	Expansión de sauces arbustivos	Plantaciones de chopos	Eutrofización/Contaminación difusa	Modificaciones nivel del agua	Introducción especies alóctonas	Total
Arroyo Valcavado*	Ninguna										
Gravera La Canterina	Ninguna	3	3	3	3	3	2	3	3	3	26
Laguna Grande (Bercianos)	ZHC	0	2	1	1	0	0	2	3	3	12
Laguna El Villar	Ninguna	2	3	1	3	1	1	3	3	3	20
Laguna Grande (Antimio)	ZHC	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
Laguna Villagán	ZHC, ZEPA	0	2	0	0	0	0	1	0	0	3
Laguna Seca	ZHC	0	2	0	0	0	0	1	2	1	6
Laguna Santiz	ZHC	0	2	0	0	1	0	0	0	0	3
Laguna Rey	ZHC	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Laguna San Andrés*	Ninguna										
Laguna Redós	Ninguna	1	3	3	3	2	1	3	3	3	22
Laguna El Pical*	Ninguna										
Laguna de Villadangos	ZHC	3	1	2	2	3	2	3	3	3	22
Laguna Gudiosa	Ninguna	0	2	0	0	1	0	0	2	0	5
Laguna de Boada	ZEPA, Espacio Natural	0	1	1	0	0	0	2	2	1	7
Gravera de Villotilla	Ninguna	0	1	0	2	2	0	1	1	1	8
Gravera de Tomillares	Ninguna	1	2	0	1	3	0	1	1	1	10
Laguna de La Nava	ZHC, ZEPA, LIC, Espacio Natural, RAMSAR	0	2	1	2	2	0	2	3	2	14
Venta de Valdemudo	ZHC, ZEPA, LIC	1	1	2	2	3	3	2	2	1	17
Charcas del Cruce	ZHC, ZEPA, LIC, Espacio Natural	0	2	2	3	2	1	3	2	1	16
Laguna de Tamariz	ZEPA	0	1	1	3	1	0	2	2	2	12
Arroyo de la Vega o Matajudíos*	ZEPA										
Regato del Tío Hachero	ZHC, ZEPA, LIC, Espacio Natural, RAMSAR	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2

* No se pueden valorar amenazas: los humedales han sido profundamente transformados después de las citas de la especie.

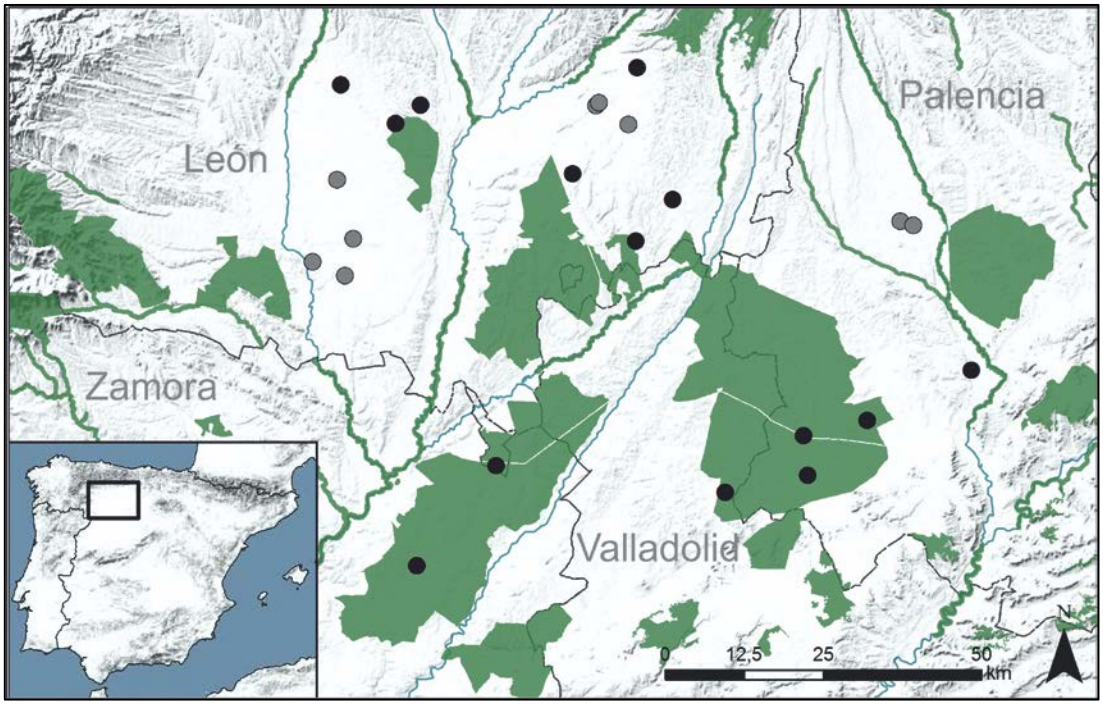


Figura 4.- Humedales con presencia de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (círculos) y situación de los espacios de la Red Natura 2000 (manchas) en el área de estudio. Círculos negros: humedales incluidos en Red Natura 2000 o en Catálogo de Zonas Húmedas; círculos grises: humedales sin figuras de protección.

Discusión

Aportación de los registros

La meseta Norte alberga numerosos humedales que alojan a varias especies de especial interés en conservación, entre ellas el globalmente amenazado carricerín cejudo. En el noroeste de esta meseta, se ha registrado a esta especie en 23 humedales durante el paso posnupcial desde 1982 hasta 2014, lo que supone un elevado número de localidades comparado con otras regiones de España (Atienza et al. 2001, SEO/BirdLife 2014). La mayor parte de los registros corresponden a datos procedentes de su captura en redes. El número de registros visuales es bajo, posiblemente debido a la dificultad de detectarla por sus hábitos escondidizos y la posible confusión con el carricerín común. El elevado número de humedales *a priori* favorables para la sedimentación del carricerín cejudo en el sureste de León, unido a un esfuerzo de prospección comparativamente mayor, hacen que esta provincia reúna más de la mitad de los humedales con registros de toda el área de estudio.

Las citas de la especie durante el paso prenupcial se centran en la laguna de La Nava, donde se ha hecho un importante esfuerzo de anillamiento durante dicho paso (Jubete et al. 2006).

Solamente existe una observación más en la meseta Norte y está fuera del área de estudio, un ejemplar observado en la localidad de Cañizal, al sur de Zamora, en marzo de 2005 (Ramos 2006). Aunque escasos, estos datos reflejan un exiguo paso migratorio prenupcial por la zona noroccidental de la península Ibérica. En este sentido, las observaciones en primavera fuera de la costa mediterránea son muy escasas, especialmente en la meseta Norte (Atienza et al. 2001, SEO/BirdLife 2014).

Se confirma la procedencia de carricerines cejudos de sus principales núcleos de reproducción en Polonia y Bielorrusia, de aves en paso posnupcial por la fachada atlántica de Europa, de aves en paso prenupcial por el centro de Europa y de aves en uno de los dos lugares de invernada regular conocidos, el P. N. de Djoudj en Senegal (Salewski et al. 2009). El anillamiento de una ave en paso posnupcial en un humedal de la provincia de León (gravera La Canterina) y recuperada en paso prenupcial en Eslovaquia la temporada siguiente es una de las pocas recuperaciones que es concordante con el tipo de migración en lazo, es decir, que escoge una ruta más occidental en otoño y más oriental en primavera (De By 1990, Atienza et al. 2001, Spina & Volponi 2008, Poluda et al. 2012). Si bien esta migración prenupcial no está bien estudiada y aún se desconoce en gran medida cómo cruzan el área mediterránea hacia sus zonas de cría (Atienza et al. 2001, Poulin et al. 2010). Por otro lado, el primer estudio que analizó las rutas migratorias mediante el uso de geolocalizadores (Salewski et al. 2013), también mostró a una zona de la meseta Norte como área de sedimentación de uno de los tres ejemplares marcados. En resumen, los datos de recuperaciones en la meseta Norte aportan información sobre las rutas migratorias entre las áreas de cría – paso y áreas de paso – invernada, y permiten ahondar en el conocimiento de su conectividad, que tiene importantes implicaciones en conservación (Webster et al. 2002), especialmente en especies que usan hábitats vulnerables como los humedales (Atienza et al. 2001, Pain et al. 2004).

Los valores más altos del índice Acrola en varios humedales de la Meseta son similares o superiores a los valores más altos registrados en el resto de la península Ibérica y en los principales humedales de la costa oeste de Francia (Julliard et al. 2006), lo cual parece reflejar las buenas condiciones de hábitat que reúnen humedales como La Nava, La Canterina o Valcavado. En cambio el resto, Canal de Castilla y El Villar, presentan valores bajos que pueden indicar que podrían ser utilizados como lugares de sedimentación secundarios o durante periodos de tiempo adverso por sus características de hábitat

subóptimas para el carricerín cejudo (Arizaga et al. 2011b, 2014). Igualmente, las medidas del estado corporal y los parámetros de sedimentación muestran valores muy elevados para los cejudos capturados en los humedales La Canterina y Valcavado, y sólo son superados a nivel ibérico por la estación del río Miño (Robles & Arcas 2004). El resto humedales de la meseta Norte presentan valores más bajos y similares al resto. Por clases de edad, casi todas las estaciones siguen el mismo patrón: los adultos son más pesados y acumulan más grasa que los juveniles, a excepción de los datos de Portugal (Neto et al. 2010). Lo cual pone de manifiesto el mejor estado corporal de los adultos frente a los juveniles durante la migración (Shennan 1985, Alerstam & Lindström 1990, Catry et al. 2004).

Modelo de preferencia de hábitat

Según los resultados obtenidos, las condiciones hídricas y la fisionomía de las comunidades vegetales son quienes determinaron la abundancia de carricerín cejudo en cada humedal. Esto se debe en gran medida debido a que esta especie selecciona en alto grado tipos concretos de hábitat, los cuales son muy similares a lo largo del año (AWCT 1999, Musseau et al. 2014).

Las características estructurales de la vegetación ya habían sido señaladas como más determinantes para la selección de hábitat del carricerín cejudo que la composición de las especies vegetales (Leisler 1981, Tanneberger et al. 2011). Diferentes estudios indican que las áreas con vegetación de menor porte son preferentemente seleccionadas frente a zonas de cañaverales altos (Jubete et al. 2006, Provost et al. 2010, Arbeiter & Tegetmeyer 2011, Andueza et al. 2014). Y se ha encontrado un valor del índice Acrola inferior en cañaverales altos que en vegetación de menor porte (Musseau & Herrmann 2013).

En los humedales donde nidifica, se ha señalado que la altura de vegetación óptima se sitúa entre 60-90 cm (Tanneberguer et al. 2010, Kloskowski et al. 2015), que se correspondería con la vegetación de medio porte del presente estudio. Esto se ha relacionado con su nicho ecológico y las adaptaciones morfológicas de su modo de alimentación, que les permite al mismo tiempo estar ocultos y escalar entre los tallos de una altura intermedia y cerca de la superficie del agua (Leisler et al. 1989, Tegetmeyer et al. 2014). Además, en este tipo de vegetación se produce un equilibrio entre alto riesgo de depredación en zonas de vegetación baja e impedimento de movimientos de forrajeo y menor disponibilidad de alimento en zonas de vegetación alta (Whittingham & Evans 2004). Por otra parte, se ha constatado que

la disponibilidad y biomasa de invertebrados es más elevada en partes encharcadas que en partes secas de un mismo hábitat (Bulté 2009, Arbeiter & Tegetmeyer 2011), lo cual podría indicar una mayor abundancia de cejudos en humedales con una buena cobertura de zonas encharcadas.

En contraste con los resultados obtenidos, otros estudios señalan una mayor superficie de agua libre como un factor positivo para la abundancia del carricerín cejudo (Provost et al. 2010, Arbeiter & Tegetmeyer 2011, Flade et al. 2011). Las aguas abiertas proporcionan zonas de borde que albergan densidades más altas de insectos y mejores condiciones para alimentarse (Baldi & Kisbenedek 1999), y en los bordes la disyuntiva entre el refugio y la depredación está óptimamente equilibrada (Wilson et al. 2005). Son necesarias más investigaciones para confirmar este resultado y en general para identificar en profundidad las necesidades ecológicas que determinan la abundancia del cejudo en los humedales de paso.

Conservación

La especie podría estar suficientemente protegida en el conjunto de España al estar incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011) y estar catalogada como Vulnerable en el Libro Rojo de las Aves de España (Jubete 2004). En el área de estudio, el 39 % de los humedales en que se ha constatado su presencia no están protegidos. Por otro lado, tres de los humedales sin figura de protección y uno ubicado en ZEPA donde se registró al cejudo han sido totalmente transformados, bien en cultivos de chopos o bien en tierras agrícolas, por lo que ya no reúnen ninguna de las condiciones iniciales. Lo cual pone de manifiesto la alta vulnerabilidad de estos medios, la necesidad de incorporar nuevos humedales al Catálogo de Zonas Húmedas y la necesidad de adoptar medidas de gestión activas en los mismos. De hecho, el mayor número de amenazas se concentran en aquellos humedales sin figuras de protección, si bien algunos de estos son antiguas graveras, medios de origen artificial y difíciles de gestionar por su inestabilidad y rápida dinámica en la sucesión de la vegetación (Řehounková & Prach 2010), que difícilmente se podrían incorporar al Catálogo.

La mayor parte de las amenazas hacia el carricerín cejudo están relacionadas con la intensificación agrícola en el entorno de los humedales. Así, el abandono de los usos tradicionales de la tierra, los manejos inadecuados de los regímenes hídricos, el deterioro de

la calidad del agua y los cambios en la vegetación han sido señalados como sus principales amenazas (Jubete 2004, Flade & Lachmann 2008). En el área de estudio se han detectado numerosos problemas de conservación específicos que se tratan a continuación.

Una de las principales amenazas de los humedales de la meseta Norte es su degradación como consecuencia de la utilización ganadera de las cubetas lagunares – sobreexplotación por pastoreo – y el uso agrícola de los terrenos circundantes que han provocado su eutrofización y colmatación. Se han señalado cambios y una disminución de la riqueza de especies y pérdida de diversidad vegetal en las zonas húmedas del sureste de León y del Canal de Castilla (Fernández-Aláez et al. 1999, Santiago-Ibarlucea et al. 2005, Del Pozo et al. 2012), destacando el caso de las lagunas de Villadangos, Redós y Santiz debido a esta progresiva degradación. El efecto sobre la fauna de los cambios en la composición florística ha sido comprobado en algunas especies amenazadas. Así, se ha relacionado el aumento de carrizo (*Phragmites* sp.), con alta capacidad colonizadora, con la disminución de algunas especies de aves amenazadas en Norteamérica (Benoit & Askins 1999, Meyerson et al. 2000).

La expansión de formaciones de espadañas y sauces arbustivos respecto a otras formaciones más favorables para el carricerín cejudo también ha sido observada en otras zonas de reproducción, migración e invernada (Kloskowski & Krogulec 1999, Tenneberger et al 2008, Kerbiriou et al. 2011, Arbeiter & Tegetmeyer 2011). Este proceso de cambio ha provocado que la dinámica natural de la sucesión de la vegetación se acelere a favor de formaciones de grandes helófitos como eneas y carrizo (Santiago-Ibarlucea et al. 2004), con una mayor capacidad colonizadora y favorecidas por los altos niveles de eutrofización (Newman et al. 1998, Woo & Zedler 2002), el abandono de prácticas agroganaderas tradicionales (Kloskowski & Krogulec 1999) y niveles de inundación constantes (Zwarts 2009, Flade et al. 2011). En la laguna de La Nava se detectaron importantes problemas de eutrofización que provocaron el establecimiento de medidas de control de la vegetación emergente mediante quemas, decapado, pastoreo y siegas (Jubete et al. 2006). En la gravera de La Canterina (presente tesis) se ha relacionado el descenso de cejudos con el aumento de la superficie de espadañas y sauces.

En el área de estudio, la duración y regularidad del periodo de inundación son dos de los factores que determinan la riqueza de especies y la presencia de unas comunidades vegetales frente a otras (Fernández-Aláez et al. 2002). Los cambios en el nivel de agua

tienen un efecto decisivo sobre la estructura, el funcionamiento y el manejo de estos ecosistemas acuáticos, y afectar a sus valores de conservación (Fernández-Aláez et al. 2002, 2004). La escorrentía natural y las técnicas de riego tradicionales (con importantes pérdidas de agua) provocan un significativo lavado de nutrientes y materiales en suspensión, que son arrastrados desde los cultivos hasta los humedales (Santiago-Ibarlucea et al. 2005). Sin embargo, a partir de la segunda década del siglo XXI, muchas zonas de regadío están modernizando sus técnicas de riego, más eficientes y sin pérdidas de agua y de nutrientes. Esto afecta a los niveles de agua y a las comunidades vegetales, por ejemplo puede favorecer una posible sustitución de *Typha latifolia* por *Typha domingensis*, más resistente a la sequía estival y a la contaminación (Cirujano & Medina 2002). Por otra parte, en algunos humedales con gestión artificial del régimen hídrico la falta de convenios eficientes con los propietarios ha provocado una gestión inadecuada de los periodos de encharcamiento para el carricerín cejudo, como en las lagunas de Valdemudo y La Nava (Muñoz-Adalia 2013).

Un problema particular de algunas zonas del área de estudio es la transformación de juncales y pastizales húmedos de zonas circundantes a los humedales y arroyos en cultivos de chopos (*Populus* x *canadensis*). Las ayudas de la Política Agraria Común están favoreciendo su implantación, especialmente desde la primera década del siglo XXI. Por este motivo se han destruido dos humedales con presencia confirmada de la especie en la última década, la laguna San Andrés y el arroyo Valcavado, además de otras potenciales zonas húmedas. Estas intervenciones, al igual que muchas concentraciones parcelarias, incluyen canalizaciones de drenaje que afectan a los cauces y márgenes y suponen una grave alteración del hábitat.

Otro de los problemas de los humedales estudiados es la degradación por efecto de especies exóticas invasoras. La más traumática fue la introducción del cangrejo rojo *Procambarus clarkii* a partir de los años 90, que provocó un exceso de herbivorismo sobre la vegetación acuática y la depredación directa de muchos artrópodos y anfibios (Rodríguez et al. 2003). El resultado ha sido una reducción de la cobertura y la diversidad vegetal y la pérdida de altos porcentajes de géneros de invertebrados (Rodríguez et al. 2005), lo cual supone una disminución importante en la disponibilidad de alimento para las especies insectívoras como el carricerín cejudo. La introducción de peces en muchos humedales, incluidos los de la zona de estudio, como la carpa *Cyprinus carpio*, el black bass *Micropterus salmoides*, la gambusia *Gambusia holbrokii*, o la perca sol *Lepomis gibbosus* también pueden reducir las

poblaciones de plantas e invertebrados (Mallory & Blancher 1994, Strayer 2010). Sin embargo la presencia de plantas palustres exóticas en el área de estudio es escasa. Se ha de detectado la presencia de *Cyperus eragrostis* en varios de los humedales estudiados y existen citas aisladas de la caña común *Arundo donax* y carrizo de la pampa *Cortaderia selloana* en la meseta Norte (Herrera & Campos 2006, Deltoro et al. 2010). Ninguna de ellas tiene de momento un carácter invasor en la meseta Norte, si bien es cierto que se ha demostrado que la expansión de plantas exóticas en humedales, afecta drásticamente al hábitat y tienen efectos directos en la sedimentación de las aves migradoras (Cerasale & Guglielmo 2010, Arizaga et al. 2013).

Un problema asociado con la intensificación agraria es la degradación progresiva de la calidad del agua por vertidos y contaminación difusa procedentes del lavado de residuos de fertilizantes y plaguicidas usados en los campos de cultivo cercanos a los humedales. Un estudio realizado por Jiménez et al. (1999) en varias lagunas de León reveló la presencia en el agua y en los sedimentos de importantes concentraciones de plaguicidas, que obviamente podrían llegar fácilmente a afectar a aves insectívoras como el carricerín cejudo. El resultado final es la eutrofización y la contaminación de las aguas y por consiguiente el deterioro del humedal. Este problema también influye en la disponibilidad de alimento del carricerín cejudo, bien directamente sobre los grupos presa o bien sobre las presas de estos grupos, que en muchos casos desarrollan parte de su ciclo vital en el agua (Wilson et al. 1999, Musseau et al. 2014).

Otros problemas directos asociados a la conservación de los humedales estudiados son las quemas incontroladas, en algunas ocasiones periódicas. Estudios en otras regiones, señalan que las quemas provocan cambios en la composición de especies vegetales (Johnson & Knapp 1995, Kost & De Steven 2001), y sobre las poblaciones de aves acuáticas (Brennan et al. 2005). También es común el uso de los humedales como escombreras, donde se vierten todo tipo de basuras que contaminan las aguas, y de escombros e inertes que modifican la estructura de la cubeta lagunar. En muchos casos estas actividades son el inicio de un proceso de relleno y desecación completa.

El seguimiento periódico anual de los humedales y especialmente durante la migración posnupcial permitiría analizar los efectos de cambios en las condiciones hídricas, en los aportes de nutrientes, en la composición florística, en especies exóticas invasoras y en la creación de humedales artificiales. Esta información es clave para adecuar las medidas de

gestión e implementar estrategias de conservación que cubran el ciclo anual de esta especie globalmente amenazada.

Propuesta de medidas de gestión y manejo

La gestión de los humedales tiene que tener la capacidad de mantener su estructura y funcionamiento, y de atender al dinamismo y variabilidad ecológica que los caracteriza y a las múltiples perturbaciones de origen natural y humano a las que están sometidos. El Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales (MIMAM 2000) ya planteaba la necesidad de gestionar los humedales con actuaciones encaminadas al mantenimiento de la biodiversidad, teniendo en cuenta el papel ecológico que desempeña cada especie.

A continuación se proponen medidas de gestión y manejo de los humedales que favorezcan la conservación del carricerín cejudo, con el fin de que puedan ser aplicadas al área de estudio. Se trata sobre todo de medidas de conservación y manejo de hábitat derivadas de las aportaciones de la presente tesis.

a) Medidas de conservación que analicen y actualicen el estado de conservación de la especie y establezcan parámetros que sirvan para definirlo. Medidas que doten de protección efectiva a todos los humedales con presencia de carricerín cejudo e impulsen su restauración si fuera necesario. Entre ellas:

- Se propone incorporar al Catálogo de Zonas Húmedas los siguientes humedales con presencia confirmada de carricerín cejudo: las lagunas de El Villar, Redós y Gudiosa, así como otras potencialmente adecuadas como las lagunas Rebollar, Estorrubio y Bajera, todas ellas en la provincia de León.
- Incorporar a los Proyectos de Ordenación de los humedales incluidos en la Red Natura 2000 criterios de gestión que consideren los requerimientos ecológicos de la especie: las lagunas de Villagán y Villafáfila en León y Zamora respectivamente, y las lagunas de La Nava, Boada y Tamariz en Palencia.
- Establecer convenios de colaboración con propietarios de graveras tanto con presencia de la especie, caso de la gravera La Canterina en León y las graveras de Villotilla y Tomillares en Palencia, como con otras potencialmente adecuadas.

b) Medidas de manejo del hábitat que establezcan planes de manejo y gestión del hábitat de los humedales con presencia confirmada o potencial de carricerín cejudo, mejorando la capacidad de acogida del hábitat y eliminando las causas que puedan producir reducción o

alteración del mismo. Todas las medidas deben valorar el efecto que puedan tener sobre el resto de la fauna y flora de interés.

- Fomentar la restauración y regeneración de áreas marginales de los humedales naturales y artificiales (graveras), que puedan presentar condiciones potenciales para la presencia de la especie.
- Favorecer y potenciar el mantenimiento de las especies autóctonas de flora y fauna de las zonas húmedas, así como valorar y diagnosticar el efecto de las especies exóticas invasoras, controlar sus poblaciones y procurar su posible erradicación.
- Conocer el funcionamiento hidrogeológico y las superficies de encharcamiento de cada humedal con objeto de diseñar una propuesta de regulación hidrológica, siempre teniendo en cuenta el grado de estacionalidad y encaminadas a un comportamiento lo más natural posible.
- Crear zonas de decantación para reducir la eutrofización por aportes de fertilizantes, así como la colmatación por materiales de arrastre y sedimentos procedentes generalmente de fuentes agroganaderas.
- En aquellos humedales afectados por la modernización de regadíos y que sufren sequías muy prolongadas, se realizarán estudios de cara a viabilizar el aporte artificial de agua con el objeto de mantener los niveles indicados a lo largo de todo el ciclo anual. Es el caso de las lagunas de Sardón, Villidán y El Espino, con presencia potencial para el carricerín cejudo.
- Establecer una zonificación de usos y tipologías de vegetación para mantener, potenciar y diversificar la estructura de la vegetación helofítica.
- Evitar la plantación de árboles y arbustos en el entorno de los humedales.

Además, se plantea la necesidad de disponer de información actualizada sobre la evolución anual de la población migrante de cejudos en el área de estudio. También favorecer el desarrollo de líneas de investigación que ayuden a su gestión y permitan redefinir las futuras estrategias de conservación. Por último, desarrollar medidas de educación y sensibilización de la sociedad hacia la problemática y necesidad de conservación del carricerín cejudo.

Agradecimientos

Agradecer a todos los anilladores y voluntarios del Grupo Ibérico de Anillamiento (GIA-León) que participaron en los seguimientos y jornadas de prospección, especialmente a Carlos González, Carlos Zumalacárregui, Fernando Jubete y Mariano Torres que facilitaron datos de prospecciones en las provincias de Palencia y Valladolid. Gracias a Javier García, Sergio García y Miguel de Gabriel por su ayuda en los análisis estadísticos y en la

elaboración de los mapas. Y agradecer también a las personas que proporcionaron datos sobre el carricerín cejudo y los humedales que ocupa: Víctor Castro, Alberto Rodríguez, Goyo Para, Camino Fernández, José Miguel San Román, Vicente González, Paloma Peón, Asaitz Unanue, Carlos Pérez y a la Dirección General de Conservación del Medio Natural del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón.

Apéndice del Capítulo V

Tabla Ap.1.- Datos de los registros de carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en los humedales estudiados. Se indica el humedal, tipo de registro (capturada para anillamiento, registro visual, prospección negativa), número de carricerines cejudos registrado (capturados u observados), coordenadas UTM (datum ETRS89), altitud (m s. n. m.) y origen de los datos.

Humedal (Localidad-Provincia)	U.T.M.	Altitud	Tipo de registro	Ejemplares	Referencias
Arroyo Valcavado (Zotes del Páramo-LE)	30T 272644 4681062	775	Captura	29	Presente tesis
Gravera La Canterina (Cebrones del Río-LE)	30T 267504 4683219	775	Captura	36	Presente tesis
Laguna Grande (Bercianos del Real Camino-LE)	30T 324438 4693034	825	Captura	8	Presente tesis
Laguna El Villar (Zambroncinos del Páramo-LE)	30T 273961 4686885	791	Captura	15	Presente tesis
Laguna Grande (Antimio de Abajo-LE)	30T 284567 4707988	895	Captura	3	Presente tesis
Laguna Villagán (San Miguel de Montañán-LE)	30T 318614 4686476	805	Captura	4	Presente tesis
Laguna Seca (Grajalejo de las Matas-LE)	30T 308636 4697154	832	Captura	5	Presente tesis
Laguna Santiz (Valdepolo-LE)	30T 318817 4713932	926	Captura	5	Presente tesis
Laguna Rey (Banuncias-LE)	30T 280643 4705055	862	Captura	1	Presente tesis
Laguna San Andrés (Mansilla del Páramo-LE)	30T 271382 4696205	812	Captura	1	Zumalacárregui et al. (2005)
Laguna Redós (Villamuñío-LE)	30T 317446 4704938	892	Captura	1	Presente tesis
Laguna El Pical (Sahelices del Payuelo-LE)	30T 312380 4707902	875	Captura	1	Zumalacárregui et al. (2005)
Laguna de Boada (Boada de Campos-P)	30T 345802 4649473	749	Captura	7	Zumalacárregui & C. González com. pers.
Graveras de Villotilla (Villotilla-P)	30T 360487 4689608	835	Captura	3	González (2011), González (2012)
Graveras de Tomillares (Calzada de los Molinos-P)	30T 362502 4688988	831	Captura	3	C. González com. pers.
Laguna de La Nava (Fuentes de Nava-P)	30T 355214 4658124	741	Captura	803	Jubete at al. (2006), Muñoz-Adalia (2013)
Venta de Valdemudo (Becerril de Campos-P)	30T 371692 4666096	765	Captura	6	Zumalacárregui et al. (2011)
Charcas del Cruce (Castromocho-P)	30T 345168 4655772	767	Captura	17	Zumalacárregui et al. (2011)
Laguna de Tamariz (Tamariz de Campos-VA)	30T 332797 4646753	752	Captura	2	Torres & Pérez (2007), M. Torres com. pers.
Laguna de Villadangos (Villadangos del Páramo-LE)	30T 271984 4711211	883	Visual	4	Velasco et al. (1987)
Laguna Gudiosa (Sahelices del Payuelo-LE)	30T 312823 4708340	881	Visual	2	Zumalacárregui et al. (2005)
Arroyo de la Vega o Matajudíos (Quintanilla del Molar-VA)	30T 296535 4650982	738	Visual	1	G. Para com. pers.
Regato del Tío Hachero (Villafáfila-ZA)	30T 283986 4635182	676	Visual	3	Piñeiro (2012)
Arroyo de Parazuelos (Codornillos-LE)	30T 328248 4699853	847	Negativo	0	Presente tesis
Laguna de Estorrubio (Villamuñío-LE)	30T 318451 4703791	894	Negativo	0	Presente tesis
Laguna de Los Quintanales (Bercianos del Páramo-LE)	30T 278282 4695351	818	Negativo	0	Presente tesis

Tabla Ap. 1 (cont.)

Humedal (Localidad-Provincia)	U.T.M.	Altitud	Tipo de registro	Ejemplares	Referencias
Gravera Bercianos Real Camino (Bercianos Real Camino-LE)	30T 321031 4696762	872	Negativo	0	Presente tesis
Arroyo del Valle (Velilla de los Oteros-LE)	30T 295915 4695050	765	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Mayor (Villamuñío-LE)	30T 316574 4707004	903	Negativo	0	Presente tesis
Presa La Tierra (Villarejo de Órbigo-LE)	30T 260452 4704059	822	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Las Fuentes (Villarrín del Páramo-LE)	30T 273643 4698700	831	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Bajera (Reliegos-LE)	30T 309385 4706493	855	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Diel (Sahelices del Payuelo-LE)	30T 313605 4710683	888	Negativo	0	Presente tesis
Gravera Santas Martas (Santas Martas-LE)	30T 306962 4702518	842	Negativo	0	Presente tesis
Laguna del Rebollar (Joarilla de las Matas-LE)	30T 317978 4682006	790	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Sardón (San Pedro Bercianos-LE)	30T 277695 4697636	826	Negativo	0	Presente tesis
Laguna Villidán (Villamarco-LE)	30T 309842 4701308	848	Negativo	0	Presente tesis
Laguna del Monte de Pobladura (Valderas-LE)	30T 299376 4665016	732	Negativo	0	Presente tesis
Laguna El Espino (Villamuñío-LE)	30T 316422 4704379	892	Negativo	0	Presente tesis

Tabla Ap.2.- Características de los humedales estudiados. Se indica la superficie (ha), régimen hídrico (artificial: aporte artificial en zonas de regadío; natural: régimen natural), persistencia según ritmos de inundación (permanente: 12 meses; semipermanente: 9-12 meses) y especie de helófito dominante.

Humedal (Localidad-Provincia)	Superficie	Régimen	Persistencia	Helófito dominante
Arroyo Valcavado (Zotes del Páramo-LE)	39,00	Artificial	Permanente	*Scirpoides holoschoenus*
Gravera La Canterina (Cebrones del Río-LE)	6,60	Artificial	Permanente	*Typha domingensis*
Laguna Grande (Bercianos del Real Camino-LE)	19,01	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna El Villar (Zambroncinos del Páramo-LE)	6,05	Artificial	Permanente	*Scirpoides holoschoenus*
Laguna Grande (Antimio de Abajo-LE)	4,77	Natural	Semipermanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Villagán (San Miguel de Montañán-LE)	7,89	Natural	Semipermanente	*Bolboschoenus maritimus*
Laguna Seca (Grajalejo de las Matas-LE)	5,37	Natural	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Santiz (Valdepolo-LE)	11,16	Natural	Permanente	*Eleocharis palustris*
Laguna Rey (Banuncias-LE)	4,23	Natural	Semipermanente	*Eleocharis palustris*
Laguna San Andrés (Mansilla del Páramo-LE)	11,21	Artificial	Permanente	*Scirpoides holoschoenus*
Laguna Redós (Villamuñío-LE)	2,84	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*

Tabla Ap. 2 (cont.)

Humedal (Localidad-Provincia)	Superficie	Régimen	Persistencia	Helófito dominante
Laguna El Pical (Sahelices del Payuelo-LE)	3,92	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna de Boada (Boada de Campos-P)	61,34	Artificial	Temporal	*Bolboschoenus maritimus*
Graveras de Villotilla (Villotilla-P)	21,72	Natural	Semipermanente	*Typha domingensis*
Graveras de Tomillares (Calzada de los Molinos-P)	34,48	Natural	Semipermanente	*Phragmites australis*
Laguna de La Nava (Fuentes de Nava-P)	432,00	Artificial	Semipermanente	*Bolboschoenus maritimus*
Venta de Valdemudo (Becerril de Campos-P)	29,35	Artificial	Semipermanente	*Phragmites australis*
Charcas del Cruce (Castromocho-P)	11,95	Artificial	Semipermanente	*Phragmites australis*
Laguna de Tamariz (Tamariz de Campos-VA)	17,61	Artificial	Semipermanente	*Bolboschoenus maritimus*
Laguna de Villadangos (Villadangos del Páramo-LE)	20,84	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Gudiosa (Sahelices del Payuelo-LE)	1,53	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Arroyo de la Vega o Matajudíos (Quintanilla del Molar-VA)	15,63	Natural	Semipermanente	*Scirpoides holoschoenus*
Regato del Tío Hachero (Villafáfila-ZA)	2,85	Natural	Semipermanente	*Bolboschoenus maritimus*
Arroyo de Parazuelos (Codornillos-LE)	6,97	Artificial	Semipermanente	*Typha latifolia*
Laguna de Estorrubio (Villamuñío-LE)	1,37	Artificial	Permanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna de Los Quintanales (Bercianos del Páramo-LE)	3,28	Artificial	Semipermanente	*Typha latifolia*
Gravera Bercianos Real Camino (Bercianos Real Camino-LE)	8,65	Artificial	Permanente	*Eleocharis palustris*
Arroyo del Valle (Velilla de los Oteros-LE)	3,60	Artificial	Semipermanente	*Typha latifolia*
Laguna Mayor (Villamuñío-LE)	4,40	Natural	Temporal	*Eleocharis palustris*
Presa La Tierra (Villarejo de Órbigo-LE)	4,52	Artificial	Permanente	*Typha latifolia*
Laguna Las Fuentes (Villarrín del Páramo-LE)	2,43	Artificial	Permanente	*Typha domingensis*
Laguna Bajera (Reliegos-LE)	1,37	Natural	Semipermanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Diel (Sahelices del Payuelo-LE)	1,87	Artificial	Permanente	*Typha domingensis*
Gravera Santas Martas (Santas Martas-LE)	32,35	Artificial	Semipermanente	*Typha domingensis*
Laguna del Rebollar (Joarilla de las Matas-LE)	4,74	Natural	Semipermanente	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Sardón (San Pedro Bercianos-LE)	1,50	Natural	Temporal	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna Villidán (Villamarco-LE)	1,71	Natural	Temporal	*Schoenoplectus lacustris*
Laguna del Monte de Pobladura (Valderas-LE)	2,31	Natural	Semipermanente	*Phragmites australis*
Laguna El Espino (Villamuñío-LE)	1,67	Natural	Temporal	*Schoenoplectus lacustris*

Discusión general

En la presente tesis se estudian diversos aspectos sobre la migración posnupcial del carricerín cejudo dentro de la península Ibérica, región clave para las rutas migratorias de muchas aves europeas hacia África (Moreau 1956). Se trata de la especie de paseriforme más amenazada de Europa occidental, que está clasificada como *Vulnerable* a nivel global (BirdLife International 2014). Los resultados obtenidos permiten conocer su estrategia migratoria y sus lugares y patrones de sedimentación en la meseta Norte, y pueden ser muy útiles para llevar a cabo medidas de conservación y gestión eficaces para esta especie y los hábitats que emplean durante sus movimientos migratorios.

Se trata de una paseriforme que no se reproduce en la península Ibérica y que sólo utiliza los humedales ibéricos durante unas pocas semanas al año durante sus viajes migratorios (Tellería et al. 1999, Atienza et al. 2001). Esto, unido a la dificultad de detectarla durante la migración, ha hecho que hasta finales del siglo XX la información sobre su paso por el interior ibérico proceda básicamente de observaciones aisladas (Atienza et al. 2001). Sin embargo, el desarrollo de campañas de anillamiento científico durante los últimos años, algunas de ellas específicas, han permitido conocer algunos de sus lugares de paso migratorio, como es el caso de la laguna de La Nava, en Palencia (Jubete 2001), lugar con más anillamientos de la especie en España (SEO/BirdLife 2014).

Una señal de la importancia de los humedales del noroeste de la meseta Norte para el carricerín cejudo es que durante los últimos años se ha capturado aquí a esta especie en un total de 19 humedales, de los aproximadamente 100 en los que se ha capturado en España (SEO/BirdLife 2014). Estos humedales mesetarios se encuentran dentro del área de estudio de la tesis, y la mayoría de los registros proceden de prospecciones específicas (Capítulo V) y campañas de anillamiento (Zumalacárregui et al. 2011, Muñoz-Adalia 2013). Además existen cuatro observaciones visuales (Capítulo V). Los estudios previos señalaban a las zonas costeras como las rutas preferentes para la migración (AWCT 1999, Atienza et al. 2001), sin embargo los cada vez más frecuentes anillamientos en más humedales del interior ponen de manifiesto la importancia de la ruta que atraviesa el centro de la Península (Capítulos I, II, V).

Los resultados de los seguimientos realizados en tres humedales del sur de la provincia de León durante los periodos 2004-2006 (Capítulo I), 2008-2010 (Capítulo II) y 2013 (Capítulo IV) aportan importante información sobre aspectos básicos de la migración del carricerín cejudo en la meseta Norte, ya que hasta esa fecha solamente existían datos de la

laguna de La Nava (Jubete et al. 2006, Muñoz-Adalia 2013) y más recientemente de humedales del Canal de Castilla (Zumalacárregui et al. 2011). Así, se abordan aspectos como fenología, parámetros biométricos, parámetros de sedimentación, fidelidad interanual al humedal e índice Acrola. Se trata un aspecto poco estudiado sobre la existencia de una migración diferencial por clases de edad en la península Ibérica (Capítulo III). Se describe la dieta del carricerín cejudo y la disponibilidad de alimento en una laguna del área de estudio y se compara con la de otros estudios en Europa (Capítulo IV). También se analizan varias características relacionadas con el tamaño del humedal, las características de la vegetación palustre y las condiciones hídricas con el fin de conocer qué tipo de humedales selecciona la especie (Capítulo V). Por último se revisa y recopila información sobre la especie en el área de estudio y del conjunto de España y se examinan los principales problemas de conservación (Capítulo V). A continuación se detallan de modo resumido algunas cuestiones comunes abordadas en los capítulos:

Biometría

Se han analizado varios caracteres biométricos como longitudes del ala, la cola, el pico, el tarso, etc. y a pesar del pequeño tamaño muestral se han encontrado diferencias significativas entre clases de edad en varios de estos parámetros (Capítulos I, II y IV). Así, la mayor longitud del ala y de la pluma octava primaria en juveniles respecto a los adultos se debe a la estrategia de muda – plumas viejas desde el pasado invierno en adultos – (Cramp 1992, Svensson 1992) y la intensa actividad entre la densa vegetación, especialmente durante la reproducción (Norman 1997). La longitud del pico emplumadura también muestra diferencias entre clases de edad en uno de los humedales (Capítulo II), lo que podría ser un buen carácter para discriminar clases de edad. En este sentido, Jakubas et al. (2014) ya han indicado para el carricerín cejudo que la longitud y altura del pico son mayores en los adultos que en los juveniles.

El sexado en las zonas de migración posnupcial solamente es posible en aves adultas cuando se detectan las últimas fases de desarrollo de la placa incubatriz en las hembras y más raramente la protuberancia cloacal en los machos (Svensson 1992). Únicamente se han observado tamaños corporales menores en hembras respecto al resto de adultos (Capítulo I). Otros estudios han señalado estas diferencias biométricas, con machos mayores que las hembras (Cramp 1992, Dyrcz 1993), confirmadas recientemente mediante el sexado con análisis moleculares (Wojczulanis-Jakubas 2013, Jakubas et al. 2014).

Migración

Respecto a la **fenología**, los datos indican una marcada diferenciación en la migración entre jóvenes y adultos (Capítulos I y II). Aunque no se ha realizado ningún análisis específico, los datos son similares a los publicados para la península Ibérica (Atienza et al. 2001, Jubete et al. 2006, Neto al. 2010). Las aves adultas son las primeras en llegar y tienen el máximo durante la primera quincena de agosto, mientras que los individuos juveniles llegan más tarde y alcanzan el máximo durante la segunda quincena de agosto. A lo largo de septiembre el número de capturas disminuye paulatinamente en ambas clases de edad. Esta migración diferencial responde a un patrón en el que los adultos no implicados en la crianza migran primero (machos), seguidos del resto de adultos (hembras) y juveniles (Newton 2011, Wojczulanis-Jakubas et al. 2013).

El anillamiento de una ave en paso posnupcial en un humedal de la provincia de León y recuperada en paso prenupcial en Eslovaquia es una de las pocas recuperaciones que pone de manifiesto el tipo de migración en lazo (Capítulo V), es decir, una ruta más occidental en la migración otoñal y más oriental en la migración primaveral (De By 1990, Atienza et al. 2001). Esta información contribuye al conocimiento de la migración prenupcial, que está menos estudiada y de la que se desconoce en gran medida cómo los carricerines cejudos cruzan el área mediterránea (Atienza et al. 2001, Flade 2008, Poulin et al. 2010).

En cuanto a los **parámetros de sedimentación** (Capítulos I, II y IV), en general los valores promedio de grasa acumulada, masa corporal y carga de grasa son más altos en adultos que en juveniles, con diferencias significativas en uno de los seguimientos (Capítulo II), lo que podría indicar el mejor estado corporal de los adultos frente a los juveniles durante la migración (Shennan 1985, Alerstam & Lindström 1990, Catry et al. 2004). También se encuentran diferencias significativas en las distancias potenciales de vuelo sin paradas, más altas en los adultos (Capítulo II). En este sentido, los resultados de la mayoría de las estaciones de anillamiento en España y Francia señalan estas mismas diferencias entre clases de edad (Robles & Arcas 2004, Arizaga et al. 2011a, Wojczulanis-Jakubas 2013, Jakubas et al. 2014), aunque en Portugal los análisis señalan lo contrario (Neto et al. 2010).

Las distancias de vuelo (Capítulo I y II) también sugieren que la estrategia migratoria del carricerín cejudo es a pocas paradas (Julliard et al. 2006, Kerbiriou et al. 2011), aunque se desconoce si llegan a volar directamente desde Francia o el norte de España hasta las zonas de invernada (Jakubas et al. 2014).

Los valores de masa corporal, carga de grasa y periodo medio de estancia en el humedal presentan valores elevados (Capítulos I y II) respecto a los datos de otras estaciones ibéricas (Capítulo V). También la tasa de engorde es alta, lo que es un buen indicador de la calidad de los hábitats utilizados durante una parada migratoria (Dunn 2000) y pone de manifiesto la idoneidad de los dos humedales estudiados como lugares de sedimentación para el cejudo. En cambio el humedal del tercer seguimiento (Capítulo IV) presenta valores del estado físico bajos y a pesar del esfuerzo de trampeo solamente se recapturó un ejemplar, lo que podría indicar que los carricerines abandonen más rápidamente este lugar de parada por ser menos adecuado para la reposición de grasa (Ktitorov et al. 2010). La calidad de las áreas de descanso pueden tener un papel fundamental en el patrón de acumulación de grasa observado a nivel regional (Ktitorov et al. 2008, Chernetsov 2013).

En uno de los humedales (Capítulo II) se constata la fidelidad interanual con cuatro recuperaciones en el mismo lugar en diferentes temporadas (tasa de retorno de 1,82 ± 0,37; n = 2), hecho poco frecuente para el carricerín cejudo, aunque ya constatado en otras estaciones de anillamiento de Francia (Bargain 2008) y España (Muñoz-Adalia 2013). Esto podría indicar que recalar en el mismo lugar aportaría un beneficio en forma de mayores reservas energéticas disponibles, aunque no hay evidencias sólidas que lo demuestren (Catry et al. 2004).

Los valores promedio del **índice Acrola** en dos estaciones de seguimiento (Capítulos I y II) muestran que la abundancia relativa de carricerines cejudos de estas localidades comparada con otras localidades importantes de paso en España y Francia es similar o más elevada (Julliard et al. 2006), lo que también refleja las buenas condiciones de estos humedales como lugares de paso. Sin embargo, el índice Acrola en el tercer seguimiento (Capítulo IV) es bajo, del mismo modo que el número de capturas, la tasa de recaptura y el valor de masa corporal también lo son. Estos datos pueden indicar que este humedal podría ser utilizado como lugar de sedimentación secundario o durante periodos de tiempo adverso como indica Arizaga et al. (2011b, 2014) para algunos humedales ibéricos con características de hábitat subóptimas para la especie.

El análisis del **porcentaje de juveniles y adultos** en las estaciones de anillamiento de España y Portugal, incluido el que procede de dos seguimientos de la presente tesis (Capítulos I y II), permite confirmar la existencia de una migración diferencial entre jóvenes y adultos en la península Ibérica cuando sólo se había planteado como una

posibilidad (Neto et al. 2010 y Arizaga et al. 2011a). Así, el paso posnupcial sigue un gradiente geográfico longitudinal que supone que los humedales más occidentales reciben una menor proporción de aves juveniles (Capítulo III). Además la existencia de este gradiente pone de manifiesto la existencia de un frente de migración muy amplio y se descarta la existencia de ciertas rutas migratorias descritas anteriormente, muy definidas y circunscritas a zonas concretas de la costa cántabro-atlántica y del valle del río Ebro. En este mismo capítulo también se confirma que no existen diferencias entre años en el porcentaje de las dos clases de edad en una serie histórica larga de tiempo, frente a lo conocido anteriormente (Jubete et al. 2006, Neto et al. 2010).

Hábitat

Los estudios en los tres seguimientos (Capítulos I, II, IV) revelan que los humedales formados por juncales y pastizales encharcados durante el verano por aguas sobrantes de cultivos de regadío constituyen un tipo de humedal con unas condiciones no descritas anteriormente como lugar de sedimentación para el carricerín cejudo. Se trata de humedales, tanto de origen natural (lagunas y arroyos) como artificial (graveras), que se encuentran sometidos a un régimen hídrico artificial. Este régimen permite un nivel encharcamiento sobre la vegetación helofítica de bajo y medio porte que favorece a un especialista de hábitat muy estricto como es el carricerín cejudo (AWCT 1999, Flade & Lachmann 2008, Arbeiter & Tegetmeyer 2011), al menos durante las primeras temporadas desde el cambio de régimen.

Un inconveniente observado en este tipo de humedales es que estas aguas aportan elevadas concentraciones de nutrientes que favorecen el desarrollo de comunidades vegetales como las eneas y las formaciones arbustivas de sauces (Capítulos I y II). La expansión de estas formaciones vegetales con una gran capacidad colonizadora y favorecidas por la eutrofización (Newman et al. 1998, Tanneberger et al. 2011), frente a juncales y pastizales, provoca un importante cambio en los humedales y como consecuencia, una menor capacidad de acogida para el carricerín cejudo. Se ha observado que este proceso es especialmente rápido en la gravera estudiada (Capítulo II). Este mismo problema de conservación ha sido observado recientemente en otros lugares de cría, paso e invernada (Tannenberger et al. 2008, Kerbiriou et al. 2011, Arbeiter & Tegetmeyer 2011).

Los resultados del análisis del modelo de preferencia de hábitat de carricerín cejudo confirman la existencia de variables que determinan su mayor o menor abundancia en los

humedales del área de estudio (Capítulo V). Se trata de diferencias en variables relacionadas con la fisionomía de la vegetación palustre y las condiciones hídricas; por el contrario, no existen diferencias en cuanto al tamaño del humedal. La abundancia del cejudo fue más alta en humedales con una mayor superficie de helófitos de bajo y medio porte y una mayor superficie encharcada, y menor en aquéllos con mayor superficie de helófitos de porte alto. En este sentido, estudios de selección de hábitat habían señalado la preferencia por vegetación de menor porte frente a cañaverales altos (Provost et al. 2010, Tanneberguer et al. 2010, Arbeiter & Tegetmeyer 2011, Kloskowski et al. 2015). La mayor disponibilidad de presas en estos medios, especialmente en zonas encharcadas, y su peculiar modo de alimentación favorecen la abundancia este carricerín (Leisler et al. 1989, Whittingham & Evans 2004, Tegetmeyer et al. 2014). En cambio, el factor superficie de agua libre no tiene un efecto positivo en la abundancia, al contrario de lo señalado en otros estudios (Provost et al. 2010, Arbeiter & Tegetmeyer 2011).

Alimentación

Estudios previos han abordado las preferencias en la dieta del carricerín cejudo en las áreas de cría (Schulze-Hagen et al. 1989) y de paso (Provost et al. 2010, Kerbiriou et al. 2011, Marquet et al. 2014, Musseau et al. 2014), pero ninguno aporta datos de la península Ibérica. El estudio en una laguna de la meseta Norte sobre la disponibilidad de alimento (Capítulo IV) pone de manifiesto la menor abundancia de invertebrados en los cañaverales, formaciones vegetales generalmente muy homogéneas y a menudo monoespecíficas, que en juncales y pastizales. Estas formaciones de menor porte presentan una mayor variedad de especies vegetales donde pueden desarrollarse muchos de los principales grupos presa del carricerín cejudo. Niveles de inundación bajos en estas formaciones helofíticas de bajo y medio porte, acompañados de áreas de aguas abiertas y zonas de borde juegan un papel muy importante en el ciclo de vida de muchos grupos de presas del carricerín cejudo como algunos Orthoptera y Araneae (Baldi & Kisbenedek 1999, Kerbiriou et al. 2011). Estos dos grupos, junto a Lepidoptera y Odonata, son seleccionados activamente en su dieta (Capítulo IV) y tienen en común poseer un tamaño corporal grande y aportar un alto porcentaje de la biomasa ingerida.

Los resultados del estudio de la dieta son similares a los otros lugares de paso y de cría, tanto a nivel taxonómico como por la selección de presas de tamaño grande. La principal diferencia es que el grupo más importante en cuanto a la abundancia de presas en las heces

es Araneae y en cuanto a la biomasa consumida son Diptera (Tipulidae), Odonata, Orthoptera y Araneae.

Conservación

Los principales humedales del noroeste de la meseta Norte cuentan con alguna figura de protección, ya sea Zona Húmeda Catalogada, Red Natura 2000 o ambas. El 61 % de los humedales con registros de cejudo en el área de estudio cuenta con alguna figura de protección (Capítulo V). Sin embargo, existen humedales que a pesar de contar con la presencia de esta especie bien muestran un estado de conservación muy poco favorable, como las lagunas de Villadangos y El Villar, o bien han sido totalmente destruidos, como las lagunas de San Andrés o El Pical, todas ellas en la provincia de León. Se trata, en consecuencia, de medios con una alta vulnerabilidad.

En el capítulo V se detallan los principales problemas de conservación del carricerín cejudo y los hábitats que emplea durante sus movimientos migratorios en la meseta Norte. Entre los más relevantes, están aquellos relacionados con la intensificación agrícola de su entorno inmediato, que provocan bien su total destrucción (desecación o concentraciones parcelarias) o bien ocasionan entre otros un manejo inadecuado de los regímenes hídricos, un deterioro de la calidad del agua y cambios en la vegetación.

Las aves migratorias pasan una cuarta parte del año en migración (Zduniak & Yosef 2012) y su supervivencia fuera de la temporada de cría impacta claramente en el tamaño de la población reproductora (Newton 2006). Además, la estrategia migratoria del carricerín cejudo a pocas paradas, hace que sea extremadamente sensible a la degradación y pérdida de los pocos lugares de sedimentación con hábitats apropiados (Kerbiriou et al. 2011, Jakubas et al. 2014). Para contribuir a mitigar estos problemas, se plantean estrategias de conservación y planes de gestión de todos los humedales con presencia confirmada de la especie. Se propone priorizar determinadas prácticas de gestión sobre el régimen hídrico y la vegetación helofítica y arbustiva , con el objetivo de garantizar la conservación de estos ecosistemas únicos y en general deficientemente gestionados.

Conclusiones

Migración

- Los humedales de la meseta Norte, en su mayoría de pequeño tamaño y muy diseminados, constituyen importantes lugares de sedimentación para el carricerín cejudo durante su migración posnupcial. A pesar de su menor capacidad de acogida frente a los grandes humedales de la costa atlántica europea, las capturas y datos derivados de su estancia en ellos, ponen de manifiesto que juegan un importante papel como áreas de reabastecimiento y descanso.

- Juveniles y adultos de carricerín cejudo presentan una migración diferencial en la península Ibérica durante el paso posnupcial de acuerdo a un gradiente geográfico longitudinal, en el que los humedales más occidentales reciben una menor proporción de aves juveniles.

- El gradiente migratorio longitudinal constatado en el presente estudio pone de manifiesto un frente de migración posnupcial muy amplio en la Península, y descarta la existencia de rutas migratorias bien definidas y circunscritas a zonas concretas de la costa cántabro-atlántica y del valle del río Ebro.

- El porcentaje de juveniles de carricerín cejudo no presenta diferencias entre años en el análisis de una serie histórica larga de capturas, tal y como se había apuntado anteriormente. El porcentaje de cada clase de edad se mantiene estable a lo largo del tiempo en una misma estación de anillamiento.

Hábitat

- Los pastizales y helófitos de medio porte inundados por aguas sobrantes de cultivos de regadío favorecen, al menos durante las primeras etapas de la sucesión vegetal, la sedimentación del carricerín cejudo. Este particular régimen hídrico artificial permite un encharcamiento superficial durante los meses de estiaje, y favorece el desarrollo de una abundante comunidad de artrópodos, incluidos los grupos que son sus principales presas.

- El lavado de nutrientes y sedimentos, desde los cultivos hacia los humedales, acelera la expansión de formaciones vegetales de eneas y sauces arbustivos, y provoca la homogeneización del humedal y la pérdida de hábitat favorable para el carricerín cejudo. Este proceso es especialmente rápido en humedales de origen artificial.

- La fisionomía de la vegetación y las condiciones hídricas condicionan la abundancia del carricerín cejudo en los humedales de la meseta Norte. La abundancia fue mayor en humedales con mayor superficie de helófitos de bajo y medio porte y mayor superficie encharcada y menor en aquéllos con mayor superficie de helófitos grandes y de agua libre.

Dieta

- Las Arañas son el grupo de artrópodos más importante en la dieta del carricerín cejudo en la zona estudiada, el más abundante en las heces y el más escogido en los índices de selección. Otros grupos preferentes en la dieta son Diptera (Tipulidae), Odonata y Orthoptera, todos ellos de talla grande y que constituyen gran parte de la biomasa consumida. No existen diferencias ni en la composición ni en la variedad de la dieta entre las dos clases de edad estudiadas.

Conservación

- La intensificación agrícola es la responsable en gran medida de los principales problemas de conservación sobre los humedales de paso estudiados. Se ha constatado que las concentraciones parcelarias y los cultivos de chopos son las prácticas agrícolas con mayores efectos negativos sobre la especie en la meseta Norte.

- La medida general más recomendable para la conservación del carricerín cejudo y sus hábitats, es la inclusión de nuevos humedales en el Catálogo de Zonas Húmedas y en espacios de la Red Natura 2000, junto con una gestión efectiva de los mismos. Se plantean como medidas prioritarias de gestión el manejo de la vegetación helofítica y arbustiva y el régimen hídrico de los humedales.

Referencias bibliográficas

Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: the relative importance of time, energy, and safety. En: Gwinner, E. (Ed): *Bird Migration: Physiology and Ecophysiology*. pp. 331-335. Springer-Verlag. Berlin.

Alerstam, T., Rosén, M., Bäckman, J., Ericson, P. G. & Hellgren, O. 2007. Flight speeds among bird species: allometric and phylogenetic effects. *PLoS Byology*, 5: 1656-1662.

Alonso, M. & Comelles, M. 1987. *Catálogo limnológico de las zonas húmedas esteparias de la Cuenca del Duero.* Junta de Castilla y León.

Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. & McArdle, B. H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.

Andueza, M., Tamayo-Uria, I. & Arizaga, J. 2014. Estudio preliminar sobre el uso del espacio por parte del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (Vieillot, 1817) en la marisma de Jaizubia (Txingudi, Gipuzkoa) durante la migración posnupcial. *Munibe*, 62: 153-160.

Arbeiter, S. & Tegetmeyer, C. 2011. Home range and habitat use by Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* on their wintering grounds in Northwestern Senegal. *Acta Ornithologica*, 46: 117-126.

Arizaga, J., Andueza, M., Mendiburu, A., Sánchez, J. M., Jauregi, J.I., Cuadrado, J. F., Aranguren, I. & Alonso, D. 2011a. El Carricerín Cejudo *Acrocephalus paludicola* en Txingudi (N de España): notas sobre las características del paso posnupcial. *Revista Catalana d´Ornitologia*, 27: 10-16.

Arizaga, J., Mendiburu, A., Andueza, M., Fontanilles, P., Fourcade, J. M. & Urbina-Tobias, P. 2011b. Deteriorating weather conditions predict the use of suboptimal stopover sites by Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola*. *Acta Ornithologica*, 46: 202-206.

Arizaga, J., Unamuno, E., Clarabuch, O. & Azkona, A. 2013. The impact of an invasive exotic bush on the stopover ecology of migrant passerines. *Animal Biodiversity and Conservation*, 36: 1-11.

Arizaga, J., Andueza, M., Azkona, A., Dugué, H., Fontanilles, P., Foucher, J., Herrmann, V., Lapios, J. M., Menéndez, M., Musseau, R., Unamuno, E. & Peón, P. 2014. Reed-bed use by the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* across the Bay of Biscay during the autumn migration of 2011. *Alauda*, 82: 343-351.

Astiárraga, H., De Gabriel, M., Miguélez, D., Rodríguez, N. & García, J. *Anuario ornitológico de León. Volumen I*. Grupo Ibérico de Anillamiento. León. En prensa.

Atienza, J. C. 1994. La utilización de índices en el estudio de la selección de recursos. *Ardeola*, 41: 173-175.

Atienza, J. C., Pinilla, J. & Justribó, J. 2001. Migration and conservation of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Spain. *Ardeola*, 48: 197-208.

Aves Palencia. 2014. Banco de datos ornitológico de Palencia. Aves de Palencia. Disponible en: http://www.avespalencia.org. [Consultado el 18 de enero de 2014].

Aquatic Warbler Conservation Team (AWCT). 1999. World population, trends and threat status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Vogelwelt*, 120: 65-85.

Aquatic Warbler Conservation Team (AWCT). 2014. Aquatic Warbler, Situation and Range. Disponible en: http://www.aquaticwarbler.net/sar/index.html. [Consultado el 21 de mayo de 2014].

Bairlein, F. 1985. Body weights and fat deposition of Palaearctic passerine migrants in the central Sahara. *Oecologia*, 66: 141-146.

Bairlein, F. 1995. *European-African songbird migration network. Manual of field methods*. European Science Foundation. Wilhelmshaven.

Baldi, A. & Kisbenedek, T. 1997. Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 66: 121-129.

Baldi, A. & Kisbenedek T. 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 45: 97-114.

Bargain, B. 2002. *Etude du milieu fréquenté par le Phragmite aquatique en baie d'Audierne; radiopistage 2001 et 2002*. Bretagne Vivante - SEPNB. Brest.

Bargain, B. 2008. The importance of Brittany in the Aquatic Warbler's migration as brought to light by the Bay of Audierne ringing station. En: Dèzécot, J., Le Nevé, A. & Bargain, B. (Eds): *The Aquatic Warbler, a globally threatened species*. *Proceedings of the Life Seminar "Conservation of the Aquatic Warbler in Brittany"*. pp. 28-33. Bretagne Vivante - SEPNB. Brest.

Bates, D., Maechler, M. & Bolker, B. 2012. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999999-0. Disponible en: http://CRAN.R-project.org/package=lme4. [Consultado el 16 octubre 2013].

Bell, B. D., Catchpole, C. K. & Corbett, K. J. 1968. Problems of censuring Reed Buntings, Sedge Warblers and Reed Warblers. *Bird Study*, 15: 16-21.

Bell, B. D., Catchpole, C. K., Corbett, K. J. & Hornby, R. J. 1973. The relationship between census results and breeding populations of some marshland passerines. *Bird Study*, 20: 127-140.

Benoit, L. K. & Askins, R. A. 1999. Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands*, 19: 194-208.

Bermejo, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de paseriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis doctoral. Madrid.

Bibby, C. J. & Green, R. R. 1981. Autumn migration strategies of reed and sedge warblers. *Ornis Scandinavica*, 12: 47-52.

BirdLife International. 2004. *Birds in Europe. Populations, Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series 12. BirdLife International. Cambridge.

BirdLife International. 2012. Species factsheet: *Acrocephalus paludicola*. Disponible en: http://www.birdlife.org. [Consultado el 18 de septiembre de 2012].

BirdLife International. 2014. *Acrocephalus paludicola*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Disponible en: http:// www.iucnredlist.org. [Consultado el 25 de noviembre de 2014].

Bock, A., Mester, H. & Prünte, W. 1965. Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) in Westfalen. Ornithologische Mitteilungen,17: 138-139.

Boele, A. & van Winden, E. 2006. Waterrietzanger: de meest bedreigde BSP-soort. *Sovon-Nieuws jaargang*, 19: 3-4.

Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H Blume Ediciones. Madrid.

Brennan, E. K., Smith, L. M., Hauberks D. A. & LaGrange T. G. 2005. Short-term response of wetland birds to prescribed burning in rainwater basin wetlands. *Wetlands*, 25: 667-674.

Brown, M. E. 1996. Assessing body condition in birds. *Current Ornithology*, 13: 67-135.

Bruderer, B. & Liechti, F. 1999. Bird migration across the Mediterranean. En: Adams, N. J. & Slotov, R. H. (Eds): *Proceedings 22nd International Ornithology Congress Durban*. pp. 1983-1999. BirdLife South Africa. Johannesburg.

Buchanan, G. M., Lachmann, L., Tegetmeyer, C., Oppel, S., Nelson, A. & Flade, M. 2011. Identifying the potential wintering sites of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* using remote sensing. *Ostrich*, 82: 81-85.

Bulte, M. 2009. *Food availability as a decisive factor in habitat choice of wintering Aquatic Warblers (*Acrocephalus paludicola*)*. Tesis doctoral. Groningen.

Busse, P. 2000. *Bird station manual. SE European Bird Migration Network*. University of Gdansk. Gdansk.

Caillat, M., Dugué, H., Leray, G., Gentric, A., Pourreau, J., Julliard, R. & Yésou, P. 2005. Résultats de dix années de baguage de fauvettes paludicoles *Acrocephalus* sp. Dans L'estuaire de la Loire. *Alauda*, 73: 375-388.

Casado, S. & Montes, C. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J. M. Reyero Editor. Madrid.

Castroviejo, S. 1986-2012. *Flora Ibérica*. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

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 Avian Biology*, 35: 170-181.

Cerasale, D. J. & Guglielmo, C. G. 2010. An integrativa assessment of the effects of tamarisk on stopover ecology of a long-distance migrant along the San Pedro river, Arizona. *Auk*, 127: 636-646.

Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B. & Declerck, S. 2008a. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597: 1-6.

Céréghino, R., Ruggiero, A., Marty, P. & Angélibert, S. 2008b. Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a southwestern French agricultural landscape. *Hydrobiologia*, 597: 43-51.

Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubb, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agriculturalintensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.

Chenaval, N., Lorrillière, R., Dugué, H., & Doxa A. 2011. Phénologie et durée de halte migratoire de quatre passereaux paludicoles en migration post-nuptiale en Estuaire de la Loire. *Alauda*, 79: 149-156.

Chernetsov, N. 2006. Habitat selection by nocturnal passerine migrants en route: mechanisms and results. *Journal of Ornithology*, 146: 185-191.

Chernetsov, N. 2013. Body mass of European Robins *Erithacus rubecula* at migratory stopovers is strongly habitat-related. *Avian Ecology and Behaviour*, 23: 15-21.

Chernetsov, N. & Manukyan, A. 2000. Foraging strategy of the Sedge Warbler *(Acrocephalus schoenobaenus)* on migration. *Die Vogelwarte*, 40: 189-197.

Cirujano, S. & Medina, L. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico, CSIC y Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.

Costa, M., Morla, C. & Sainz, H. 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta. Barcelona.

Council of Europe. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, L 206: 7-50.

Cramp, S. 1992. *The birds of the Western Paleartic, Vol. VI*. Oxford University Press. Oxford.

Czech, H. A. & Parsons, K. C. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: a review *Waterbirds*, 25 (Suppl. 2): 56-65.

Davies, N. B. 1977a. Prey selection and the search strategy of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata*, a field study on optimal foraging. *Animal Behavior*, 25: 1016-1033.

Davies, N. B. 1977b. Prey selection and social behaviour in wagtails (Aves: Motacillidae). *Journal of Animal Ecology*, 46: 37-57.

De By, R. A. 1990. Migration of Aquatic Warbler in Western Europe. *Dutch Birding*, 12: 165-181.

Declerck, S., De Bie, T., Ercken, D., Hampel, H., Schrijvers, S., Van Wichelen, J., Gillard, V., Mandiki, R., Losson, B., Bauwens, D., Keijers, S., Vyverman, W., Goddeeris, B., De Meester, L., Brendonck, L. & Martens, K. 2006. Ecological characteristics of small farmland ponds: associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 131: 523-532.

Decreto 194/1994, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Catálogo de Zonas Húmedas y se establece su régimen de protección. *Boletín Oficial de Castilla y León*, 168: 4752-4781.

Decreto 125/2001, de 19 de abril, por el que se modifica el Decreto 194/1994, de 25 de agosto, y se aprueba la ampliación del Catálogo de Zonas Húmedas de Interés Especial. *Boletín Oficial de Castilla y León*, 80: 6392-6394.

Del Pozo, R. 2005. *Caracterización de la vegetación macrofítica de charcas y lagunas de la provincia de León. Factores de control de la composición y estructura de la comunidad*. Tesina. Universidad de León. León.

Del Pozo, R., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. 2012. Composición de las comunidades de macrófitos y establecimiento del estado de conservación de charcas y lagunas de la Depresión del Duero (Noroeste de España) en base a criterios botánicos. *Limnetica*, 31: 47-58.

Delingat, J., Bairlein, F. & Hedenström, A. 2008. Obligatory barrier crossing and adaptive fuel management in migratory birds: the case of the Atlantic crossing in Northern Wheatears (*Oenanthe oenanth*e). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62: 1069-1078.

Deltoro-Torro, V., Jiménez-Ruiz, J. & Vilán-Fragueiro X. M. 2012. *Bases para el manejo y control de Arundo donax L. (Caña común).* Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 4. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.

Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 268: 25-29.

Duch, C., Hernández M. F. & Perianes, V. 1995. *Mapa hidrogeológico de Castilla y León. Escala 1: 500.000*. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

Dunn, E. H. 2000. Temporal and spatial patterns in daily mass gain of magnolia warblers during migratory stopover. *The Auk*, 117: 12-21.

Dyrzc, A. 1993. Biometrical differences between sexes in the breeding population of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Ringing & Migration*, 14: 149-151.

Dyrzc, A. 2006. Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*). En: Del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. A. (Eds): *Handbook of the Birds of the World. Vol. 11. Old World Flycatchers to Old World Warblers.* pp. 617. Lynx Edicions. Barcelona.

Dyrcz, A. & Czeraszkiewicz, R. 1992. *Report concerning numbers, distribution, conservation and threats of the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola in Poland*. Gdansk: Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków.

Dyrcz, A. & Zdunek, W. 1993. Breeding statistics of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* on the Biebrza marshes, northeast Poland. *Journal of Ornithology*, 134: 317-323.

European Environment Agency. 1997. *The CORINE biotopes (Version 2000) database is an inventory of major nature sites.* Disponible en: http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-biotopes. [Consultado el 24 de enero 2015].

Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M. & Rodríguez, S. 2002. Seasonal changes in biomass of charophytes in shallow lakes in the northwest of Spain. *Aquatic Botany*, 72: 335-348.

Fernández-Aláez, M., Fernández-Aláez, C., García-Criado, F. & Trigal-Domínguez, C. 2004. La influencia del régimen hídrico sobre las comunidades de macrófitos de lagunas someras de la Depresión del Duero. *Ecosistemas*, 13: 52-62.

Fernández-Aláez, M., Fernández-Aláez, C., Rodríguez, S. & Bécares, E. 1999. Evaluation of the estate of conservation of shallow lakes in the province of León (Northwest Spain) using botanical criteria. *Limnetica*, 17: 107-117.

Flade, M. 2008. Current distribution, population trends and threat status of the Aquatic Warbler. En: Dèzécot, J., Le Nevé, A. & Bargain, B. (Eds): *The Aquatic Warbler, a globally threatened species. Proceedings of the Life Seminar "Conservation of the Aquatic Warbler in Brittany"*. pp. 9-17. Bretagne Vivante - SEPNB. Brest.

Flade, M., Diop, I., Haase, M., Le Nevé, A., Oppel, 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 (Suppl. 1): 129-140.

Flade, M. & Lachmann, L. 2008. Species Action Plan for the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. BirdLife International / European Commission, Cambridge / Brussels. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/aacrocephalus_paludicola.pdf. [Consultado el 18 de enero 2014].

Foucher, J., Boucaux, M., Giraudot., É, André, A., Lorrillière, R. & Dugué, H. 2013. Nouveaux sites d'hivernage du Phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola. Ornithos*, 20: 1-9.

Frías, O., Serradilla, A. I. & Escudero, E. 2007. Informe de actividades de la Central de Anillamiento de Aves ICONA: año 2006. *Ecología*, 21: 209-302.

Ganihar, S. R. 1997. Biomass estimates of terrestrial arthropods based on body length. *Journal of Biosciencies*, 22: 219-224.

GIA-León. 2014. Atlas virtual de los vertebrados de la provincia de León. Disponible en: http://gia.anillamiento.org/león. [Consultado el 18 de enero 2014].

Gießing, B. 2002. *Viele Väter für eine Brut – vorteilhaft oder unausweichlich für das Weibchen? Zum Paarungssystem und zur Populationsgenetik des Seggenrohrsängers (*Acrocephalus paludicola*).* Tesis Doctoral. University Köln. Köln.

Gómez, E. 2002. Noticiario Ornitológico. Carricerín Cejudo. *Acrocephalus paludicola*. *Ardeola*, 49: 193.

Gómez-Crespo, E. 1999. Informe sobre los resultados del seguimiento faunístico de la laguna de La Nava, Fuentes de Nava (Palencia). Enero 1998 / Abril 1999. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.

González, C. 2011. Noticiario Ornitológico. Carricerín Cejudo. *Acrocephalus paludicola*. *Ardeola*, 58: 509.

González, C. 2012. Noticiario Ornitológico. Carricerín Cejudo. *Acrocephalus paludicola*. *Ardeola*, 59: 191.

González, J. V., Otero, B., Muñoz, B. & Gómez, R. 2007. *Estudio de la avifauna en el porreo de Villaverde, Ría de Villaviciosa - Asturias*. Sociedad Asturiana de Historia Natural y Ecología. Gijón.

González-Bernáldez, F. 1992. *Los paisajes del agua. Terminología popular de los humedales*. J. M. Reyero Editor. Madrid.

Heise, G. 1970. Zur Brutbiologie des Seggenrohrsängers (*Acrocephalus paludicola*). *Journal of Field Ornithology*, 11: 54-67.

Hedenström, A. & Alerstam, T. 1997. Optimal fuel loads in migratory birds: distinguishing between time and energy minimization. *Journal of Theoretical Biology*, 189: 227-234.

Herrera, M. & Campos, J. A. 2006. *El Carrizo de la Pampa* Cortaderia selloana *en* Bizkaia. Guía práctica para su control. Diputación Foral de Bizkaia.

Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of forage ratio and Ivlev´s electivity index. *Oecologia*, 14: 413-417.

Jakubas, D., Wojczulanis-Jakubas, K., Foucher, J., Dziarska-Pałac, J. & Dugué, H. 2014. Age and sex differences in fuel load and biometrics of Aquatic Warblers at an autumn stopover site in the Loire estuary (NW France). *Ardeola*, 61:15-30.

Jari, O. F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, H. M. H. & Wagner, H. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7.

Jenni, L., Leuenberger, M. & Rampazzi, F. 1996. Capture efficiency of mist nets with comments on their role in the assessment of passerine habitat use. *Journal of Field Ornithology*, 67: 263-274.

Jenni, L. & Winkler, R. 1989. The feather length of small passerines: a measurement for winglength in live birds and museum skins. *Bird Study*, 36: 1-15.

Jenni, L. & Winkler, R. 1994. *Moult and ageing of European passerines*. Academic Press. Londres.

Jiguet, F., Chiron, F., Dehorter, O., Dugué, H., Provost, P., Musseau, R., Guyot, G., Latraube, F., Fontanilles, P., Séchet, E., Laignel, J., Gruwier, X. & Le Nevé, A. 2011. How many Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* stop over in France during the autumn migration? *Acta Ornithologica*, 46: 135-142.

Jiménez, J. J., Bernal, J. L., Rivera, J. M., Martín, M. T., Fernández, M. & Fernández, C. 1999. Seasonal Changes in the contents of widely used pesticides in waters and sediments from small lakes in the province of León (Spain). *Toxicological and Environmental Chemistry*, 70: 57-66.

Johnson, S. R. & Knapp, A. K. 1995. The influence of fire on *Spartina pectinata* wetland communities in a northeastern Kansas tallgrass prairie. *Canadian Journal of Botany*, 73: 84-90.

Jubete, F. 2001. La migración del carricerín cejudo en España y en laguna palentina de La Nava. *Quercus*, 184: 18-23.

Jubete, F. 2004. Carricerín cejudo, *Acrocephalus paludicola*. En: Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. (Eds): *Libro Rojo de las Aves de España*. pp. 337-339. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Jubete, F. 2005. *Anuario Ornitológico de Palencia. Volumen 0 (1998-2001)*. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.

Jubete, F., Torres, M., Gómez, S., Cirujano, S. & Zuazua, P. 2006. The Aquatic Warbler: Manual for managing helophytic vegetation and monitoring populations. Fundación Global Nature. Palencia.

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.

Kaiser, A. 1993. A new multicategory classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. *Journal of Field Ornithology*, 64: 246-255.

Keddy, P. A. 2010. *Wetlands Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.

Kerbiriou, C., Bargain, B., Le Viol, I. & Pavoine, S. 2011. Diet and fuelling of the globally threatened aquatic warbler at autumn migration stopover as compared with two congeners. *Animal Conservation*, 14: 261-270.

Kloskowski, J. & Krogulec J. 1999: Habitat selection of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland: consequences for conservation of the breeding areas. *Vogelwelt*, 120: 113-120.

Kloskowski, J., Tanneberger, F., Marczakiewicz, P., Wiśniewska A. & Choynowska, A. 2015. Optimal habitat conditions for the globally threatened Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola in eastern Poland and their implications for fen management. *Ibis*, DOI: 10.1111/ibi.12247.

Kost, M. A. & Steven, D. 2001. Plant community responses to prescribed burning in Wisconsin sedge meadows. *Natural Areas Journal*, 21: 36-45.

Kozulin, A. & Flade, M. 1999. Breeding habitat, abundance and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Belarus. *Vogelwelt*, 120: 97-111.

Kozulin, A. & Krogulec, J. 1999. Habitat selection of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland: consequences for conservation of the breeding areas. *Vogelwelt*, 120: 64-71.

Ktitorov, P., Bairlein, F. & Dubinin, M. 2008. The importance of landscape context for songbirds on migration: body mass gain is related to habitat cover. *Landscape Ecology*, 23: 169-179.

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.

Kubacka, J., Oppel, S., Dyrcz, A., Lachmann, L., Duarte, J. P., Kail, U. & Zdunek, W. 2013. Effect of mowing on productivity in the endangered Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Bird Conservation International*, 24: 1-14.

Le Nevé, A. & Bargain, B. 2009. *Recueil d'expériences: écologie et gestion des habitats du Phragmite aquatique en halte migratoire*. Life-nature: Conservation du phragmite aquatique en Bretagne 2004-2009. Bretagne Vivante-SEPNB. Brest.

Le Nevé, A., Latraube, F., Provost, P. & Jiguet, F. 2011. *Synthèse des captures de phragmites aquatiques en France en 2008 et 2009. Plan national d'actions du phragmite aquatique 2010-2014*. Dréal Bretagne, Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Bretagne. Rennes.

Leisler, B. 1981. Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). I. Habitattrennung. *Vogelwarte*, 31: 45-74.

Leisler, B. 1985. Ökologische Voraussetzungen für die Entwicklung der Polygamie bei Rohrsängern (*Acrocephalus*). *Journal of Field Ornithology*. 126: 357-381.

Leisler, B. & Catchpole, C. K. 1992. The evolution of polygamy in European reed warblers of genus *Acrocephalus*: a comparative approach. *Ethology, Ecology and Evolution*, 4: 225-243.

Leisler, B., Ley, H.W. & Winkler, H. 1989. Habitat, behaviour and morphology of *Acrocephalu*s Warblers: an integrated analysis. *Ornis Scandinavica* 20: 181-186.

Mallory, M. L. & Blancher P. J. 1994. Presence or absence of fish as a cue to macroinvertebrate abundance in boreal wetlands. *Hydrobiologia*, 279/280: 345-351.

Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L. & Erickson, W. P. 2002. *Resource selection by animals: statistical analysis and design for field studies, second edition*. Kluwer Press. Boston.

Marquet, M., Bonnet, P., Séchet, E., Julien, R., Bécheau, F. & Kerbiriou, C. 2014. La brière, un site de halte migratoire post-nuptiale d'importance pour le Phragmite Aquatique *Acrocephalus paludicola* et éléments d'écologie de l'espèce sur ce site. *Alauda*, 82: 249-268.

Meyerson, L. A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & Findlay, S. 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 89-103.

Miguélez, D., García, J., Zumalacárregui, C. & Fuertes, B. 2014. Does the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* differential migration by age during the autumn in Iberian Peninsula? *Journal of Ornithology*, 155: 829-833.

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. *Ringing & Migration*, 24: 277-279.

MIMAM. 2000. *Plan Estratégico Español para la Conservación y Uso Racional de los Humedales en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Moreau, R. E. 1956. The Iberian Peninsula and migration. *Bird Study*, 3: 1-25.

Moreno-Mateos, D., Pedrocchi, C. & Comín, F. A. 2009. Avian communities' preferences in recently created agricultural wetlands in irrigated landscapes of semi-arid areas. *Biodiversity and Conservation*, 18: 811-828.

Morris, S. R. 1996. Mass loss and probability of stopover by migrant warblers during spring and fall migration. *Journal of Field Ornithology*, 67: 456-462.

Moss, B., McGowan, S. & Carvahlo, L. 1994. Determination of phytoplankton crops by topdown and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West midland meres. *Limnology and Oceanography*, 39: 1020-1029.

Mukhin, A., Chernetsov, N. & Kishkinev, D. 2008. Acoustic information as a distant cue for habitat recognition by nocturnally migrating passerines during landfall. Behavioral Ecology, 19: 716–723.

Muñoz-Adalia, E. J. 2013. *Fenología migratoria y tiempo de parada del carricerín cejudo (Acrocephalus paludicola) en la laguna de la Nava (Palencia).* Trabajo investigación Máster. Palencia.

Musseau, R. & Herrmann, V. 2013. Gironde estuary, France: important autumn stopover site for Aquatic Warbler. *Dutch Birding*, 35: 15-23.

Musseau, R., Herrmann, V., Bénard, S., Kerbiriou, C., Herault, T. & Jiguet, F. 2014. Ecology of Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* in a fall stopover area on the Atlantic Coast of France. *Acta Ornithologica*, 49: 93-105.

Naumann, J. A. 1897. Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas, En: Hennicke C. R. (Ed): *Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas, Vol. 2*. Eugen Köhler. Gera-Untermhaus.

Neto, J. M., Encarnação, V. & Fearon, P. 2010. Distribution, phenology and condition of Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* migrating through Portugal. *Ardeola*, 57: 181-189.

Neu, C. W., Byers, C. R. & Peek, J. M. 1974. A technique for analysis of utilization availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545.

Newman, S., Schuette, J., Grace, J. B., Rutchey, K., Fontaine, T., Reddy, K. R. & Peitrucha M. 1998. Factors influencing cattail abundance in the northern Everglades. *Aquatic Botany*, 60: 265-280.

Newton, I. 2006. Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology*, 147: 146-166.

Newton, I. 2008. *The migration ecology of birds*. Academic Press. London.

Newton, I. 2011. Migration within the annual cycle: species, sex and age differences. *Journal of Field Ornithology*, 152: 169-185.

Norman, S. C. 1997. Juvenile wing shape, wing moult and weight in the family Sylviidae. *Ibis*, 139: 617-630.

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.

Onrubia, A., Mariano, T., Jubete, F., Arroyo, J. L., & Bargain, B. 2005. Estrategia migratoria postnupcial del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en Europa Occidental. En: Fundacion Global Nature (Ed): *Congreso Internacional del carricerín cejudo*. pp. 93-100. Fundacion Global Nature. Palencia.

Overdijk, O. & Navedo, J. G. 2012. A massive Spoonbill stopover episode: identifying emergency sites for the conservation of migratory waterbird populations. *Aquatic Conservation*, 22: 695-703.

Pain, D. J., Green, R. E., Gießing, B., Kozulin, A., Poluda, A., Ottosson, U., Flade. M. & Hilton, G. M. 2004. Using stable isotopes to investigate migratory connectivity of the

globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Oecologia*, 138: 168-174.

Penas, A., García, M. E., Herrero, L., Puente, E. & De Godos, M. 1995. *Atlas del medio natural de la provincia de León*. Instituto Tecnológico Geominero de España y Diputación de León. Madrid.

Pérez-Laborda, C. 2013. Seguimiento posnupcial del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*), en la estación de anillamiento Reserva Natural Dirigida Laguna de Gallocanta, Zaragoza, España. 2008-2012. En: Arizaga, J., Crespo, A. & Iraeta, A. (Eds). *Libro de resúmenes del XVIII Congreso de Anillamiento Científico de Aves. Oficina de Anillamiento. Sociedad de Ciencias Aranzadi.* Donostia-San Sebastián.

Petit, D. R. 2000. Habitat use by landbirds along nearcticneotropical migration routes: implications for conservation of stopover habitats. *Studies in Avian Biology,* 20: 109-114.

Petit, S. & Firbank, L. 2006. Predicting the risk of losing parcels of semi-natural habitat to intensive agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 115: 277-280.

Pinilla, J. 2000. *Manual para el anillamiento científico de aves*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Piñeiro, X. 2012. Citas más interesantes en Zamora. Agosto 2012. Carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*. Disponible en: http://birdingzamora.blogspot.com.es/2012/09/citas-mas-interesantes-en-zamora-agosto.html. [Consultado el 26 de abril de 2013].

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., Duborper, E. & Lefebvre, G. 2010. Spring stopover of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Mediterranean France. *Ardeola*, 57: 167-173.

Poulin, B., Lefebvre, G. & Mauchamp, A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*, 107: 315-325.

Poulin, B., Lefebvre, G. & Pilard, P. 2000. Quantifying the breeding assemblage of reedbed passerines with mist-net and point-count surveys. *Journal of Field Ornithology*, 71: 443-454.

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: 173-180.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/

Ramos, J. J. 2006. Carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*). En: Rouco, M. (Ed): *Las aves del azud de Riolobos y de su entorno*. SEO-Salamanca. Salamanca.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 46: 20912-20951.

Řehounková, K. & Prach, K. 2010. Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic and Applied Ecology*, 11: 45-53.

Rey-Benayas, J. M. 1991. *Aguas subterráneas y ecología. Ecosistemas de descarga de acuíferos en Los Arenales*. ICONA. Madrid.

Rivas-Martínez, S. & Rivas-Sáenz, S. 2009. Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial. Centro de Investigaciones Fitosociológicas. Disponible en: http://www.ucm.es/info/cif. [Consultado el 28 febrero 2014].

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, C. F., Bécares, E. & Fernández-Aláez, M. 2003. Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia*, 506-509: 421-426.

Rodríguez, C. F., Bécares, E., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions*, 7: 75-85.

Rogers, C. M. 1991. An evaluation of the method of estimating body fat in birds by quantifying visible subcutaneous fat. *Journal of Field Ornithology*, 62: 349-356.

Rogers, C. M. 2003. New and continuing issues with using visible fat classes to estimate fat stores of birds. *Journal of Avian Biology*, 34: 129-133.

Sáenz de Buruaga, M., Unanue, A. & Zufiaur, F. 2010. *Resultados de la campaña de aniIlamiento de paseriformes durante la migración postnupcial en el humedal de Salburua (Vitoria-Gasteiz) Temporada 2010*. Consultora de Recursos Naturales. Vitoria-Gasteiz.

Salewski, V., Bargain, B., Diop, I. & Flade, M. 2009. Quest for a phantom - the search for the winter quarters of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *African Bird Club Bulletin*, 16: 61-66.

Salewski, V., Flade, M., Poluda, A., Kiljan, G., Liechti, F., Lisovski, S. & Hahn S. 2013. An unknown migration route of the 'globally threatened' Aquatic Warbler revealed by geolocators. *Journal of Ornithology*, 154: 549-552.

Santiago-Ibarlucea, N. F., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. 2005. Clasificación de las lagunas asociadas al Canal de Castilla (Palencia) basada en la presencia de macrófitos acuáticos y emergentes. *Limnetica*, 24: 145-154.

Santiago-Ibarlucea, N. F., Fernández Aláez, M., Fernández-Aláez, C. y Navarro-Hevia, J. 2004. Las lagunas asociadas al Canal de Castilla: Oasis vegetal en un entorno estepario. II Congreso Internacional del Canal de Castilla. Palencia.

Santoul, F., Gaujard, A., Angélibert, S., Mastrorillo, S. & Céréghino, R. 2009. Gravel pits support waterbird diversity in an urban Landscape. *Hydrobiologia*, 634: 107-114.

Schäffer, 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.

Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B. & Tscharntke, T. 2005. Reed cutting effects on arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation*, 121: 157-166.

Schulze-Hagen, K., Flinks, H. & Dyrcz, A. 1989. Brutzeitliche Beutewahl beim Seggenrohrsänger *Acrocephalus paludicola*. *Journal of Ornithology*, 130: 251-255.

Schulze-Hagen, K., Leisler, B., Schäfer, H. M., Schmidt, V. 1999. The breeding system of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* - a review of new results after 1991. *Vogelwelt*, 120: 87-96.

Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A. & Botella, F. 2010. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 11-20.

Semlitsch, R. D. & Bodie, J. R. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology*, 12: 1129-1133.

SEO/BirdLife, 2014. *Acrocephalus paludicola*, distribución de anillamientos en España. Banco de datos de anillamiento del remite ICONA – Ministerio de Medio Ambiente, 2014. Datos de anillamiento y recuperaciones en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife, ICO, EBD-CSIC y GOB. Madrid. Disponible en: http://www.anillamientoseo.org/. [Consultado el 29 de diciembre de 2014].

SEO/BirdLife & Varela, J. M. 2007. *Aves amenazadas de España*. Lynx Edicions. Barcelona.

Shennan, N. M. 1985. Relationships between morphology and habitat selection by male Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*. *Ringing & Migration*, 6: 97-101.

Spina, F. & Volponi, S. 2008. *Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. Volume II: Passeriformi, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)*. Tipografia SCR. Roma.

Strayer, D. L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55 (Suppl. 1): 152-174.

Sutherland, W. J. 1998a. *Conservation science and action*. Blackwell Science. Oxford.

Sutherland W. J. 1998b. The importance of behavioural studies in conservation biology. *Animal Behavior,* 56: 801-809.

Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. Svensson. Stockholm.

Tanneberger, F., Bellebaum, J., Dylawerski, M., Fartmann, T., Jurzyk-Nordlöw, S., Koska, I., Tegetmeyer, C. & Wojciechowska, M. 2011. Habitats of the globally threatened Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*) in Pomerania – site conditions, flora, and vegetation characteristics. *Plant Diversity and Evolution*, 129: 253-273.

Tanneberger, F., Bellebaum, J., Fartmann, T., Haferland, H. J., Helmecke, A., Jehle, 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., Flade, M., Preiksa, Z. & Schröder, B. 2010. Habitat selection of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* at the western margin of its breeding range and implications for management. *Ibis*. 152: 347-358.

Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Dylawerski, M., Flade, M. & Joosten H. 2009. Commercially cut reed as a new and sustainable habitat for the globally threatened Aquatic Warbler. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1475-1489.

Tegetmeyer, C., Frick, A. & Seifert, N. 2014. Modelling habitat suitability in the Aquatic Warbler wintering ground Djoudj National Park area in Senegal. *Ostrich*, 85: 57-66.

Tellería, J. L., Asensio, B. & Díaz, M. 1999. *Aves Ibéricas. Vol. II: Paseriformes*. J. M. Reyero Editor, Madrid.

Tolhurst, S. 1997. *Investigation into the use of domestic herbivores for fen grazing management. Adocument for discussion*. Broads Authority, English Nature and the Norfolk Wildlife Trust.

Torres, M. & Pérez, C. 2007. Noticiario Ornitológico. Carricerín Cejudo. *Acrocephalus paludicola*. *Ardeola*, 54: 181.

Tucker, G. M. & Evans, M. I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International. Cambridge.

Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H. & Webb, D A. 1964-1980. *Flora Europaea. Vols. I-V*. Cambridge University Press. Cambridge.

Unanue, A., Onrubia, A., Zufiaur, F., Sáenz de Buruaga, M. & de Juan, S. 2012. 10 años de migración postnupcial del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en Salburua (País Vasco) durante la migración postnupcial. XXI Congreso Español y V Ibérico de Ornitología. SEO/BirdLife y SPEA. Vitoria.

Valverde, J. A. 1952. Excursión desde Laguna de Duero (Valladolid) a Valladolid el 18 de octubre de 1952. Valverde Gómez, José Antonio, 1926-2003. Disponible en: http://gredos.usal.es/jspui/bitstream/10366/22076/1/JAVCC_114_521018.pdf. [Consultado el 26 de abril de 2013].

Van Hove, D., Adriaensen, F., Roothaert, N. & Matthysen, E. 2011. De Waterrietzanger in Vlaanderen: voorkomen, habitats en bescherming. *Natuur Oriolus*, 77: 127-139.

Velasco, T., Marcos, J. M. & Velasco, J. 1987. Carricerín Cejudo (*Acrocephalus paludicola*). *Ardeola*, 34: 290.

Walther, B. A., Schäffer, N., van Niekerk, A., Thuiller, W., Rahbek, C. & Chown, S. L. 2007. Modelling the winter distribution of a rare and endangered migrant, the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Ibis*, 149: 701-714.

Wawrzyniak, H. & Sohns, G. 1977. *Der Seggenrohrsänger*. Neue Brehm Bücherei Wittenberg-Lutherstadt.

Webster, M. S., Marra, P. P., Haig, S. M., Bensch, S. & Holmes, R. T. 2002. Links between worlds: unravelling migratory connectivity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 76-83.

Weller, M. W. 1999. *Wetland Birds*. Cambridge University Press. Cambridge.

Whittingham, M. J. & Evans, K. L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146: 210-220.

Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C. & Bradbury, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.

Wilson, J. D., Whittingham, M. J. & Bradbury, R. B. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis*, 147: 453-463.

Wojczulanis-Jakubas, K., Jakubas, D., Foucher, J., Dziarska-Pałac, J. & Dugué, H. 2013. Differential autumn migration of the aquatic warbler *Acrocephalus paludicola*. *Naturwissenschaften*, 100: 1095-1098.

Woo, I. & Zedler, J. B. 2002. Can nutrients alone shift a sedge meadow towards dominance by the invasive *Typha* x *glauca* ? *Wetlands*, 22: 509-521.

Yong, W., Finch, D. M., Moore, F. R. & Kelly, J. F. 1998. Stopover ecology and habitat use of migratory Wilson's Warblers. *Auk*, 115: 829-842.

Zduniak, P. & Yosef, R. 2012. Crossing the desert barrier: Migration ecology of the Lesser Whitethroat (*Sylvia curruca*) at Eilat, Israel. *Journal of Arid Environments*, 77: 32-38.

Zumalacárregui, C., González, C., Herrero, A., Jubete, F. & Bello, A. 2011. Características del paso postnupcial del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en un complejo de zonas húmedas del noroeste de España. *Revista de Anillamiento*, 28: 24-29.

Zumalacárregui, C., Miguélez, D. & Astiárraga, H. 2005. Situación del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en la provincia de León (Noroeste de España): primeros datos sobre su fenología, sedimentación y problemas de conservación. En: Fundacion

Global Nature (Ed): *Congreso Internacional del carricerín cejudo.* pp. 161-167. Fundacion Global Nature. Palencia.

Zwarts, L., Bijlsma, R., Van der Kamp, J. & Wymenga, E. 2009. *Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel*. KNNV. Zeist.