

DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA

EL CARRICERÍN REAL (ACROCEPHALUS
MELANOPOGON) EN EL PN. DEL PRAT DE CABANES –
TORREBLANCA.

JOAN CASTANY I ÁLVARO

UNIVERSITAT DE VALENCIA
Servei de Publicacions
2004

Aquesta Tesi Doctoral va ser presentada a València el dia 19 de Desembre de 2003 davant un tribunal format per:

- Dra. D^a. Rosa Miracle Solé
- Dr. D. Francesc Mezquita Juanes
- Dr. D. Victoriano Peiró Clavell
- Dr. D. Fernando Spina
- Dr. D. José A. Sánchez Zapata

Va ser dirigida per:
D. Germán López Iborra

©Copyright: Servei de Publicacions
Joan Castany i Álvaro

Depòsit legal:

I.S.B.N.:84-370-5956-9

Edita: Universitat de València
Servei de Publicacions
C/ Artes Gráficas, 13 bajo
46010 València
Spain
Telèfon: 963864115

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA
FACULTAT DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES
Departament de Microbiologia i Ecologia

EL CARRICERÍN REAL (*Acrocephalus melanopogon*)
EN EL P.N. DEL PRAT DE CABANES-TORREBLANCA

TESI DOCTORAL
Joan Castany i Àlvaro
2003

Departament de Microbiologia i Ecologia
FACULTAT DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES
UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

EL CARRICERÍN REAL (*Acrocephalus melanopogon*)
EN EL P.N. DEL PRAT DE CABANES-TORREBLANCA

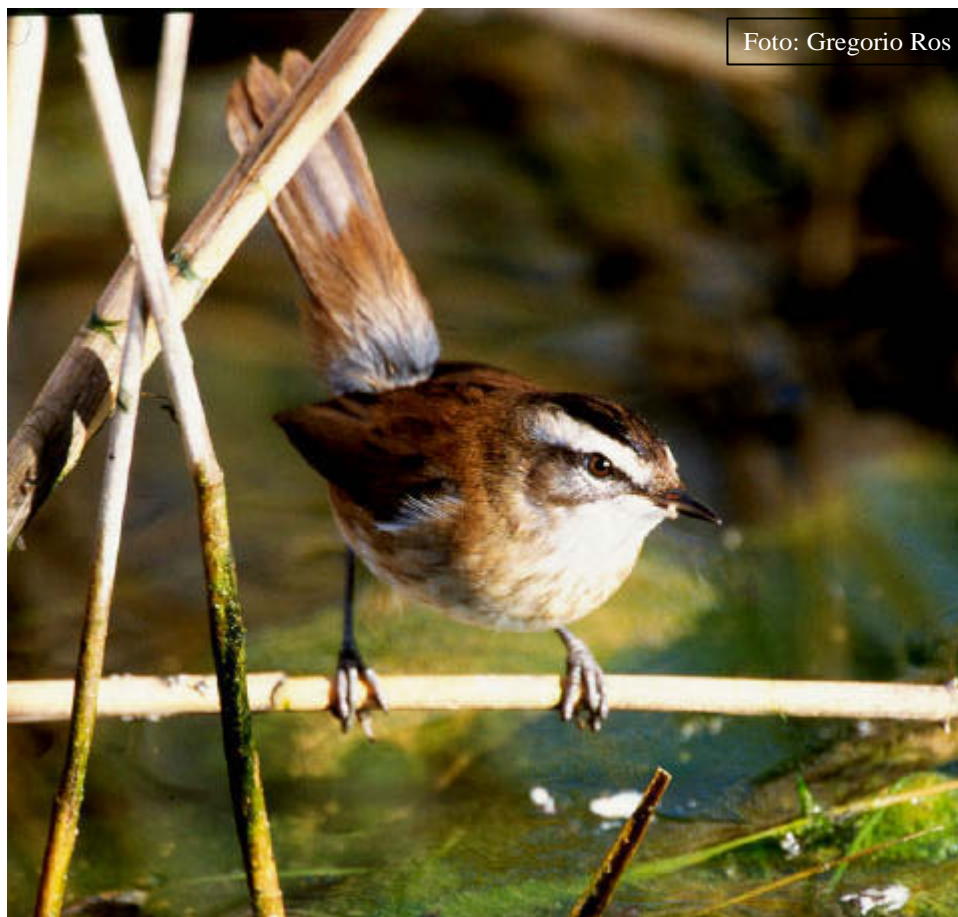
Memòria que presenta

Joan Castany i Àlvaro

per tal d'optar al grau de

Doctor en Ciències Biològiques

València, Setembre de 2003



**Als meus fills, Aloma i Salvador
i a la meua dona, Obdúlia**

perquè jo n'he fet una i ells una altra

AGRAÏMENTS.

Són les 6.30 de la matinada d'un dia de maig. Ja quasi és de dia clar en el Prat. S'escolten els primers cants. Tot just al nostre costat una Boscarla mostatxada remonta un xicotet senill i des de la seua talaia marca amb les seues notes l'extensió del seu territori. Uns quants metres més al fons, un Balquer s'introdueix en l'espessor palustre que ens envolta i sembla discutir amb la seua parella. És el preludi que acompanya a ritme lent la marxa pausada, perfecta i especialment sensible d'un nou dia que naix. Descriure una eixida de sol no és ni molt menys la manera habitual d'encetar un treball d'aquesta índole, però amb això qualsevol lector, abans d'aprofundir en els detalls numèrics, pot arribar a fer-se una composició de lloc i un marc contextual el més semblant possible al que mi, personalment, m'ha oferit aquesta experiència. GRÀCIES PRAT.

Després de 14 anys, la lectura final del treball m'obliga a fer marxa enrera. Veig, en primer lloc, el que deixa un terç de la meua vida dedicada a la investigació. Haver assumit el compromís de fer un treball de camp i d'estudi durant aquestes temporades no ha estat fàcil. Temps, economia o els mateixos moments i evolució de la vida hagueren pogut avortar en qualsevol moment el procés. Però no ha estat el cas. La inversió feta a tots els efectes per tal d'assolir unes pretensions ha estat força seriosa. Enrere queden anades i vingudes setmanals, matinades, inundacions, camí de Caraviners, entrades marines, averies de cotxe, discussions amb caçadors i ramaders, incendis, hores de soletat, fred i calor, por, atreviment, pujades i baixades a Alacant ... Però si hi ha hagut alguna cosa important que ha fet de fons a les mil i una girangronses i que alhora ha permés que foren possibles, ha estat la cara humana de la qüestió. Avui m'és impossible recordar la llarga processó de persones que han participat de l'experiència, per això, segurament cometré alguna injustícia en no recordar-ne algú. Si és el cas que em disculpe.

Aquesta perspectiva històrica em duu a afirmar que sóc un afortunat.

Afortunat perquè l'atzar propicià que l'any 1987 coneguera a German agafant pardals en l'hort de llimeres del "Rompe". Des d'aleshores fins ara ens ho hem dut, pràcticament, tot

a mitges. Hem compartit els moments bons i els roïns i això és important. Potser mai no haguérem pogut imaginar en l'any 1990 que aquella experiència amb els passeriformes palustres del Prat arribara on ha arribat. L'informe que presentàrem a la Conselleria d'Agricultura d'aleshores fou una peça clau. De socis passàrem, anys després, a director i dirigit. Sense ell, res haguera estat possible. Rigurós en el camp i en el tractament de dades i afable en el tracte humà és, sincerament, a qui cal agrair-li el desenvolupament final del treball. La seua paciència amb un servidor, "todo el rato de letras" ha superat en excès els límits del meu mereixement. Amb els pares i germans m'he trobat com un més de la família.

Afortunat també perquè al meu costat sempre ha estat casa. Durant 14 anys he vist morir pares i nàixer fills. En maig del 92, en plena època de cria, faltava ma mare i en abril del 93 ho feia el meu sogre. Encara avui note aquestos immensos buits. L'esperit emprenedor i la fe cega d'ambdós en totes les meues tasques m'han fet molta falta i avui vull recordar-ho. I si aquesta és la cara trista, la nota alegre ens la donaren a Obdúlia, la meua companya, i a mi, els nostres fills, Aloma i Salvador que nasqueren tot just enmig de la investigació. Ells tres han patit amb dignitat i resignació llargues hores de soletat a casa. Carme, la meua "teta", m'ha ajudat en la configuració del manuscrit final. La resta de "penya" (pare, sogra, cunyats i nebots) han acompanyat a la dona i als xiquets en les meues innumerables absències i sempre els he sentit al meu costat en els moments difícils.

Afortunat perquè quan decidesc donar el pas de professionalitzar el meu oci vaig trobar un context i unes persones que ho van fer possible. Jose Antonio Gil-Delgado, tutor dels cursos de doctorat, proposà la meua admissió en el Departament de Microbiologia i tutoritzà el meu pas de lletres a ciències. Les col·laboracions amb el Departament han donat molts bons fruits i molts bons moments.

Afortunat perquè de les Administracions he rebut importants recolzaments. Els tècnics de la Conselleria de Medi Ambient Adrián Casado, Evaristo Jiménez, Toni García, Juan Jiménez i Jose Vte. Escobar m'han animat molt. I de tots, Gregorio Ros, guarda del Prat, és una de les persones amb qui, a més de seguir molt de prop les evolucions del treball, he compartit hores de camp, de café i de conversa. Amb Ramon Prades, Jesús Tena i Jose M.

Fabregat també he passat estones de companyia. Salvador Ballester Remolar, de la Conselleria d'Agricultura, i amic d'Onda, em facilità molta documentació.

També ha estat important la classe política. Les dues directores que ha tingut el parc, Isabel Queral i M^a Teresa Vicente ens han permès actuar i no han posat entrebancs als nostres procedirs. Encara avui M^a Teresa m'assegura que duu damunt un article que vaig escriure després de l'incendi del 95 titolat '*Elegia a un Prat cremat*'. A nivell autonòmic, Xaro Nomdedeu, Directora Gral. de l'àrea de Medi Ambient en 1990 m'acompanyà en les tasques de camp. Però és a nivell provincial on més s'ha cregut en el treball. M^a Luisa Oliver, diputada de Medi Ambient en l'Excma. Diputació Provincial, confià i apostà fort en les nostres possibilitats, propiciant en companyia de Ramón Vilar i Vicent Aparici, diputats responsables de l'àrea, el seu recolzament institucional convenient amb la institució provincial un llarg etcètera d'activitats d'investigació i divulgació durant 8 anys. Roberto Meneu, Enrique Navarro i Ximo Nebot, diputats d'Onda, el meu poble, han seguit sempre de prop els nostres quefers. I els que també han jugat un paper molt important en aquest marc de la Diputació Provincial, han seguit Pepe Guaita, secretari de la comissió de Medi Ambient i M^a Antonia "Anto", biòloga. D'ells he rebut un estimable ajut en la redacció de projectes i hem compartit idees i alguna que altra hora de camp.

Afortunat perquè al meu lloc de treball -l'IES CAMINÀS- he tingut uns companys que han anat passant, quedant-se o tornant, vivint de molt a prop les meues experiències, i, per suposat, aprenent junts. Manolo Vivó, Ximo Guiral, Mariajo Peris, Paco del Campo, Fernando González, Xavi Barreda... Amb Fernando l'experiència anà més lluny ja que, essent especialista en entomologia, ens ajudà a enllestir el treball amb els insectes que, per una qüestió de temps, no ha pogut quedar reflectit en el capítol corresponent. Isquè anellador del Prat, i amb cotxe. I, parlant de cotxe, Xavi, a més de company, amic i dibuixant, se'l jugà venint a anellar al CIBIMA. Amb ell he compartit experiències didàctiques, científiques, divulgatives ... L'any 1999 plasmava en aquarel·les una fulla de paseriformes palustres "pa morir-se". A més dels companys de treball, un llarguíssim etcètera, i en molts casos anònim, d'alumnes ha anat passant pel Prat aprenent.

I molt afortunat per disposar d'un grup, l'Au d'ornitologia, del qual em sent orgullós. Potser perquè nasquè de la meua iniciativa. La immesa majoria dels components del grup s'han format o han passat pel Prat o pel Millars en algun moment. Tots han vist i experimentat el que és una Estació d'Esforç Constant. I de fet molts d'ells ho han generalitzat a altres espais. La seua valúia, en el camp i com a persones, ha possibilitat més d'una vegada, omplir els buits que les circumstàncies personals m'impedien atendre l'estació en aquestos 14 anys. Jose M. Gayet, Lluís Mechó, Manolo Terrones, Alex Pasqual, Bienvenida Garcés, Joan A. Muyas, Fernando Bordería, Agustí Gasulla, Miquel Tirado, Vicent "el xiquet", Bruno Sanchís, Jose A. Martínez, Jorge Adelantado, Manolo García, Vicent Romero, Juanito Monrós, Marcial Marín, Emilio Barba, Nacho Encabo, Jaime Gómez, Arantxa Leal, Carmen Aznar, Jeni Andreu ... Altres persones, no necessàriament adscrites al grup, han fet possible l'adquisició de material. Col·lectors, pals de les xarxes, alicates... han estat possibles gràcies a Pepe Gayet que ha fet d'arquitecte en tot. La meua sogra, Conxa, ha cosit moltes mànigues de col·lector que ens proporcionava Xavi, el tapisser. I Delfin Gilabert ens montà el programa MIGRATIO, base de dades d'anellament, que n'ha donat més que un músic a nivell estatal.

Vull tenir un record especial d'agraïment al Grup Català d'Anellament, al Grup Ornitològic Balear, a la Societat Valenciana d'Ornitologia i a l'Oficina Valenciana d'Anellament per les informacions rebudes. Això ha estat possible gràcies a Gabriel Gargallo, Raül Escandell, Jose Antonio Gómez, Suso Huertas (+), Carlos Palanca, Marcial Yuste, Jose Luís Peris ... Raül Aymí, del GCA, anellador i amic, m'ha tingut sempre al dia de tots els articles que el mercat ha deparat sobre Boscarla Mostatxuda. Ell encetà amb una nota sobre migratologia el que nosaltres avui, uns quants anys després, hem convertit en capítol. Gràcies.

Institucions, responsables i treballadors dels parcs naturals feren possible les prospeccions en l'any 1994, i vull recordar-los amb gratitud. En el P.N. del Delta de l'Ebre a Martínez-Vilalta. En el P. N. de L'Albufera, a Juan A. Gómez i a Nacho Dies que m'acompanyà en barca pels llocs més amagats de l'Albufera durant la realització dels censos. En el P. N. de S'Albufera de Muro a Joan Mallol i a Pere Vicens que em facilitaren estància, bicicleta, informació i companyia. En el Fondó d'Elx, m'acompanyà el mateix German.

Si bé els mitjans de comunicació han jugat un paper divulgatiu important, fent arribar el Prat al poble, això ha estat possible gràcies a persones i professionals de la valua d'Abel Campos i del conjunt del programa Punt-2. Ràdio Onda i Ràdio Vila-Real vehicularen durant cinc anys directes inenarrables "a peu d'obra" de la mà d'Ana Rosa, Pilar, Alejandra i Anna en el programa "Fem un vol amb el Grup Au". La revista EL FULL d'Onda divulgà moltes notícies del Prat en el FULL VERD.

Menció també especial em mereixen un munt de personatges que m'han acompanyat en silenci, unes vegades des de l'anonimat altres des de la companyia --Vicent, Pepe, Domingo--, posats com les gavines marcant territori en la restinga litoral de pedres a escasament 70 m d'on he aparcat durant 14 anys el cotxe. Ells a la d'ells, jo a la meua. En el Millars, els propietaris de la finca del Palaciet ens han facilitat sempre l'accés al riu.

I si la fortuna m'ha deparat tantes i tantes coses, la mala fortuna, només m'ha deparat absències. A les ja esmentades familiars he de sumar-li la del meu amic José Timor. Llargues hores en el carrer Sant Joan d'Onda facilitaren el disposar d'unes xarxes excel·lents, que 14 anys després encara use. El seu ràpid i inesperat comiat ens privà de la seua companyia i d'unes insubstituïbles mans. Adéu, amic. També vull recordar en la llunyania la il·lusió que va posar en la part migratològica el darrer Director de l'Oficina d'Espècies Migradores del Ministeri de Medi Ambient, Fran Hernández Carrasquilla. Ni ell, lamentablement, podrà veure acabat el treball, ni nosaltres haver disposat de les esperades recuperacions húngares que estava tramitant-nos.

I per tot això que acabe de descriure, insistesc, em considero afortunat. I el moment m'obliga, a expressar-los als encara presents i als absents la meua gratitud en majúscules. GRÀCIES. Sense cap dubte que aquest treball també és part d'ells.

ÍNDICE

ÍNDICE.	10
----------------------	----

Páginas

INTRODUCCIÓN GENERAL.	17
------------------------------------	----

OBJETIVOS.

CAPÍTULO 1. ÁREA DE ESTUDIO.	25
---	----

A. UNA ZONA HÚMEDA LITORAL.

B. SITUACIÓN.

C. CLIMATOLOGÍA.

D. HIDROGEOLOGÍA.

E. VEGETACIÓN.

F. USO ANTRÓPICO.

G. PARQUE NATURAL.

CAPÍTULO 2. LA COMUNIDAD DE PASERIFORMES PALUSTRES NIDIFICANTES. COMPARACIÓN DE ZONAS HÚMEDAS MEDITERRÁNEAS.

INTRODUCCIÓN	45
---------------------------	----

A. MATERIAL Y MÉTODOS

1. Áreas de estudio.

1.1. P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castelló).

1.2. P. N. del Delta de l'Ebre (Tarragona).

1.3. P. N. l'Albufera (València).

1.4. P. N. del Fondó d'Elx (Alacant).

1.5. P. N. de S'Albufera (Mallorca).

2. Estima de la densidad de los passeriformes palustres nidificantes en

zonas del Prat.

3. Comparación de comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas mediterráneas.

B. RESULTADOS.

1. Referentes a la comunidad de passeriformes palustres en el Prat.
 - 1.1. Lavandera boyera (*Motacilla flava*).
 - 1.2. Buitrón (*Cisticola juncidis*).
 - 1.3. Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*).
 - 1.4. Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*).
 - 1.5. Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*).
 - 1.6. Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*).
 - 1.7. Zarcero común (*Hippolais polyglotta*) y Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*).
 - 1.8. Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*).
2. En cuanto a la comparación de comunidades de aves en zonas húmedas mediterráneas.
 - 2.1. Resultados de los censos.
 - 2.2. Ordenación de las especies en los dos primeros ejes del Análisis de Correspondencias.
 - 2.3. Ordenación de las localidades en los dos primeros ejes del Análisis de Correspondencias.

C. DISCUSIÓN.

1. Composición y estructura de los passeriformes palustres nidificantes más representativos en el Prat.
2. Composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en 5 humedales mediterráneos.

CAPÍTULO 3. TENDENCIA POBLACIONAL.	86
--	-----------

INTRODUCCIÓN.

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Generalidades.
 - 1.1. Transectos.
 - 1.2. Anillamiento.
2. Variables fenológicas y demográficas.
 - 2.1. Variables estimadas a partir de Transectos.
 - 2.1.1. Variación estacional de la densidad.
 - 2.1.2. Densidad media durante el periodo de cría.
 - 2.1.3. Densidad en invernada.
 - 2.2. Variables estimadas a partir de datos de anillamiento.
 - 2.2.1. Abundancia de adultos en época de cría.
 - 2.2.2. Abundancia de jóvenes y productividad.
 - 2.2.3. Fenología de reproducción.
 - 2.2.4. Dispersión de adultos.
 - 2.2.5. Abundancia durante la invernada.
3. Variables climáticas.

B. RESULTADOS.

1. A partir de datos de Transectos.
 - 1.1. Variación estacional de la densidad.
 - 1.2. Variación interanual de la densidad durante la cría.
 - 1.3. Densidad durante la invernada.
2. A partir de datos de anillamientos.
 - 2.1. Variación estacional de la abundancia.
 - 2.2. Variación interanual de la abundancia.
 - 2.2.1. En adultos.
 - 2.2.2. En Jóvenes. Productividad.
 - 2.3. Fenología de la reproducción.
 - 2.4. Dispersión de adultos.
 - 2.5. Abundancia durante la invernada.

3. Comparación transectos y anillamientos.
4. Correlación con variables climáticas.
 - 4.1. Resultados de los Transectos.
 - 4.1.1. Densidad media durante el periodo de cría.
 - 4.1.2. Densidad media durante la invernada.
 - 4.2. Resultados de los anillamientos.
 - 4.2.1. Índice de abundancia de adultos.
 - 4.2.2. Índice de abundancia de jóvenes y productividad.
 - 4.2.3. Fenología de reproducción.
 - 4.2.4. Dispersión de adultos.
 - 4.2.5. Abundancia durante la invernada.

C. DISCUSIÓN.

1. Evolución temporal de la densidad.
2. Patrón de variación estacional.
3. Reproducción.

CAPÍTULO 4. MIGRATOLOGÍA. 136

INTRODUCCIÓN.

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Fuentes de información.
2. Algunas consideraciones metodológicas previas.
3. Criterios para la clasificación de las recuperaciones.
 - 3.1. Clases de edad.
 - 3.2. Tipos de capturas.
4. Sobre orientaciones y distancias seguidas por las diferentes poblaciones.

B. RESULTADOS.

1. Los Carricerines reales austrohúngaros.

2. Los Carricerines reales franceses.
3. Los Carricerines reales ibéricos.
 - 3.1. Prat Cabanes/Torreblanca-Delta de l'Ebre.
 - 3.2. Prat Cabanes/Torreblanca-Goles del Millars.
 - 3.3. Prat Cabanes/Torreblanca-Marjal del Moro/Albufera.
 - 3.4. Prat Cabanes/Torreblanca-Otras localidades.
 - 3.5. Movimientos entre localidades diferentes al Prat.
 - 3.5.1. Recuperaciones primarias.
 - 3.5.2. Recuperaciones secundarias.
4. Caracterización migratológica de los Carricerines reales nativos del Prat.
 - 4.1. En el caso de los adultos nativos.
 - 4.2. En el caso de los jóvenes nativos.
 - 4.3. Efecto de la edad, la orientación y el sexo sobre el comportamiento migratorio.
 - 4.3.1. Según la edad de recuperación.
 - 4.3.2. Según la localidad de recuperación.
 - 4.3.3. Según el sexo.
5. Los Carricerines reales insulares. Mallorca, Menorca y Eivissa.

C. DISCUSIÓN.

1. Comparación de las poblaciones de Austria y Francia.
2. Los Carricerines reales Ibéricos.
3. Caracterización de los Carricerines reales del Prat.
4. Carricerines reales mallorquines.

CAPÍTULO 5. BIOMETRÍA. 181

INTRODUCCIÓN.

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Para la caracterización biométrica de los Carricerines reales del Prat.

2. Para el análisis del cambio biométrico con la edad.
3. Para la comparación biométrica entre poblaciones nidificantes.
4. Para la comparación biométrica entre poblaciones invernantes.

B. RESULTADOS.

1. Caracterización biométrica de los Carricerines reales del Prat.
2. Cambios biométricos de los individuos con la edad.
 - 2.1. Ala máxima.
 - 2.2. P3.
 - 2.3. Peso.
3. Correlación entre la longitud del ala de joven y de adulto.
4. Relación entre la biometría de jóvenes y fecha de anillamiento.
5. Comparación biométrica entre poblaciones nidificantes ibéricas.
 - 5.1. Prat, Fondó, Catalanes (Delta Ebre y Aiguamolls Empordà).
 - 5.2. Prat-Fondó.
6. Comparación biométrica entre poblaciones invernantes.
 - 6.1. Prat-Fondó-Delta.
 - 6.2. Individuos franceses recuperados en Delta de l'Ebre y Prat.
 - 6.3. Comparación de la forma del ala entre invernantes franceses y los nativos del Prat.
 - 6.3.1. Análisis del contorno alar.
 - 6.3.2. Análisis multivariante del contorno del ala.
 - 6.3.3. Clasificación en poblaciones en función de las medidas de las plumas.
7. Aplicación de la biometría al análisis de las tendencias poblacionales y fenología migratoria del Carricerín real.
 - 7.1. Clasificación de los Carricerines reales en poblaciones.
 - 7.2. Fenología de invernantes.

C. DISCUSIÓN.

1. Biometría de la población de Carricerín real del Prat en comparación con otras poblaciones europeas.

2. Cambios biométricos con la edad.
3. Biometría de las poblaciones de invernantes.
4. Implicaciones de la biometría en las tendencias poblacionales y la migratología del Carricerín real.

CAPÍTULO 6. SUPERVIVENCIA.	225
---	-----

INTRODUCCIÓN.

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Selección de individuos a analizar.
2. Ajuste de modelos

B. RESULTADOS.

1. Anillados como adultos.
2. Diferencias entre sexos.
3. Supervivencia de los jóvenes durante el primer año de vida.
4. Proporción de transeúntes en la población.

C. DISCUSIÓN.

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES GENERALES.	259
--	-----

CAPÍTULO 8. BIBLIOGRAFÍA.	268
--	-----

INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCIÓN GENERAL.

Las zonas húmedas cumplen funciones ecológicas fundamentales como reguladores de los regímenes hidrológicos y como hábitat de una muy rica biodiversidad (Ramsar, 1971). Terrenos pantanosos, marismas, turberas, estuarios, bahías, mares interiores, albuferas, charcos, ríos, lagos, pantanos... albergan importantes comunidades de aves palustres que gozan de una amplia representación geográfica a pesar de la drástica reducción sufrida en estas áreas en los últimos 200 años. Las respuestas a muchos de los interrogantes que suscita en ellos la ornitología acaban mostrando cómo es y en qué condiciones se encuentra el ecosistema en que viven. Las aves, como bioindicadores que son, informan del estado de salud de las zonas donde habitan y de la evolución de los ecosistemas.

Tanto en España como en el resto de Europa continúan siendo escasas las investigaciones sobre aves en estas zonas (Martínez-Vilalta et al.1998). Las dificultades metodológicas, considerada la necesidad de disponer de protocolos estandarizados durante series consecutivas de años (Baillie et al, 1986; Baillie, 1995; Pinilla,1997; GCA, 2001), limitan en mucho su profusión. No obstante, últimamente se están incrementando ya que coinciden, por una parte, el impulso conservacionista que encuentra en el esfuerzo constante una buena herramienta para diagnosticar el estado y evolución de las poblaciones (Baillie et al, 1986), y por otra, la mayor disposición de programas informáticos para el procesamiento y manejo de datos de campo (Castany y López, 1992) y la necesidad administrativa de disponer de argumentos que justifiquen la conservación de espacios y especies. De hecho, la consideración mundial de dichos espacios en la Conferencia Internacional sobre la Conservación de las Zonas Húmedas en Ramsar (Irán) de 1971 (BOE 1990) y en la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza de 1973 (IGME, 1988) es relativamente reciente. En este contexto, el estudio que aquí se presenta sobre el Carricerín real en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca, iniciado en 1990, se suma a los ya existentes en este tipo de áreas.

El P.N. del Prat de Cabanes i de Torreblanca constituye un espacio natural muy singular en la Comunidad Valenciana. Ocupa un total de 917 hectáreas y representa más del 80% de

las zonas húmedas que hay en tierras castellonenses, siendo, sin duda y con diferencia, el más significativo de todo su litoral.

Su idiosincrasia en cuanto a situación geográfica, climatología, hidrogeología, vegetación y usos antrópicos hacen de este espacio una área habitable para peces, anfibios, reptiles invertebrados... que vienen a sumarse a las especies de diferentes órdenes de aves presentes en el Prat algunas de las cuáles tienen en el área importantes poblaciones reproductoras. Es el caso de la Canastera (*Glareola pratincola*) y del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) cuyas colonias nidificantes son de las mayores de todo el litoral mediterráneo ibérico. También es de significar, como más representativos, la nidificación en la zona de Pato colorado (*Netta rufina*), Ánade real (*Anas platyrhynchos*), Rascón (*Rallus aquaticus*), Zampullín chico (*Tachybaptus ruficollis*), Gallineta de agua (*Gallinula chloropus*), Focha común (*Fulica atra*), Cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), Avetorillo (*Xobrychus minutus*) y, un todavía reducidísimo número de parejas de Calamón (*Porphyrio porphyrio*), Charrancito (*Sterna albifrons*), Garza imperial (*Ardea purpurea*) y casi anecdóticamente, Aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) (Ros, G. com. pers.).

Y sumado a toda esta lista de especies, está también el grupo de passeriformes palustres, que establecen en el Prat sus áreas de cría o de invernada. Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*), Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*), Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*), Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*), Buitrón (*Cisticola juncidis*), Lavandera boyera (*Motacilla flava*), Pájaro moscón (*Remiz pendulinus*), Ruiseñor bastardo (*Cettia cetti*) ... De entre ellos, el Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) se ha convertido en el objetivo prioritario de este estudio.

Distribución.

Las citas referentes a la distribución de Carricerín real las encontramos en publicaciones tipo atlas (Glutz, 1991; Cramm, 1992; Rocamora y Yeatman-Berthelot, 1999; Purroy, 1997; SEOBirdLife, 2003). En éstas se señala que la especie presenta una distribución Turquestano-mediterránea que concentra la mayor parte de sus poblaciones de forma

discontinua en lagunas litorales, marjales costeras, deltas de ríos en el sur de Europa (especialmente el Don, Volga y Danubio), algunos lagos centroeuropeos y alrededor del mar Caspio. Así mismo, se señala la existencia de dos razas: *A. m. melanopogon*, ubicada en Europa y *A. m. mimica* que ocupa el SE de Rusia, Asia central, E de Turquía, Cáucaso y Oriente Medio.

La especie tiene una distribución irregular en algunas islas mediterráneas. Está presente durante todo el año en las Islas Baleares. En concreto, en el P.N. de S'Albufera (Mallorca) (Cramp, 1992; Taylor, 1994; Castany y López 1996; Vicens y Mayol, 1995) está emplazada la mayor población española en un solo humedal. En 1984 se confirmó su reproducción en Menorca, para la que no existían datos anteriores a 1980 (Ferrer *et al.* 1986). Cría e inverte también en Córcega (Rocamora y Yeatman-Berthelot, 1999) y se la cita en Cerdeña, Sicilia y Creta inverando en pequeñas cantidades y en Malta y Chipre durante los pasos (Cramp, 1992).

En la Península Ibérica se distribuye de forma discontinua a lo largo de la franja costera Mediterránea desde Gerona hasta el sur de Alicante (Castany y López, 1997; 2003). En esta zona está representado por pocas decenas de parejas en la mayoría de humedales, excepto en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca, que incluye su principal población peninsular. No existen datos de reproducción al sur de Alicante y las observaciones son muy escasas en el litoral andaluz. Su distribución en humedales interiores distingue un núcleo que se distribuye por el valle del Ebro, en pequeñas lagunas de todas las provincias aragonesas y alguna de Navarra, y en la confluencia de los ríos Cinca y Segre, entre Huesca y Lérida, aunque su reproducción en estas lagunas no ha sido confirmada. Y otro en diversas lagunas de Castilla La Mancha (SEOBirdLife, 1996).

Población y tendencias en España.

La falta de antecedentes en cuanto a seguimiento global de la población dificulta la evaluación de su tendencia en toda España, aunque existen datos para algunos humedales concretos. La estimación más reciente de la población nidificante de Carricerín Real en

España se muestra en la Tabla 1 y corresponde al nuevo Atlas de Aves de España (SEO/BirdLife, 2003).

Tabla 1. *Número de parejas de Carricerín Real estimadas en cada comunidad autónoma a partir de las estimas publicadas para humedales concretos y los datos del nuevo atlas de aves nidificantes.*

Comunidad Autónoma	Principios 90	Actualmente
Aragón	0-23	3-27
Baleares	1063-2136	1063-2136
Castilla-La Mancha	44-61	18-36
Catalunya	120-146	107-133
Comunitat Valenciana	595-836	344-506
Extremadura	?	6-9
Navarra	?	0-4
Total	1822-3202	1541-2852

Estos resultados muestran una disminución algo superior al 10% en la población ibérica de Carricerín Real en la última década siendo mucho mayor (50%) si se consideran tan solo zonas que presentan datos separados por varios años (Aigüamolls de l'Empordà, Laguna de El Masegar y Prat de Cabanes-Torreblanca). En Baleares, parece ser que en S'Albufera ha disminuido en las zonas con ganado y ha aumentado en las zonas de frontera (Cris, 1997).

En cuanto a invernada, el anillamiento ha permitido comprobar que el litoral mediterráneo de la Península alberga Carricerines reales procedentes de Francia.

En cualquier caso, el seguimiento más completo de la especie ha tenido lugar en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y constituye el núcleo de esta Tesis Doctoral.

Ecología.

El Carricerín Real es el único *Acrocephalus* europeo que se puede considerar un migrador parcial, y que realiza movimientos de corta distancia, especialmente las poblaciones

ibéricas. Su estación de cría comienza mas pronto que en las otras especies de su género, pues en algunos años se detectan hembras con placa incubadora ya en marzo en el Prat de Cabanes-Torreblanca, (Castany y López obs. per.). Es una especie más selectiva, en cuanto al hábitat de nidificación, que las otras congéneres con las que suele coexistir (*A. scirpaceus* y *A. arundinaceus*) ocupando zonas con vegetación palustre próximas a superficies de agua libre y de calidad (surgencias entre carrizales -"ullals"-, pequeñas islas de carrizo, canales de antiguos campos de arroz...). Posiblemente esta selección del hábitat de cría esté condicionada por su costumbre de capturar insectos cerca de la superficie del agua (Bibby 1982). Tiende a evitar grandes extensiones de carrizales monoespecíficos, siendo más abundante cuando éstos coexisten con otras especies, como juncos (*Juncus* sp., *Scirpus* sp.), enea o masiega (Castany y López, 2003). Para la ecología reproductora de la especie le resulta imprescindible el encharcamiento del área, pudiendo abandonar prematuramente las áreas de cría si el carrizal se deseca. Construye el nido en los entramados de tallos muertos y rotos del carrizo, por lo que se ha sugerido que resulta más abundante en carrizales que no han sufrido alteraciones recientes (Taylor 1993).

Amenazas.

Su ecología y biología la hacen especialmente sensible a las alteraciones del régimen hídrico de los humedales. Dichas alteraciones las causan las prolongadas sequías que se dan en toda el área litoral de distribución de la especie y la sobreexplotación de acuíferos. Esta última la provocan básicamente las transformaciones desproporcionadas de campos de secano en campos de regadío y los requerimientos de agua que demandan los complejos turísticos que se ubican en el litoral. En otro sentido, hay evidencias de que un descenso de la calidad del agua, por ejemplo a través de su eutrofización, también afecta negativamente a la especie.

Siendo un ave especialmente exigente en cuanto a las características del hábitat de cría, las alteraciones que afectan a sus áreas preferentes, pueden tener un efecto negativo desproporcionado sobre su población. Frecuentemente dichas alteraciones no proceden de causas naturales. Unas veces se eliminan sin más sus hábitats de cría, otras es la quema

incontrolada que afecta directamente al carrizal cuyos tallos viejos los necesita para la ubicación del nido (Taylor, 1994), otras es el acceso del ganado vacuno a los carrizales ...

Objetivos.

Plantear estudiar una dinámica poblacional en aves es un objetivo complejo al tiempo que abordable desde diferentes ámbitos. Los primeros contactos con el Carricerín real los tuvimos durante la época de cría del año 1990. Tras el 1991 en que las visitas fueron mensuales, se decidió en la primavera de 1992 dedicar un esfuerzo semanal. Y en el 1993 doblarlo a dos estaciones (CIBIMA y Sèquia Vella). 5 años después (1994), se intuyó lo que podrían dar de sí otras tantas temporadas de visitas al Prat anillando y realizando transectos. ¿Cuántas?. Hoy, acabada la temporada de cría del 2003, tras 14 años de Esfuerzo Constante, leo la respuesta que da David Lack a una pregunta que le formulan a acerca de los herrerillos en Wytham Woods: "*Ars longa, vita brevis. Una vida transcurre en un tiempo muy breve ... No puedo responder a esa pregunta porque sólo tengo diecisiete años de datos*" (Weiner, 2002). Algunas de las hipótesis pensadas sobre el Carricerín real podrían haber quedado sin respuesta por el mismo motivo.

No obstante, el intervalo temporal invertido ha aportado un sustancial volumen de datos de campo. Una selección de los que se ha considerado más interesantes y adecuados han acabado conformando los capítulos que a continuación se resumen.

El Capítulo 2 estudia la comunidad de passeriformes palustres que comparten el hábitat del Prat con el Carricerín real y hace una comparación descriptiva de la composición y estructura de comunidades de passeriformes palustres nidificantes en cinco zonas húmedas del Mediterráneo en donde está presente la especie.

El Capítulo 3 explora aspectos referentes a la tendencia poblacional de la especie. Esto es, cómo ha variado estacional e interanualmente la abundancia de jóvenes y adultos, machos y hembras a lo largo del período de estudio, la fenología de la reproducción, la dispersión de adultos y la abundancia durante la invernada. El último apartado incluye un análisis

preliminar de las influencias que podrían ejercer sobre éstas variables factores climáticos como la lluvia y la temperatura.

El Capítulo 4, centrado en la migratología, pretende aportar nuevos datos sobre las estrategias migratorias que presentan las diferentes poblaciones de Carricerín real europeas más occidentales, revisando su distribución geográfica y la fenología de sus movimientos.

En el Capítulo 5 se analiza la biometría. Se caracteriza biométricamente la población de Carricerín real del Prat por sexos y edades. Se comparan biométricamente las poblaciones del Delta de l'Ebre (Tarragona), Prat (Castelló) y Fondó d'Elx (Alacant). Y, al efecto de explorar posibilidades para la identificación de invernantes, se analiza diferencias en contorno alar y pluma a pluma entre la población de la Camarga y la del Prat.

El Capítulo 6 se centra en el estudio de la supervivencia. Se estiman las tasas de supervivencia del Carricerín real en el Prat y se analiza si existen diferencias entre sexos y clases de edad. También se pretende detectar si existe alguna relación entre la supervivencia y las variables ambientales.

Y, finalmente el Capítulo 7 resume las conclusiones más importantes obtenidas en la investigación.

CAPÍTULO 1

ÁREA DE ESTUDIO

A. UNA ZONA HÚMEDA LITORAL.

Cuando genéricamente se habla de “*zonas húmedas litorales*” se hace para determinar desde la teoría unos espacios en los que se dan, como es el caso del P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca, una serie de circunstancias naturales que los caracterizan: son tierras inundadas o encharcadas de manera natural o artificial, con carácter temporal o permanente, con aguas estancadas o corrientes que pueden ser dulces, saladas o salobres. Así, terrenos pantanosos, marismas, turberas, estuarios, bahías, mares interiores, albuferas, charcos, ríos, lagos y pantanos se incluyen en las diferentes posibilidades que ofrecen estas combinaciones, definidas mundialmente en la Conferencia Internacional sobre la Conservación de las Zonas Húmedas en Ramsar (Irán) de 1.971 (BOE 1990) y en la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza de 1.973 (IGME, 1988).

Si popularmente las zonas húmedas presentan una apariencia semejante, a nivel científico, se dan una serie de factores que hacen que no existan dos iguales. Así el Prat, comparado con los espacios húmedos más representativos del Mediterráneo ibérico e insular, es, por una parte, muy diferente (Abad, 1993) en cuanto a carácter y diversidad de la vegetación, influencia de la climatología, hidrografía y edafología, carácter de los sedimentos (orgánicos e inorgánicos), organismos y el substrato, topografía, régimen de mareas, energía de las corrientes y estabilidad tectónica del área costera. Y, por otra, comparte factores que les son comunes y que también influyen sobre la ecología de este espacio. (1) Son ecosistemas fluctuantes y muy dinámicos debido, entre otras cosas, a los efectos constantes de las corrientes fluviales y marinas y a la misma acción del viento. (2) En ellos se alternan ciclos redox –de reducción-oxidación– debido a las fluctuaciones del nivel de las aguas (Abad, 1993). (3) Su elevada productividad vegetal hace que año tras año, especies vegetales de temporada crezcan donde estaban las viejas, pasando éstas a configurar una red filamentosa compleja que acaba sedimentando debajo del agua y conformando el terreno turboso que los caracteriza (Molina et al., 2000). (4) Presentan índices de salinidad muy variables provocados por la afluencia de mareas o de intrusiones marinas que producen intercambio de aguas con diferentes índices de salinidad (Ferrer et al, 1996). Por ello en tiempo de fuertes sequías, estos fenómenos se acentúan debido al uso agrícola que se hace de las aguas subterráneas de estos acuíferos. (5) Son áreas de cría para

muchas especies animales. Anfibios, reptiles, mamíferos, peces, insectos ... y aves de diferentes órdenes habitan estos fluctuantes espacios, quedando sometidos al devenir complejo que puede dar cualquiera de las innumerables combinaciones que en ellos ocurran. (6) Y su futuro más inmediato depende de las intervenciones antrópicas: instalación de escolleras, cordones marinos, colmataciones artificiales, explotaciones hidrológicas y de turba, depuración de aguas, agricultura y ganadería, extracción de áridos, vertidos, urbanismo, caza y pesca ...

B. SITUACIÓN.

Geográficamente a lo largo del litoral castellonense, en dirección S hasta llegar a Almenara, se suceden una serie de restingas y albuferas que mantienen un origen común.

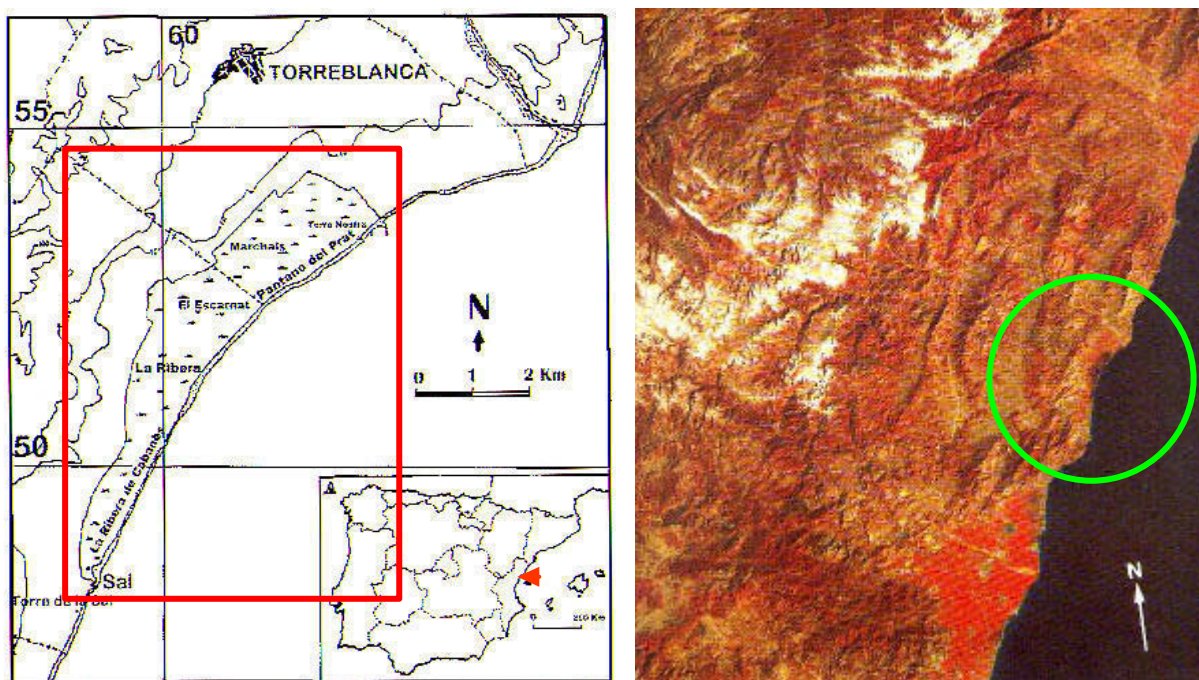


Figura 1. Situación del área estudiada. Foto aérea de la zona.

Las desembocaduras fluviales de los barrancos y ramblas arrastran material hasta el mar y cuando estos aluviones y avenidas le llegan, la dinámica marina se encarga de esparcerlos en forma de flecha configurando cordones litorales que en el tiempo aislan los espacios

acuáticos de origen continental o marino colmatándolos progresivamente (Quereda, 1985). Y como ocurre con otras albuferas del norte valenciano, éstas se ubican invariablemente a los pies de las montañas costeras (Mateu, 1982).

El Parc Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca, objeto escenario de esta investigación, se sitúa en la comarca de la Plana Alta del País Valencià (Fig.1) entre las coordenadas 40° 16'N y 40° 00'S. Se trata de una franja situada entre las sierras litorales y el mar que se extiende desde el término de Torreblanca al N, con una anchura máxima de 2 km., hasta el término de Orpesa del Mar al S donde las alineaciones cretácicas de la sierra que llega al mar no le permiten más de 300 m de anchura (Quereda, 1975). Actualmente, el espacio propiamente húmedo, queda limitado al W por la vía del tren y por la carretera N-340 y al E por una barrera dunar, en su mayor parte de gravas, que la separan y aislan del mar.

Dos sierras altas cuyas estribaciones llegan hasta el mismo mar, la de Irta al N y la del Desert de les Palmes al S, han configurado una serie de relieves ruiniformes en forma de playas de gravas debido a la acción de las mareas (Quereda, 1985) que únicamente se rompen cuando se construyen espigones para la formación de playas de arena con un interés turístico. Un litoral de restinga-albufera se extiende a lo largo de 20 km que separan el Capicorb –desembocadura del Riu de les Coves-- del acantilado de Orpesa (Sancho y Chuvieco, 1986).

La desembocadura del Riu de les Coves y la del Barranc de Xinxilla nunca pueden, pues, acabar formando deltas. Cualquier intento es desmantelado por las corrientes de deriva marinas que se producen paralelas a la costa en dirección NE-SW. El fenómeno, sin embargo, ha propiciado la configuración de la mencionada playa de cantos rodados que se ha formado justamente al S de las correspondientes desembocaduras de estos barrancos. El Riu de les Coves o de Sant Miquel, de una longitud de unos 40 km, recoge las aguas de este corredor central desde las montañas de Catí, donde recibe el nombre de Barranc de la Valltorta, hasta la desembocadura en Capicorb. La mayor parte del año permanece seco. El agua tan sólo circula, como en el resto de ramblas de este litoral mediterráneo, coincidiendo con los periodos de máxima pluviosidad (Sancho, 1982).

C. CLIMATOLOGÍA.

Los factores meteorológicos son muy importantes no sólo por el hecho de marcar importantes diferencias entre zonas sino también porque permiten interpretar muchos de los fenómenos que ocurren en el campo de la ornitología (Bernis, 1996). Movimientos de aves, áreas de nidificación, invernada ... están directa o indirectamente relacionados con el complejo mundo de la climatología. Los datos de precipitación se han obtenido en la estación más cercana al área de estudio que es Torreblanca. Los relativos a temperatura corresponden a la estación de Benicarló, la más cercana al área de estudio, debido a una falta de registros durante algunos años en la primera. La temperatura media anual es de 16.7°C. Julio y agosto son los meses más cálidos con una media de 23.8°C y enero el más frío con una media de 9.6°C. El denominador común es la constatación de la calidez del clima. En lo que respecta a las precipitaciones, de forma genérica, los respectivos valores cerca del área Mediterránea, están caracterizados por la carestía y la irregularidad. De hecho, la precipitación media anual registrada para el período 1941-1974 es de 416 mm distribuidos desigualmente a lo largo del año, con dos máximos en otoño y primavera y un mínimo muy acusado en verano. El Prat debido a la geomorfología de la plana costera y a su situación geográfica, próxima al mar y entre sierras montañosas, presenta un bioclima singular que se incluye en el piso bioclimático termomediterráneo con ombroclima seco – subhúmedo en verano (Boira, 1988).

Los datos de pluviometría y temperatura se han agrupado en forma de climograma (Fig. 2). Lo ocurrido, climatológicamente hablando, en el periodo de estudio considerado (1990-2002) permite hacernos una idea al respecto de lo que ha podido ocurrir en este espacio hasta ahora y lo que puede ocurrir en un futuro. Durante este periodo (Fig. 3) son de remarcar la fuerte sequía entre 1993 y 1996, 3 intrusiones marinas (1997, 2001 y 2002) y 2 primaveras con fuertes lluvias (2002 y 2003).

Se ha observado que cuando faltan estas lluvias invernales, la desecación que se produce de manera natural todos los veranos entre julio y agosto se acelera y se avanza de mayo a junio, afectando la nidificación de muchas especies de aves que por razones de su biología se ven obligadas sin más a abandonar el área de cría. Esta falta de agua se produce también

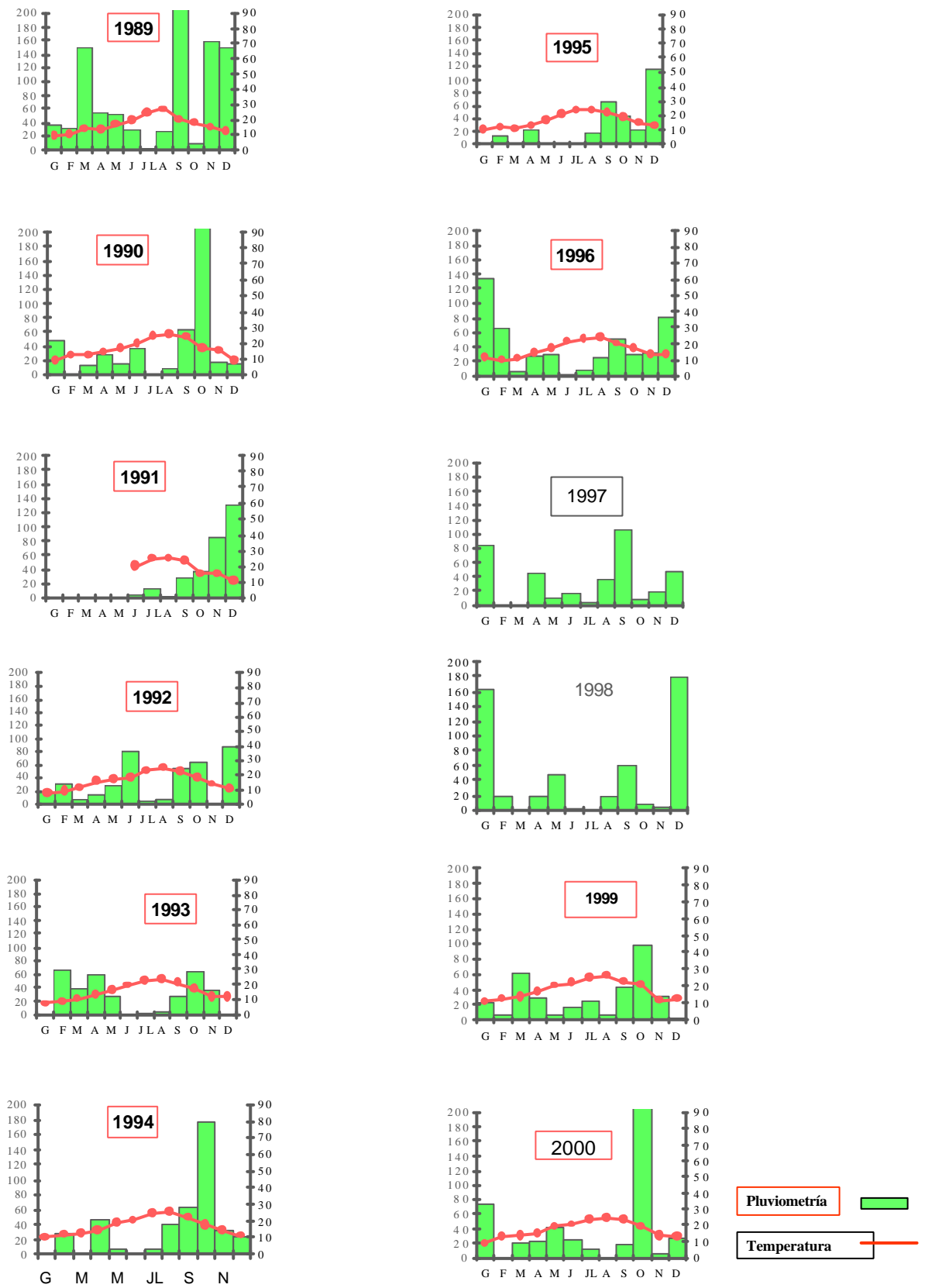


Figura 2. Climogramas correspondientes al período 1989-2000

debido a las necesidades que de ella tienen los cultivos de regadío que dependen del Prat y de su respectivo acuífero.

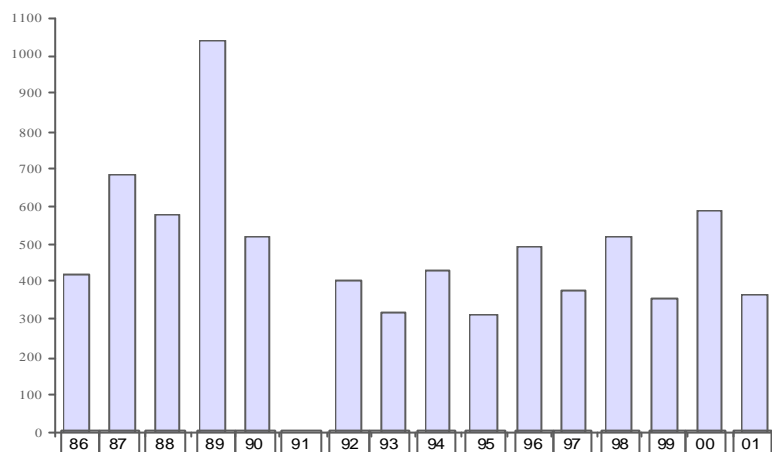


Figura 3. *Precipitación anual de enero a diciembre*

El clima será un argumento importante para hipotetizar sobre las posibles causas que tienen las fluctuaciones fenológicas de aves en el Prat tanto durante la época de cría como en invernada. En este sentido la Figura 4 muestra las precipitaciones para el periodo noviembre febrero por considerarlos importantes a tal efecto.

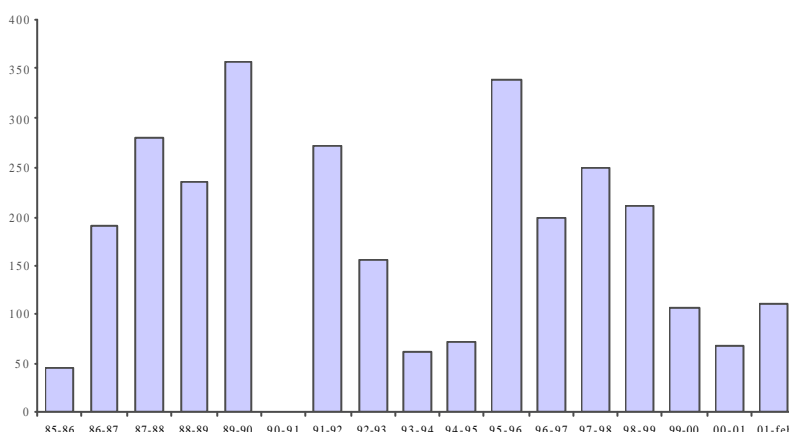


Figura 4. *Precipitación anual de noviembre a febrero*

A lo largo de las tres últimas décadas se han producido una serie de fenómenos socioeconómicos que han propiciado un aumento claro del número de hectáreas dedicadas básicamente al cultivo de cítricos en toda el área de influencia (Fig. 5). Ésta incluye los términos municipales de Torreblanca, Orpesa, Cabanes, Vall d'Alba, Vilanova d'Alcolea, Tirig, Benlloch, Les Coves de Vinromà, Alcalà de Xivert, Albocàsser, Torrendomenech, Salsadella y Catí. Cuando hay un año seco, hay más demanda de agua de riego, con lo cual la aceleración de la desecación también se incrementa.

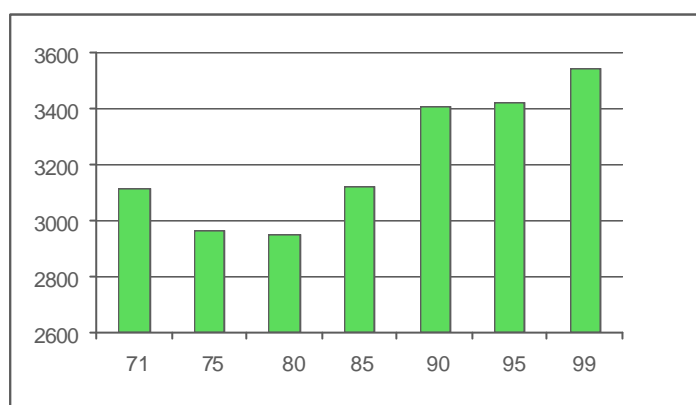


Figura 5. Evolución de las hectáreas de regadío en el área de influencia del Prat de Cabanes-Torreblanca. Datos facilitados por la Conselleria d'Agricultura de la Generalitat Valenciana.

Y paralelamente a los efectos climáticos también es necesario referir algunas de las actuaciones propiciadas por la administración de Medio Ambiente que de forma directa o indirecta influyen en este proceso. En concreto, en el año 1995 se tomó la decisión de drenar las conducciones más importantes del paraje. La consecuencia inmediata de esta actuación fue la rapidez con la que desde entonces se evacuó y continua evacuándose aún actualmente (2003) el agua del paraje. Un drenaje con compuertas hubiera podido ser un mal menor. El resultado de esta intervención, ha repercutido de diferente manera en muchas aves.

Además de estos factores, las precipitaciones que se producen en el área de influencia son muy importantes. De éstas y de su correspondiente temporalidad dependerá, de alguna manera, la determinación de las zonas inundadas, secas o semisecas. Es este uno de los factores que diferencia el Prat de otros parajes del Mediterráneo también estudiados.

D. HIDROGEOLOGÍA.

El Prat de Cabanes-Torreblanca pertenece, hidrogeológicamente, al subsistema Plana d'Orpesa-Torreblanca, que a su vez forma parte del sistema acuífero de Javalambre-Maestrat (Figs. 6-7).

1. El sistema JAVALAMBRE-MAESTRAT ocupa una superficie de 11.500 km². Incluye buena parte de la provincia de Teruel y el S de la de Tarragona. Limita al N con el río Guadalope y los puertos de Morella-Beceite, al W con las fosas de los ríos Túrria i Alfambra, al S con el río Mijares y la Plana de Castelló y al E con el Mediterráneo (Fig. 6). El sistema incluye los subsistemas correspondientes a la Plana de Vinaròs-Peñíscola, el del Maestrat, Mosqueruela, Javalambre y el de la Plana d'Orpesa-Torreblanca, que nos ocupa.

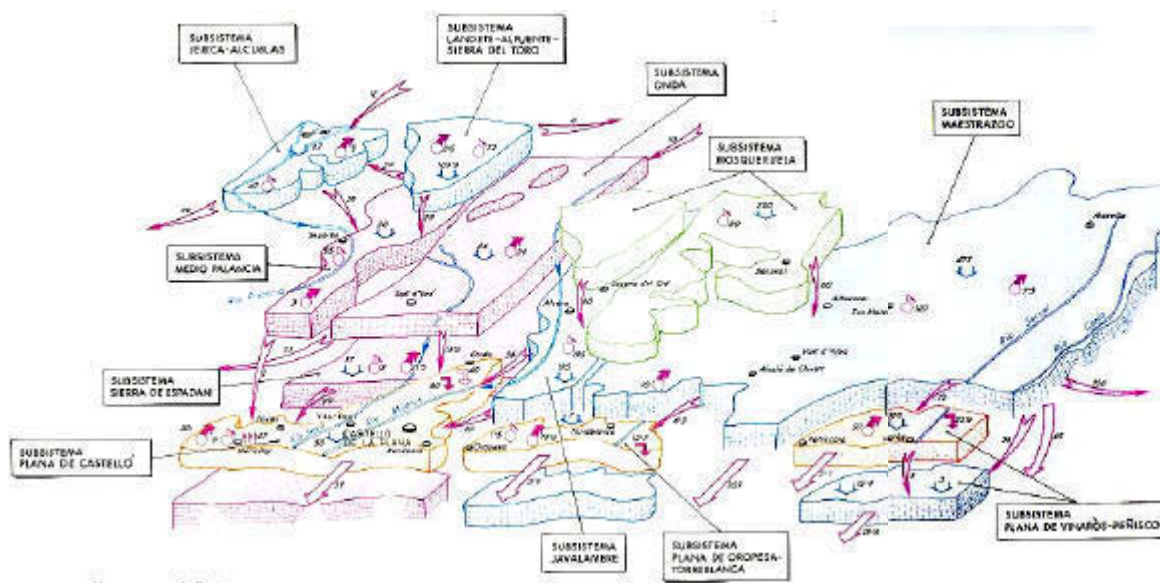


Figura 6. Esquema de funcionamiento de los subsistemas presentes en la provincia de Castellón.

Se nutre, básicamente, por la infiltración de aguas de lluvia y se descarga por emergencias, salidas al mar y bombeos. El resumen (Atlas Hidrológico, 1987) de proporciones de esta dinámica se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Dinámica de carga y descarga del sistema Javalambre-Maestrat

	Carga	hm ³ /año Descarga	%
Infiltración lluvia	892		
Emergencias manantiales y ríos		386	43%
Salidas laterales a otros sistemas		180	20%
Salidas al mar		269	30%
Bombeos planas		63	7%
TOTAL	892	898	

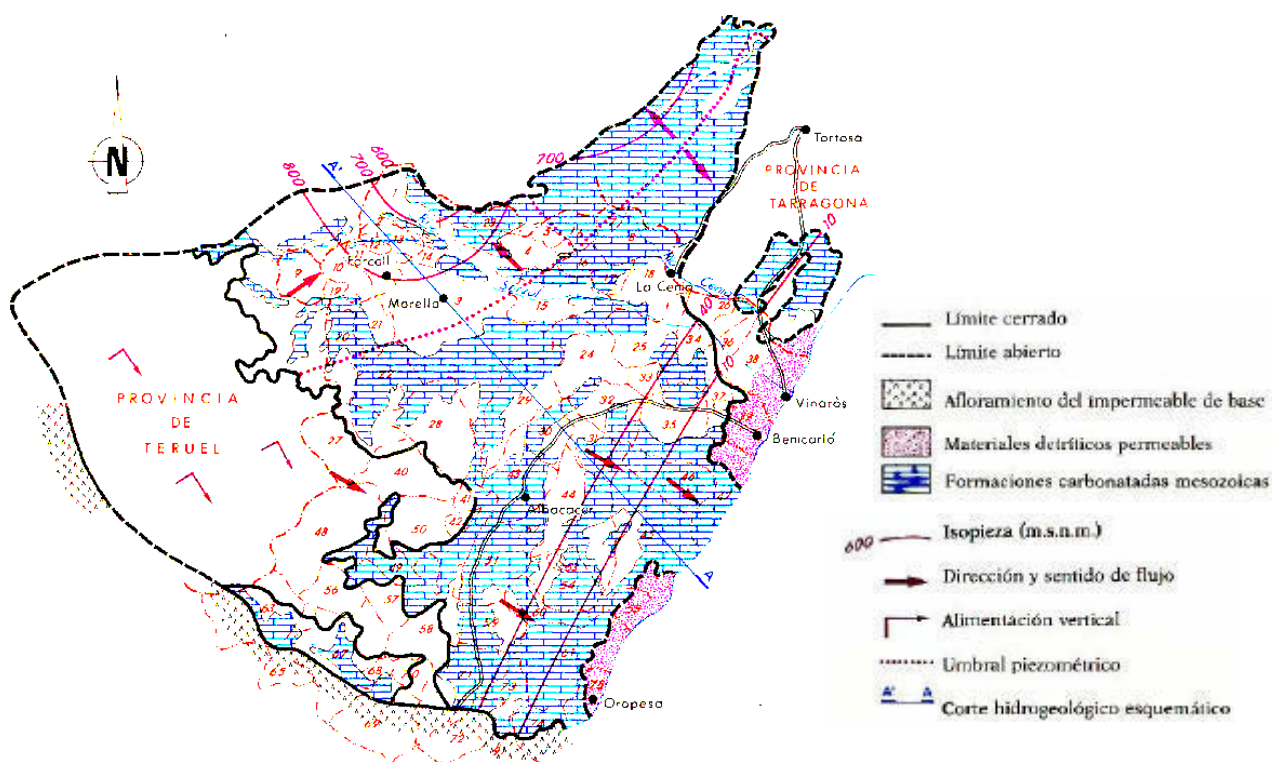


Figura 7. Subsistema del Maestrat

2. El subsistema d'ORPESA-TORREBLANCA, situado en la Plana de su mismo nombre, ocupa una superficie de 90 km² (Fig.8). Litológicamente lo componen conglomerados intercalados con gravas, arenas, limos y arcillas, pertenecientes al período Cuaternario. Éstos aparecen recubiertos por conos de deyección, coluviones, eluviones, dunas costeras, depósitos de marjal y turberas. La impermeabilidad es debida a margas y arcillas del

Mioceno. El acuífero limita septentrionalmente con las calcáreas de la Serra d'Irta; por la parte occidental con una línea de calcáreas masivas; por la meridional con los afloramientos, también calcáreos, del acuífero de la Mesozoica Serra d'Orpesa y finalmente por la parte oriental con el Mediterráneo (Sanfeliu, 1985; Atlas hidrogeológico de la provincia de Castellón, 1987).

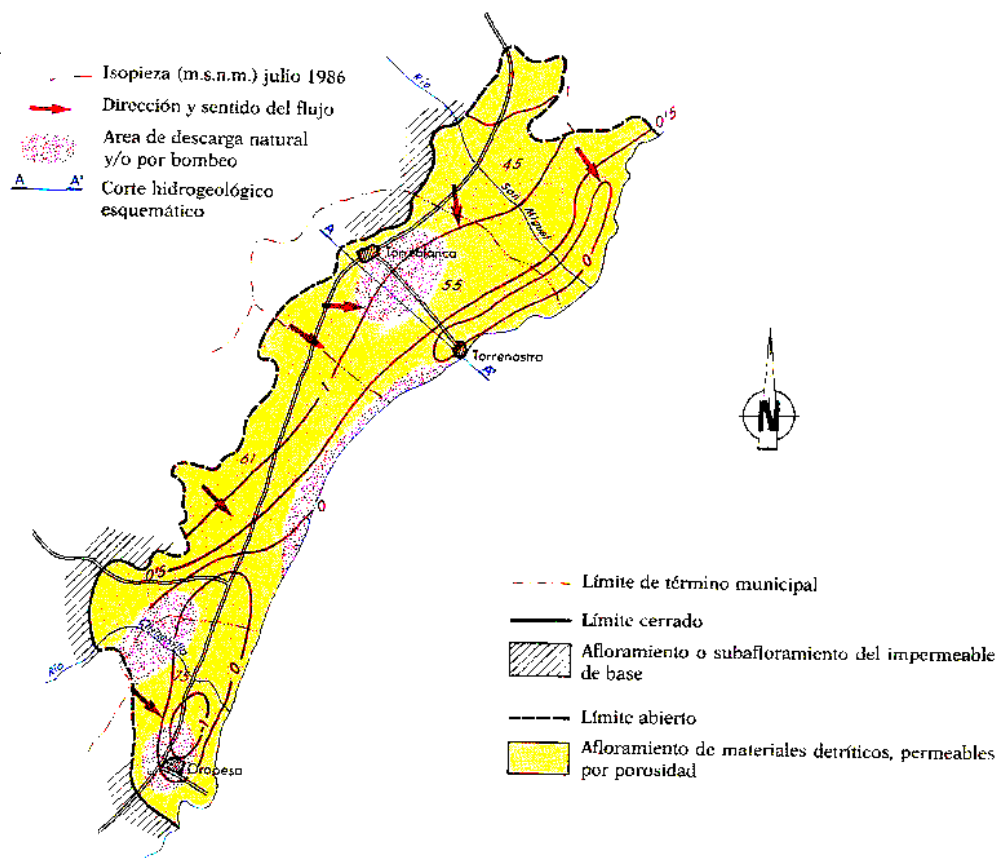


Figura 8. *Subsistema d'Orpesa-Torreblanca*

Estas hipótesis sobre el origen de este espacio son generalizables para el resto de marjales y albuferas castellonenses. No obstante Quereda (1975) sugiere una hipótesis que presupone para este espacio, un hundimiento general entre el Pleistoceno y el Holoceno del que todavía quedan, como restos significativos, pequeñas porciones de playa fósil a lo largo de la playa de Torre la Sal.

El Prat se nutre, en una estimación realizada para el período 1.948-1983, en 24 hm³/año, de los cuáles 4,3 hm³/año provienen de la aportación lateral de los acuíferos cácaros laterales, 12,7 hm³/año de la infiltración de los excedentes de riego y 7 hm³/año de la infiltración directa de agua de lluvia. Y las fuentes de descarga, para el mismo período, se valoran en 24 hm³/año que se reparten entre 18,6 hm³/año procedentes de bombeos brutos, 1,5 hm³/año de emergencias por “ullals” y 3,9 hm³/año de salidas al mar. Estas últimas, canalizadas por acequias, son básicamente tres: la Gola del Trenc al N, la Sèquia Vella al centro y la Gola de Torre la Sal al S. El caudal de estas acequias oscila entre los 120 y los 430 l/s aunque en períodos de sequía disminuye ostensiblemente (Quereda, 1985). No obstante, esta estimación no incluye uno de los mecanismos más importantes, aunque no ponderado, que es el de la evapotranspiración para la cuál no se ha realizado ninguna medición.

Entre finales de primavera, principios de verano, y siempre en función de las últimas lluvias, desaparece la capa de agua de la práctica totalidad del Prat. Mención especial merece el fenómeno de las intrusiones marinas. Una intrusión marina es un proceso de invasión de agua de mar sobre aguas dulces en los acuíferos litorales. Se caracteriza por un movimiento permanente o temporal de agua salada tierra adentro, que desplaza el agua dulce y origina un aumento del contenido en sales (Abad, 1993). Se genera, entonces, una zona de mezcla denominada “interfase”, zona de difusión o de transición, que fluctúa en función del flujo de agua dulce, de la permeabilidad y heterogeneidad de las diferentes densidades y de las mareas influyendo directamente sobre la vegetación y la agricultura.

E. VEGETACIÓN.

Dejando a parte la combinación de factores que han separado esta antigua albufera, denominada toponímicamente d'Albalat dels Ànecs, del mar, se ha producido una serie de sucesiones posteriores que se concretan en una colonización vegetal y en una progresiva colmatación de la marjal que provocan al mismo tiempo la elevación de los fondos lacustres y la formación de suelos turbosos sobre los que descansan las actuales formaciones vegetales que componen la pradería litoral (Boira, 1988). El factor vegetación, siempre ligado al tipo de suelo (Molina et al., 2000), es, al igual que los expuestos,

fundamental en tanto en cuanto determina con bastante claridad la distribución de las áreas de nidificación de la avifauna presente en el Prat.

En concreto son tres las formaciones vegetales que predominan sobre el resto (Boira, 1988), aunque en la mayoría de los casos nos encontremos con formaciones vegetales mixtas. La vegetación juncal, que aparece muchas veces asociada al resto de formaciones, sirve de marco para la nidificación de algunas especies de passeriformes; es la más abundante y configura, con diferencia, la fisonomía del paisaje vegetal de la mayor parte del Prat. Concretamente, la formación herbácea del Jonc negre (*Schoenus nigricans*) configura praderas espesas y verdes durante todo el año siendo objeto de pastoreo en la parte W donde limita con los campos de cultivo. Es el marco predilecto para la nidificación del Aguilucho cenizo (*Cyrgus pygargus*). La vegetación palustre, que hace de marco a los protagonistas de la presente investigación, incluye las especies vegetales más propias de las zonas pantanosas, márgenes de cursos de agua, lagunas, charcas ... de las cuales cabe destacar las formaciones vegetales de carrizal (*Phragmites australis*), enea (*Typha angustifolia*) y masiega (*Cladium mariscus*), que se encuentran prácticamente en muchos de los márgenes de las acequias o balsas artificiales, destacando que las se encuentran en la vertiente W, debido a la práctica de la agricultura presentan mal estado. En cambio, todos los carrizales de la zona de las turberas --zona N--, al igual que los que dominan las cubetas postdunares de aguas salinas casi permanentes, presentan buen estado. Otros tipos de vegetación, también presentes en el Prat son los saladares, la singularísima vegetación dunar y la vegetación acuática. La primera la conforman asociaciones de plantas que desarrollan diferentes estrategias con el fin de acumular el exceso de sales y la segunda depende en buena medida de la composición del substrato, ya sea la duna de piedras, de arena o mixta. Ésta está expuesta a las alteraciones provocadas por las actividades de ocio del hombre: motocros, 4 x 4, bañistas, pesca ... afectando la nidificación de dos aves limícolas adscritas de natural a dichos espacios: el Chorlitejo patinegro --*Charadrius alexandrinus*-- y la Canastera --*Glareola pranticola*.

F. USO ANTRÓPICO.

El hombre poco a poco ha ido modificando la estructura del Prat. Agricultura y turismo han sido los causantes de recortes progresivos de terreno por los extremos N, S y W. Dichos recortes han reducido el espacio de la marjal a las actuales 850 Ha. (Decreto 188/1988, de 12 de diciembre, del Consell de la Generalitat Valenciana, por el cuál fue declarado Paraje natural).

1. Antiguo arrozal. El Prat, prácticamente en toda su extensión, está franqueado por una amplia red de canales y acequias de todos los tamaños que abastecían de agua los antiguos arrozales que se remontan al siglo XVIII, actualmente en desuso. De estos espacios, sobretudo los menos inundados y los totalmente secos, se explotan para la ganadería vacuna. Al principio del estudio eran 4 las ganaderías que pacían sus rebaños a lo largo del paraje, al final, pasados 14 años, tan sólo queda una. Esta reducción ha sido debida, básicamente, a los efectos que sobre las cabezas de ganado ha tenido el popularmente conocido “Mal de las vacas locas”. El factor pastoreo hay que tenerlo en mucha consideración ya que la zona ha estado siempre ligada a este tipo de tratamiento, y en consecuencia al hombre. Una suma continuada de despropósitos entre pastores y agricultores y entre los mismos ganaderos, o entre aquellos y la misma Administración, ha provocado que muchos de los “afaires” acaben más de una vez en incendios. No existe ningún estudio que explique o prevenga las incidencias que podría ocasionar la desaparición total de la ganadería para la actual avifauna y la vegetación del Prat.

2. La agricultura. Las prácticas de labranza inciden en el parque natural de muchas maneras. Abad (1993), analiza desde una perspectiva físico-química la evolución del suelo en las transformaciones agrícolas y refiere 4 fases. (1) Se preparan los campos de cultivo, elevándolos y estableciendo canales de drenaje con una composición del suelo no salina. (2) Se plantan los cultivos y obtienen productividad satisfactoria, aunque los suelos ya se han salinizado. (3) Se producen cambios irreversibles en la propiedades del suelo con un aumento de la compactación –disminución de la porosidad y la permeabilidad-- de la salinidad, a pesar de los sistemas de drenaje que hacen que disminuya progresivamente la productividad de los cultivos. (4) Sólo algunas especies vegetales, como es el caso de algunos *Juncus sp.*, pueden soportar tanto el alto grado de compactación como el elevado índice de salinidad.

En este sentido, la subsidencia actúa sobre los depósitos orgánicos al ser drenados combinándose, entonces, con los efectos de la colmatación. Se producen cambios en la densidad aparente del suelo y en su contenido en agua, porosidad y conductividad. La compactación, definida como la comprensión de una masa de suelo en un volumen inferior al que ocupaba inicialmente (Raghavan et al. 1.990), provoca varias consecuencias. La más directa es el aumento de la densidad aparente que actúa directamente sobre las raíces de las plantas limitándoles los nutrientes y la captación de agua. Además, repercute negativamente sobre la porosidad, sistema de ventilación y sobre la disminución del drenaje generando así zonas anóxicas que llevan asociada la producción de sustancias tóxicas para las plantas. Por su parte la salinización actúa de forma clara debido al ascenso por capilaridad de una capa freática salina que hay a tan sólo 50 o 60 cm de la superficie del suelo. Esto hace que se precipiten sales solubles en la superficie de la tierra y que se sumen a la aportación que ya de *per se* tienen en la zona las brisas marinas. La sal impide que las plantas capten con facilidad el agua y produce efectos tóxicos con unas consecuencias claras en lo que respecta a los campos: disminución de la productividad, muerte de los cultivos e inutilización de los suelos para explotaciones continuadas.

Y cuando el proceso de degradación ha sido muy intenso, la recuperación de los campos es prácticamente inviable.

3. El urbanismo. La zona, ubicada entre dos centros turísticos importantes –Torreblanca, Alcocebre, Peñíscola al N y Orpesa y Benicàssim al S-- no está exenta del juego especulativo iniciado en el litoral Mediterráneo sobre los años 60. A los desequilibrios territoriales de estos últimos años en apoyo del litoral en detrimento del interior, hay que añadir el *boom* turístico, concentrado también sobre las playas (Sorribes, 1987; Peñín y Jaen, 1987). A los recortes agrícolas de la parte W hay que sumar la ubicación de urbanizaciones que han puesto límites a los extremos N y S. Si la reconsideración de las zonas húmedas por las diferentes administraciones es relativamente reciente, hasta hoy sobre éstas todavía ha pendulado la sombra de los especuladores ya que se han concentrado, al menos en estas zonas, en el litoral. La especulación urbanística sobre el Prat todavía no ha finalizado. Es relativamente reciente el recurso presentado al DECRET 264/1994 de 20 de diciembre por el que se modifican los límites geográficos del parque

natural. Las consecuencias del urbanismo, son irreversibles: colmatación de terrenos, contaminación urbana, uso de pesticidas, contaminación acústica ...

Si es una temporada seca, la falta de agua incide sobre los ciclos normales de todos los habitantes, ya que la presencia-ausencia de agua influye directamente sobre plantas, vertebrados e invertebrados. Si no hay agua, las especies vegetales limitan su crecimiento y a su vez los invertebrados acortan sus ciclos afectando al grupo de vertebrados que dependen de ellos. En cambio si hay agua, y ésta procede de la lluvia, los vegetales crecen con normalidad, los invertebrados se multiplican a causa de una situación vehemente y los vertebrados, dependientes de éstos, van más holgados. Pero entonces aparece el hombre ya que las molestias que ocasionan algunas especies de mosquitos se combaten con fumigaciones generalizadas tanto terrestres como aéreas, sin valorar las alteraciones que pueden provocar. Los invertebrados están en la base trófica de todos los anfibios, reptiles, peces y de muchas aves. Al verse afectados por pesticidas e insecticidas son más fácilmente predados y las consecuencias son claras, ya que la ingestión de animales envenenados produce, indirectamente, el mismo efecto mortal.

4. La caza. Desde que se abandonó el cultivo del arroz, el Prat quedó abandonado a su suerte. Su ubicación, hacía de éste un espacio excelente para el paso de aves en general y para el grupo de anátidas y paseriformes palustres en particular siendo aprovechado cinegéticamente en toda su extensión por dos cotos de caza, el de Cabanes y el de Torreblanca. Ahora bien, el abandono de los cultivos ha potenciado que ciertas especies vegetales de una elevada productividad --*Phragmites*, *Juncus*, *Cladium*, *Typha*, ...-- hayan cubierto la práctica totalidad, a excepción de la zona de Torberes --Torreblanca-- de los espacios abiertos. Esta extensa cobertura vegetal si bien ha actuado de diferente manera sobre las preferencias de hábitat de muchas especies de aves de diferentes órdenes, en términos generales puede afirmarse que se ha generado un refugio --escondite-- natural para muchas de ellas, básicamente acuáticas, siendo cada vez más dificultoso transitarlo.

5. Las turberas. La producción de turba, ligada directamente a la ya referida elevada productividad de la zona, repercute desde muchos aspectos en las dinámicas que se producen en el Prat. Existen datos que afirman que el proceso de formación de una duna

costera se produce entre los siglos XVII y XVIII, siendo en el XIX cuando se concede la primera licencia para la extracción de turba. Actualmente son más de 60 las hectáreas que han sido objeto de extracciones en dos yacimientos. La turba se ha usado como fertilizante para los cultivos de la zona o para el viverismo. Por una parte, las extracciones han conformado un paisaje nuevo de balsas que llegan a tener 4 metros de profundidad, creando nuevos ecosistemas para ciertas especies animales y vegetales (Alcover et al. 1991). Y por otra, ligada a la salinidad (Abad, 1993), estas fosas han anulado el efecto esponja que de natural provoca la turba ante las intrusiones marinas. De hecho se ha constatado (Ballester, S. com. per.) que los cultivos que limitan con las turberas sufren un proceso de salinización más rápido que los no colindantes.

G. PARQUE NATURAL.

En este apartado se ha querido incluir la legislación que ha habido y que hay actualmente en lo que respecta a su protección. Una protección muy conflictiva como ocurre en otros tantos lugares.

. CONVENIO relativo a zonas húmedas de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas, realizado en Ramsar (Irán) el 2 de febrero de 1.971. Designación de nuevos espacios por parte de España (B.O.E., 1990).

. Decreto 188/1988 de 12 de diciembre del Consell de la Generalitat Valenciana de declaración del Paratge Natural de la Comunitat Valenciana del Prat de Cabanes-Torreblanca (DOGV, 1988).

. Decreto 264/1994, de 20 de diciembre, del Govern Valencià, de modificación del Decreto 188/1988, de 12 de diciembre, de declaración del Paratge Natural de la Comunitat Valenciana del Prat de Cabanes-Torreblanca (DOGV, 1994a). En éste se modifican los límites geográficos del paraje natural incluyendo la zona significativa en donde se ubica la estación de esfuerzo constante denominada CIBIMA que incluye 50 nuevas hectáreas.

. Ley 11/94, de 27 de diciembre, por el que se declara el Parque Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana 2423: 204. (DOGV 1994b).

. Decreto 4/2003, de 21 de enero, del Consell de la Generalitat Valenciana, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (P.O.R.N.) y Rector de Uso y Gestión (P.R.U.G.) del Parc Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (DOGV, 2003).



CIBIMA Entrada marina 12-X-01



CIBIMA (2003) Instalación de redes



CIBIMA Octubre 01



Sèquia Vella 1993



CIBIMA (1990)
Midiendo vegetación



Sèquia Vella Sequia 1994

CAPÍTULO 2

LA COMUNIDAD DE PASERIFORMES PALUSTRES NIDIFICANTES

COMPARACIÓN DE ZONAS HÚMEDAS MEDITERRÁNEAS

INTRODUCCIÓN.

El estudio de comunidades de aves ha atraído la atención de los ornitólogos, si bien los esfuerzos, en general, se han basado en los patrones y procesos a escala local. Abordar diversos factores a una escala más amplia es muy interesante pero supone un incremento de dificultades derivados de la obtención de variables (Torres-Pinheiro, 1999). Hay actualmente programas estratégicos, coordinados básicamente por asociaciones conservacionistas, que pretenden consolidar el seguimiento de poblaciones a largo plazo, a escalas más amplias, mediante la aplicación de diferentes metodologías (Estaciones de escucha --Proyecto SACRE (SEO-BirdLife, 2001), Proyecto NOCTUA (www.SEO.org.es, 2003), Esfuerzo Constante en anillamiento --Programa Sylvia (GCA, 2001), Proyecto PASSER (Pinilla, 1997), transectos ...

Cuando el objeto de estudio son las comunidades de aves passeriformes palustres, y en especial las del carrizal, existen pocos estudios a cualquier escala. La amplia representación geográfica de los humedales en España no se corresponde con la escasez de trabajos realizados en estos (Taylor, 1994; Castany y López, 1996; Paracuellos, 1997; Martínez-Vilalta et al, 1998; Torres-Pinheiro, 1999).

De entre los factores determinantes en la selección de hábitat por parte de las aves (competencia interespecífica e intraespecífica, tamaño y distribución de hábitats, densidad de predadores y parasitismo, factores antropogénicos ...) la vegetación juega un papel determinante. El carrizal constituye un hábitat importante para la nidificación de especies escasas de aves a nivel europeo y español, (SEO-Birdlife, 2003) como el Carricerín real, Buscarla unicolor, Carricero tordal, Bigotudo, Escribano palustre ... y está altamente representado en todos los humedales visitados (Molina et al, 2000; Martínez-Vilalta et al, 1998; Torres-Pinheiro, 1999; Taylor, 1994).

El carrizo (*Phragmites australis*), gramínea autóctona de la Península Ibérica, aparece acompañado de enea (*Typha angustifolia*), masiega (*Cladium mariscus*), juncos (*Juncus sp* y *Scirpus sp*) ... en diferentes proporciones según los espacios. Y en prácticamente todas

las áreas visitadas se ha gestionado en algún momento determinado, con mayor o menor acierto, combinando métodos mecánicos, químicos y culturales (Torres-Pinheiro, 1999).

El objetivo de este capítulo es, por una parte, comparar, la composición y estructura de los paseriformes palustres nidificantes más representativos en cuatro zonas del P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Zona norte, Zona oeste, CIBIMA -sur- y Sèquia Vella -centro) durante tres períodos de cría (1990, 1994, 1997). Y, por otra, realizar una descripción comparativa de la composición y estructura de algunas comunidades de paseriformes palustres nidificantes en cinco zonas húmedas del Mediterráneo (Fig.1): Delta de l'Ebre (Tarragona), Prat de Cabanes i de Torreblanca (Castellón), L'Albufera (València), Fondó d'Elx (Alacant) i S'Albufera (Mallorca).

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Áreas de estudio.

Este apartado incluye la descripción de las cinco zonas húmedas del Mediterráneo estudiadas. En el caso del P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca la descripción de cada transecto realizado se usará también para ver las diferencias dentro del propio espacio.

1.1. P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castelló).

CIBIMA (T1), Zona sur. Longitud: 750 m. Situado en el extremo sur del Prat, cabe diferenciar tres partes: (a). Del metro 0 al 150. Su flanco derecho limita con la restinga litoral e incluye el porcentaje más elevado de zona seca estando integrada, básicamente, por formaciones de juncos. Es la zona más afectada por el tráfico de vehículos. En su flanco izquierdo, frecuentemente inundado, predominan las formaciones de *Juncus* sobre *Scirpus* y carrizos (b). Del m 150 al 550. Es un espacio inundado a ambos lados de senda.

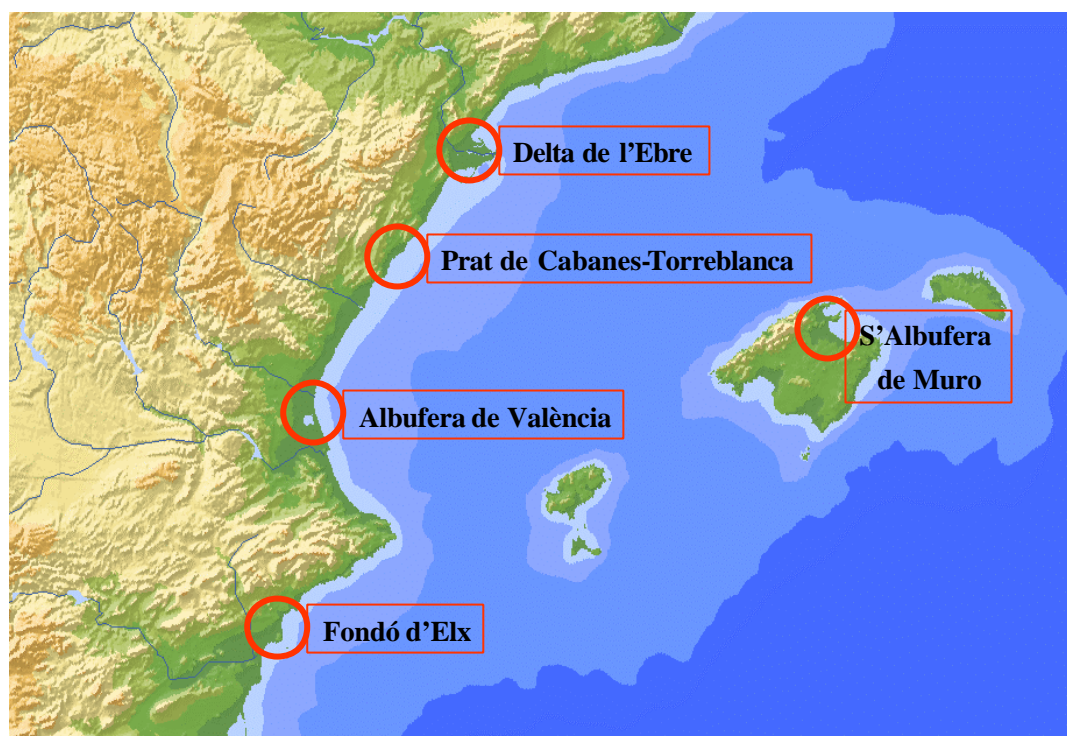


Figura 1. Zonas húmedas del Mediterráneo en las que se ha realizado el estudio comparativo de las comunidades de paseriformes palustres nidificantes.

Su flanco derecho se extiende longitudinalmente a lo largo de una antigua acequia cubierta totalmente de carrizo y *Scirpus*. Su parte izquierda, aun teniendo una cobertura media de vegetación del 100% presenta una altura de vegetación un poco más baja ya que los carrizos no son siempre la formación vegetal más abundante porque se encuentra asociada a *Scirpus* y *Juncus*. (c). Del m 550 al 750, también inundada en su totalidad, presenta en la parte derecha, un predominio de formaciones de *Juncus* que en sus metros iniciales se asocian a carrizos de baja altura. En el flanco izquierdo aparecen formaciones amplias de enea asociadas a *Juncus* y carrizos sobretodo en los 150 m finales. Esta última parte está frecuentemente sometida al pastoreo.

Sèquia Vella (T8) Zona centro. Longitud: 600 m. Se sitúa en el centro del parque arrancando de la restinga litoral (E) para adentrarse en la marjal en dirección W. El itinerario discurre entre dos acequias. La de la izquierda, de 2 a 3 m de ancho acaba conectándose con la de la derecha que es el doble de ancha y que se la conoce, popularmente, como Sèquia Vella.

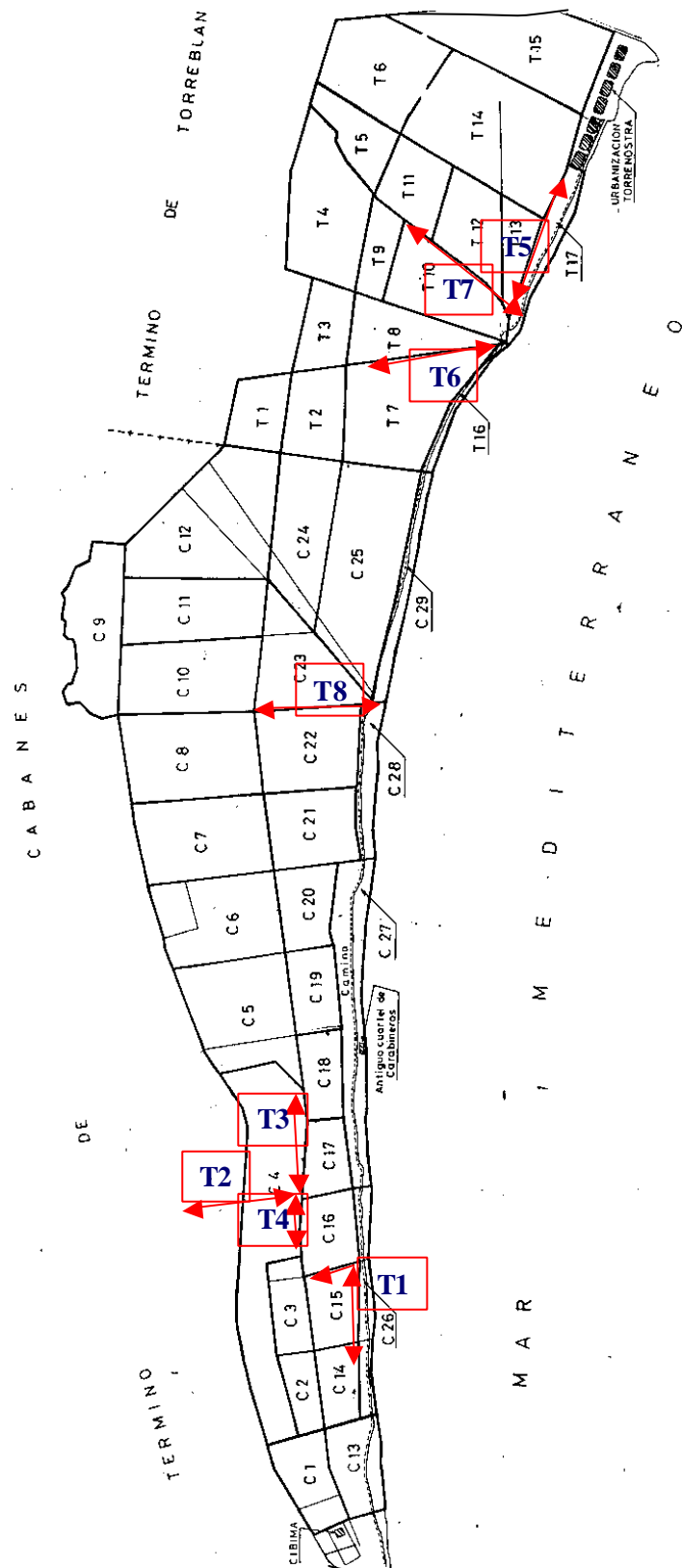


Figura 2. Ubicación de los transectos en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca.

Ésta cruza toda la marjal y desagua al mar a pesar de tener bloqueada la salida por una barra dunar de unos 12 m de ancha. Hasta el metro 450 el agua de la acequia permanece descubierta, pero a partir de ahí hasta el final reduce su anchura a efectos visuales debido a la colonización del carrizo. A ambos flancos de las acequias se extiende una masa vegetal prácticamente idéntica en cuanto a cobertura vegetal (100%), altura, profundidad del agua y presencia de las mismas especies, con un substrato de necromasa muy complejo integrado básicamente por comunidades de *Juncus*, masiega y carrizo. En dirección E-W, cabe diferenciar 2 partes: (a). Del metro 0 al 100. Los primeros 50 m son de las gravas que conforman la restinga litoral. Tal como se avanza hacia el metro 100, espacio ya inundado, se observa cómo se inician los procesos de colmatación y de producción de turba. La vegetación está dominada por *Juncus* con una presencia relativa de plantas de masiega y carrizos. El límite de esta primera zona lo marca el arranque de una acequia que, justamente a partir de aquí, cruzará el Prat en dirección S, siempre en paralelo a la línea de costa. (b). En la segunda zona cabe remarcar, por una parte, la existencia de dos espacios de aguas abiertas, más allá de los 25 m de anchura, a la altura del m 225 y 350, respectivamente, manipuladas a efectos cinegéticos. Y, por otra, el cambio progresivo que se observa en la vegetación, a partir del metro 400-450. Carrizos sueltos, pero de mayor altura, coinciden con el inicio de la colonización que esta misma especie ejerce sobre la totalidad de la acequia en la última parte del recorrido. A partir del metro 450 la altura de los carrizos, que no la densidad, a excepción de los laterales y el interior de la acequia, aumenta progresivamente en los dos últimos recuadros hasta llegar a otro canal que, también paralelo a la línea de costa, cruza el Prat en sentido longitudinal y pone límite al transecto. La zona registró un incendio provocado el 24 de diciembre de 1994, que arrasó 60 has, prácticamente, la totalidad de la parte derecha.

Cultivos (T2, T3, T4) zona oeste. Incluye tres itinerarios con una longitud total de 1050 m. La zona limita por la cara W con campos de cultivo, atravesados por un sin fin de acequias en cuyos márgenes crecen *Juncus*, enea y carrizos. (T.2) Longitud: 400 m. Se extiende en dirección S-N y hace de límite entre lo que se considera Prat (derecha) y los campos de cultivo. En su flanco derecho hay una acequia de barro de una profundidad media de 0.25 m x 5 m de ancho que recorre longitudinalmente el transecto. La parte izquierda la ocupan en los primeros 50 m formaciones de enea. Del metro 50 al 250 hay una masa de carrizos

que predomina sobre *Scirpus* y *Juncus*. Del 250 a metro 350 predomina la enea y acaba el transecto en el metro 400 con formaciones de *Scirpus*. La derecha de la acequia la integran formaciones de *Juncus*. Este espacio permanece casi siempre seco. El flanco izquierdo se adentra en los campos de cultivo (hortalizas y frutales) y está cortado transversalmente por 20 canales, todos con agua. En sus laterales emergen masas de carrizos y eneas que en ocasiones los cubren en su totalidad. En los últimos 150 m aparecen formaciones vegetales mixtas integradas por *Juncus* y gramíneas. (T.3). Longitud: 250 m. Es la prolongación lineal, en dirección opuesta de T.2, respecto al cuál, presenta diferencias importantes. Su parte derecha se adentra en campos de cultivo hallándose cortada de forma transversal por un total de 11 canales. La presencia del hombre en estos campos es mínima. Su vegetación es bastante homogénea con predominio de la enea por encima del carrizo. El flanco izquierdo lo conforman formaciones exclusivas de *Juncus*. Es la zona más castigada por el pastoreo de ganado vacuno. (T.4). Longitud: 400 m. Se extiende a lo largo de un espacio que arranca desde el mismo Prat en dirección E-W. Los 125 primeros metros lo integran formaciones de *Juncus* flanqueados a derecha e izquierda por dos acequias que van longitudinalmente a lo largo de todo el transecto pero que sólo tienen agua al inicio. La vegetación de éstas la integran formaciones de eneas y carrizos, haciendo de separación de los campos de cultivo. El fragmento del m 125 al 300 se extiende a lo largo de un camino que se cruza con otros dos en dirección N-S. A ambos lados formaciones de *Juncus* bordean una acequia seca que limita con los cultivos. En los últimos 100 m (del 300 al 400) formaciones de *Rubus* sp. sustituyen a los *Juncus*. Es la zona más transitada.

Torberes (T5, T6, T7) Zona norte. Son tres itinerarios que abarcan una longitud de 1.200 m y que se sitúan en la zona más seca de la marjal. (T.5). Longitud: 400 m. Arranca prácticamente de la misma línea de la duna de gravas. En los primeros 100 m lo atraviesa un canal que vierte sus aguas al mar y que permanece con agua durante todo el año. En la parte derecha hay formaciones de carrizos y *Juncus*. Hasta el m 300 continúa la misma vegetación pero perdiendo altura debido a la ausencia de agua. En los últimos metros, del 300 al 400, hay formaciones mixtas de *Juncus* y de gramíneas. La parte izquierda añade a todo lo anteriormente descrito en la derecha, amplias formaciones de salicorniar. Los carrizos son más altos y densos que en la parte derecha y se extienden en una franja paralela a la acequia de unos 3 m a lo largo del transecto. (T.6). También arranca de la

duna de gravas y tiene una longitud de 400 m. que se extienden a lo largo de un camino apenas transitado en dirección E-W. Los 150 primeros metros los atraviesan dos canales de barro de unos 3-4 m de ancho. La vegetación inicial la componen a ambos lados salicorniar y carrizos diseminados que se espesan al llegar a una acequia alcanzando los 3 m de altura. A partir del metro 100 el transecto discurre paralelo a una acequia de barro que atraviesa el Prat en dirección E-W. A partir de aquí hasta el final (del m 150 al 400) se encuentra salicorniar salpicado de carrizos y *Juncus* en los márgenes del canal. (T.7). Discurre paralelo a la línea de playa en dirección S-N y tiene una distancia de 400 m. Se extiende a lo largo de un canal que proviene de la zona denominada "Torberes". Presenta una cobertura de vegetación del 100% y el suelo es el más turboso de todo el paraje. En los primeros 100 m tanto a derecha como a izquierda hay carrizos altos, *Juncus* y salicorniar. Del metro 100 al 400 en la parte izquierda desaparece el carrizo quedando únicamente el salicorniar y *Juncus*. En la parte derecha se extienden masas dispersas de carrizos que aumentan de tamaño o disminuyen en función de la proximidad de la acequia.

1.2. P. N. del Delta de l'Ebre (Tarragona).

Situado el NE de la península Ibérica (40° 36' - 40° 58'N, 0° 31' - 0° 52'E), es la zona húmeda más extensa del Mediterráneo ibérico, con una extensión de 320 km² de superficie. Del total de 32.000 ha. de triángulo deltaico, 15.000 has. las ocupan arrozales, 9.500 otros cultivos y 7.736 el Parque Natural. De éstas últimas, 5.616 corresponden al hemidelta derecho y 2.420 al izquierdo (Generalitat de Catalunya, 1988). Incluye las lagunas de Les Olles, Canal vell, El Garxal, l'Alfacada, La Platjola, La Tancada, L'Encanyissada, les illes de Buda, Sant Antoni y Sapinya, las penínsulas de la Punta de la Banya y del Fangar, los Ullals de Baltasar y los yermos de Casablanca. (Fig.3).

El clima, del tipo mediterráneo marítimo, se caracteriza por la importancia de dos vientos: el "mestral", viento seco del noreste, y el "levant", de componente este y principal aportador de lluvia (Ferrer et al, 1986). El delta, por tratarse de una lengua de tierra que entra en el mar en unos 22 km, presenta oscilaciones térmicas bajas y humedad elevada. Las precipitaciones oscilan según las temporadas. De hecho la media de los años 1880-1979 es de 536 mm. distribuidos muy irregularmente aunque las concentraciones de las

grandes lluvias tienen lugar en otoño y primavera. En lo que a temperatura se refiere, la media registrada es de 18°C con un mínimo en enero de 10,2°C y un máximo en agosto de 26,8°C (Generalitat de Catalunya, 1988).

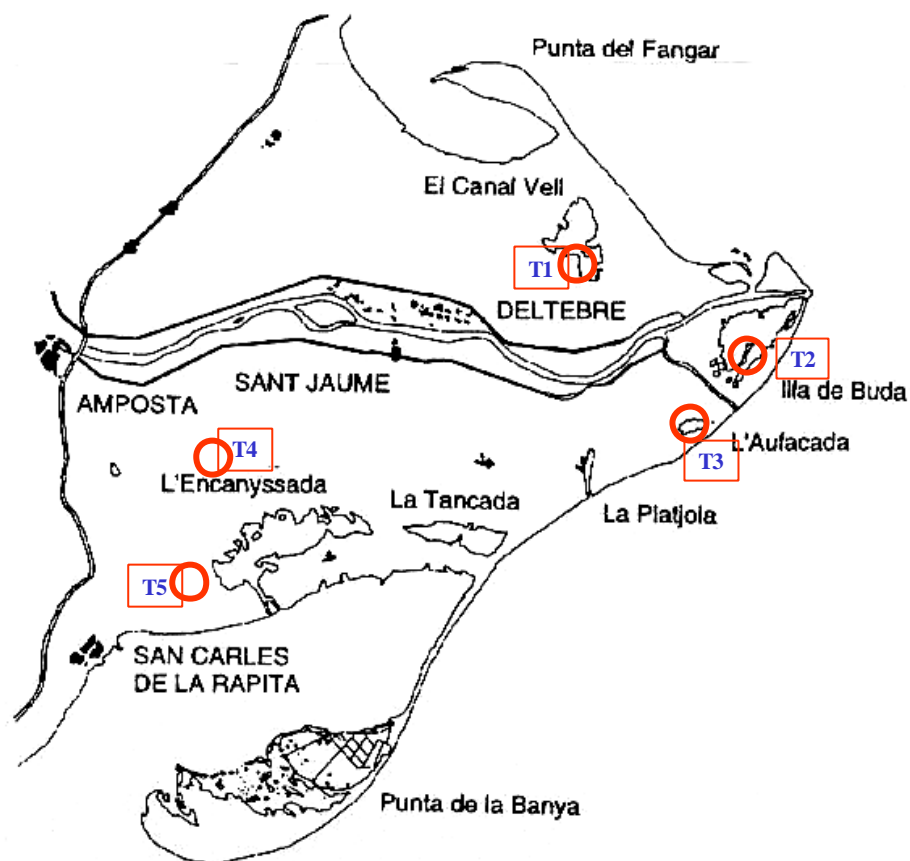


Figura 3. Transectos en el P.N. del Delta de l'Ebre.

El Delta se ha configurado tras un proceso en el que han intervenido formaciones de llanuras e invasiones marinas. Actualmente el avance del río se ha detenido y casi todos los ciclos biológicos que ocurren en él dependen del ciclo hidrológico de las aguas epicontinentales derivadas del cultivo del arroz. La inundación del delta no tiene actualmente un origen fluvial ya que todas sus aguas proceden de la compleja red de canales y acequias de riego. Existe, pues, un período desde abril a principios de octubre en el que abunda el agua dulce, y otro seco, que ocupa el resto del año con dominio de aguas

salobres (Martínez-Vilalta, 1998). Las comunidades vegetales presentes en el delta conservan todavía extensas superficies de hábitats palustres. Todos ellos dependen básicamente de tres factores: salinidad, régimen hídrico y textura del suelo (Ferrer et al. 1986).

La gran extensión del Delta requirió de una selección de los espacios palustres más representativos de la zona (Fig. 3). (T1). Canal Vell. Se realizaron dos recorridos. Uno de 400 m discurría junto a un canal de riego de unos 15 m de ancho cubierto de carrizos. A su derecha había extensos campos de arroz y su izquierda, con la laguna de Canal Vell al fondo, lo ocupaba un espacio con predominio de carrizos poco altos que alternaban con salicorniar y espacios sin apenas vegetación. Otro de 100 m que coincide con una zona donde se practica habitualmente el anillamiento. Durante este período estaba totalmente inundado y lo integraban formaciones de carrizos y de enea con cobertura del 100%. (T2). Illa de Buda. Longitud: 650 m. Este se extiende a lo largo de un camino que separaba cultivos de arroz de una amplia zona palustre, integrada por formaciones vegetales de *Juncus*, carrizos y salicorniar en función de la presencia y profundidad del agua. La cobertura vegetal no era del 100% y tal vez lo más significativo fuera la presencia de grandes balsas abiertas con márgenes cubiertos por carrizos. (T3). L'Alfacada. Longitud: 550 m. Transecto que discurría al lado de un canal de una anchura de 3 m. La parte derecha del recorrido lo ocupaban banales no cultivados pero dispuestos rectangularmente para la práctica de la caza con márgenes cubiertos de carrizos y salicorniar. La parte izquierda la ocupaban plantaciones de arroz. (T4). La Nòria. Longitud: 800 m. Espacio, a efectos visuales, casi circular que presentaba una parte quemada y otra sin quemar. En el área no quemada había unos espacios abiertos que configuraban un pequeño lago con sus márgenes colonizados por enea. En los espacios no inundados había un predominio de *Juncus* y carrizos. (T5). Erms de Casablanca o Vilacoto. Longitud: 550 m. Corresponde a un espacio palustre rodeado de arrozales. En cuanto a vegetación lo más significativo era la presencia dominante de masiega mezclada con carrizos sueltos que se incrementaban ante la proximidad de los canales con agua.

1.3. Parc Natural de l'Albufera (València).

Situada a 4 km de la ciutat de València presenta uns hàbitats, restos d'un ecosistema litoral que antigament estava molt més estès a lo llarg de la costa i que, segons indicis, ocupava una extensió de 30.000 has. des de la desembocadura del Túria a la del Xúquer. En la zona existien 18.000 has. de arrozals. El lago, d'una profunditat mitjana entre 0'5 i els 2 m, té una extensió de 2.837 has. de les quals 350 corresponen a riberes i "mates" (Ferrer et al. 1986).

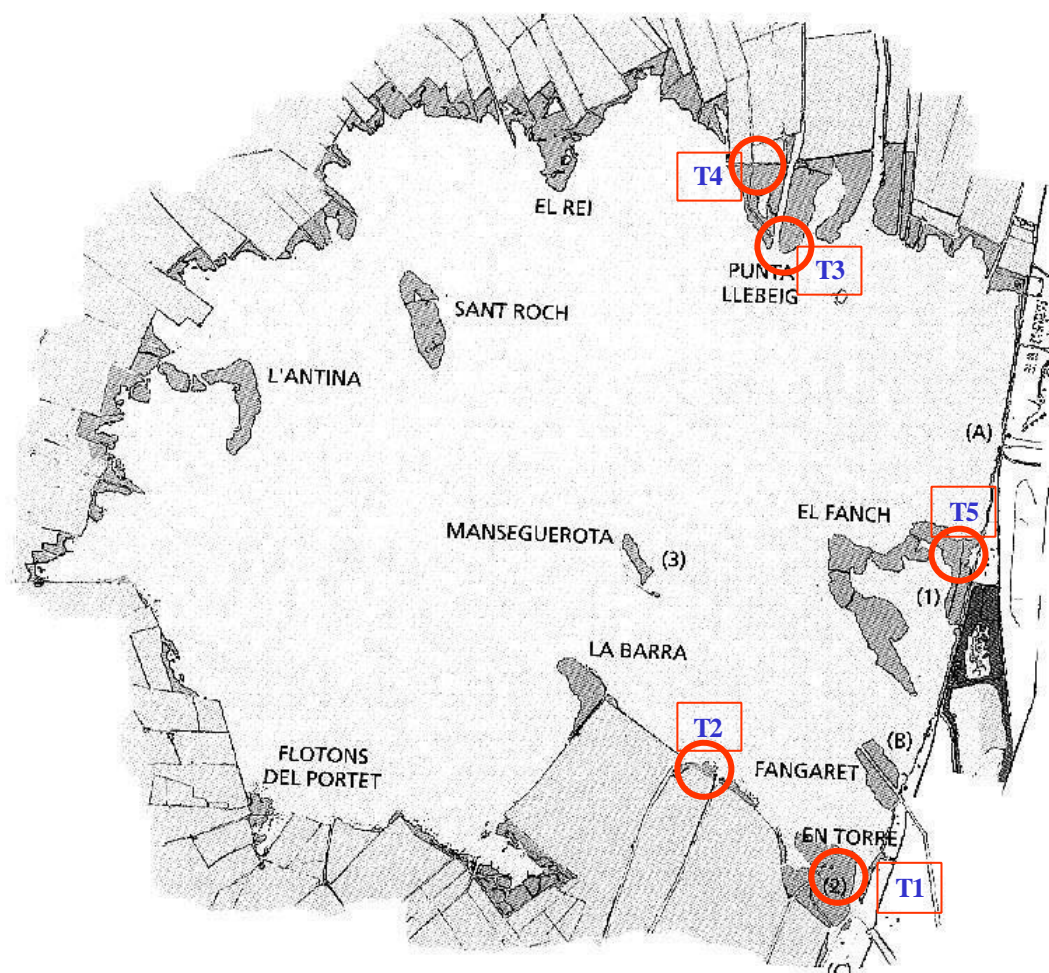


Figura 4. Transectos en el P.N. de l'Albufera

Presenta un clima mediterráneo marítimo, con un invierno muy suave y un largo período estival seco, seguido de un máximo de precipitaciones en otoño muy marcado (Ferrer et al. 1986). Geológicamente la llanura de la Albufera está envuelta por elevaciones pertenecientes al sistema Ibérico constituyendo un área que se ha llenado de materiales cuaternarios aportados básicamente por el río Túria (Ferrer et al. 1986). El lago se carga, pues, de las aguas fluviales mencionadas, de las sobrantes de riegos, de los 400 mm de precipitación media de agua de lluvia, de las aguas procedentes del mar y de los “ullals” que tiene en medio. Muchos “ullals” han acabado obstruyéndose debido a la sedimentación y a los 33 millones de m³ de sedimentos procedentes del Xúquer. De N a S los materiales procedentes de los ríos comenzaron a sedimentarse en Valencia configurando una restinga litoral que presenta una interesante morfología dunar paralela a la costa. La hidrología de la zona está ligada, directamente, al cultivo del arroz. El lago tiene tres accesos al mar, uno todavía natural y los otros dos construidos por el hombre para abastecer de agua los cultivos de arroz. Las formaciones vegetales están en función de los suelos que la sustentan. En concreto, la vegetación palustre está representada por enea, carrizos, *Juncus* y, en menor representación por masiega. Precisamente han sido los carrizales y las eneas los que han dado origen a las “mates” de la Albufera donde nidifican buen número de aves (Ferrer et al, 1986).

En la Albufera se han realizado 5 transectos (Fig. 4) que han sumado un total de 2.950 m. Y se ha utilizado la barca como medio de transporte para acceder a cada área seleccionada. La vegetación de las “mates” es bastante homogénea aunque se de un predominio de unas formaciones sobre otras. (T1). L’Alteró de les rates. Longitud: 600 m en dirección E-W. Los espacios censados a ambos lados del canal presentan una cobertura vegetal del 100% integrada por formaciones vegetales de masiega que domina sobre las también presentes de carrizos y de enea. (T2). Passadís del Roget. Longitud: 500 m. Éste discurre por un pequeño canal de unos 6 m de ancho. A la izquierda en dirección N-S, hay campos de arroz y la derecha la conforma una mata con predominio de carrizos, enea y masiega. (T3). Punta de Llebeig. Longitud: 650 m. Éste transcurre por medio de un canal de 50 m de ancho en dirección S-N. A ambos lados predominan carrizos jóvenes y poco altos debido a las continuas quemadas. Hay algunos islotes no afectados por el fuego. (T4). Canal de Llebeig. Es un recorrido continuación del anterior de 500 m que transcurre por un canal de

12 m. de ancho con una morfología vegetal idéntica a la anterior. (T5). Mata del Fang. Longitud: 700 m. en dirección N-S. Sus formaciones vegetales no son homogéneas como en el resto. A la izquierda hay un corredor de carrizos pegado al margen del canal y a continuación vegetación propia de dehesa. El flanco izquierdo presentaba la misma tónica que el resto de “mates” aunque en este caso predominan la masiega, carrizos poco altos, costelequias y *Juncus*. (Dies et al, 2000).

1.4. Parc natural del Fondó d'Elx (Alacant).

El P.N. del Fondó d'Elx ocupa una superficie de 2.337 has. Situado a 10 km al sur de la ciudad que le da nombre lo conforman lagunas (Rico, 1990) irregularmente cubiertas por islotes de vegetación palustre, flanqueadas por acequias. Este Parc Natural es aprovechado por las sociedades de regantes para embalsar las escasas aguas procedentes de la Sierra de Crevillent y del río Segura. Los dos embalses construidos por el hombre aseguran, en períodos de no sequía, la inundación constante de estos terrenos.

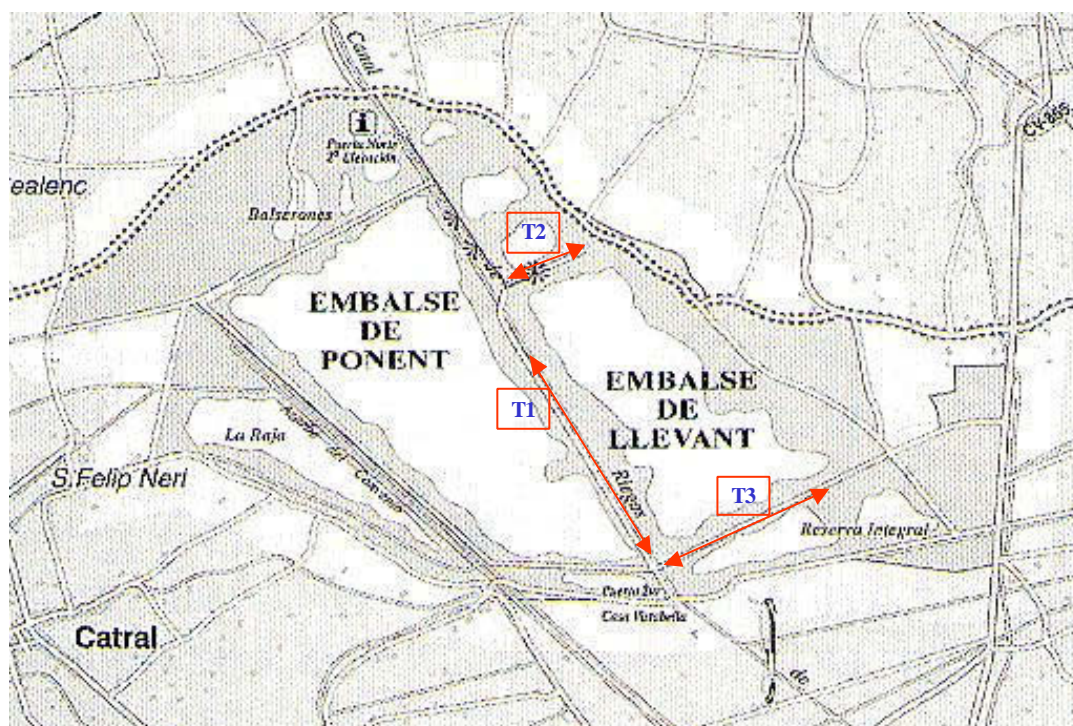


Figura 5. Transectos en el P.N. del Fondó d'Elx

El clima de la zona es típicamente mediterráneo, con una temperatura media anual elevada de 18'3°C, presentando un mínimo muy suave de 11'2° C en enero y un máximo de 26'6° C en agosto. Las precipitaciones son escasas situándose los mínimos durante el verano entre 3 y 6 mm durante julio y agosto y un máximo otoñal de 57 mm en otoño –octubre. La aridez estival es máxima, subdesértica y superior a 4 meses.

Geológicamente no se puede estudiar el Fondó sin hacer referencia a las Salinas de Santa Pola. Ambos espacios naturales conforman una unidad morfoestructural muy amplia denominada “Sinus illicitanus” (Rico, 1990) que se extiende desde la sierra de Santa Pola hasta el río Segura. El origen geológico se remonta al Pleistoceno superior con la aparición de un cordón dunar que cerró el golfo. Es a partir de entonces cuando se produce la separación del Fondó de las Salinas en base a los sedimentos cuaternarios procedentes de los aportes fluviales de los ríos Vinalopó y Segura (Ferrer et al, 1986). El Fondó posteriormente se hundió y configuró un nuevo espacio iniciando un proceso de colmatación de sedimentos detríticos conducidos por las aguas de los citados ríos. Sedimentos y acción eólica configuraron un cordón dunar que hizo que el Fondó se separara de las Salinas y éstas, al mismo tiempo, del mar. De hecho, las aguas de ambos parajes son exógenas, esto es, proceden, para el caso del Fondó del Segura y para las Salinas del mar.

En el Fondó dominan las formaciones acuáticas y las palustres. Estas últimas, más importantes que las primeras a nuestros efectos, son del tipo carrizal (*Phragmites australis*, *Arundo donax*, *Scirpus lacustris*) y del tipo juncal (*Juncus maritimus*, *Schoenus nigricans*). En los espacios más secos se establece la vegetación de saladares con una rica variación de especies. De hecho, la diversidad de ambientes existentes terrestres y acuáticos posibilita la existencia de una zoocenosis, al menos en lo que se refiere a ornitología, muy importante (Ferrer et al. 1986).

Se han recorrido 2.350 m. divididos en tres transectos en los que las formaciones vegetales dominantes son los carrizos. (T1). Camino Central. Se trata de un transecto de 1150 m., parte del camino que atraviesa el Fondo de N a S y que está muy transitado. El recorrido está flanqueado a ambos lados por canales de hormigón de unos 5 m de ancho. La

vegetación, al no ser éstos de tierra, crece justo a partir de ellos. Ahora bien, el hecho de que éstos lleven agua no significa que el paraje se encuentre inundado en su totalidad. La formación vegetal dominante es el carrizo que, por lo que se deduce, ha sido sometido a muchas quemadas. (T2). Camino de la Charca norte. Ésta recorre un total de 600 m, arrancando del Camino Central en dirección W-E en sentido horizontal. La vegetación de este recorrido presenta diferencias en su progresión ya que, en un principio las formaciones de carrizos son altas. Y tal como avanza el recorrido, disminuyen de tamaño dejando paso, al mismo tiempo, al salicorniar que conformará la última parte del recorrido. De la misma manera, la cobertura vegetal del 100% que se observa al principio disminuye progresivamente hacia el final. A la mitad de l recorrido hay un “ullal” natural en el que pueden observarse aguas totalmente claras. (T3). Camino de la Charca Sur. Recorre un total de 600 m en dirección W-E y arranca también, en sentido transversal, del Camino Central. La vegetación es diferente ya que las formaciones de carrizos aparecen mezcladas con *Arundo donax* que crecen, únicamente, a los lados del camino. El recorrido es prácticamente homogéneo. En la parte derecha había agua aunque marcas en las cañas de los márgenes de las balsas sugieren que el nivel estaba muy bajo.

1.5. Parc Natural de S'Albufera (Mallorca).

Situada en el sector nord-occidental de la bahía de l'Alcúdia (Fig.1) se trata de un conjunto de tierras bajas inundadas la mayor parte del año y separadas del mar por una restinga litoral de unos 300 m. de ancha. Físicamente la caracteriza un sistema de canales de drenaje abandonados resultado de una magna obra inglesa durante el siglo XIX con finalidades agrícolas consistente en instalar un sistema que sacara las aguas salobres y las substituyera por dulces.

Esta es la base, precisamente, del avanzado estadio de colmatación que sufre esta marjal (Ferrer et al. 1986). Y es precisamente esta misma característica la que permite compararla con el Parc Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca, ya que puede estar aquí la clave que de explicaciones significativas a la presencia de ciertas especies de passeriformes palustres que los habitan.

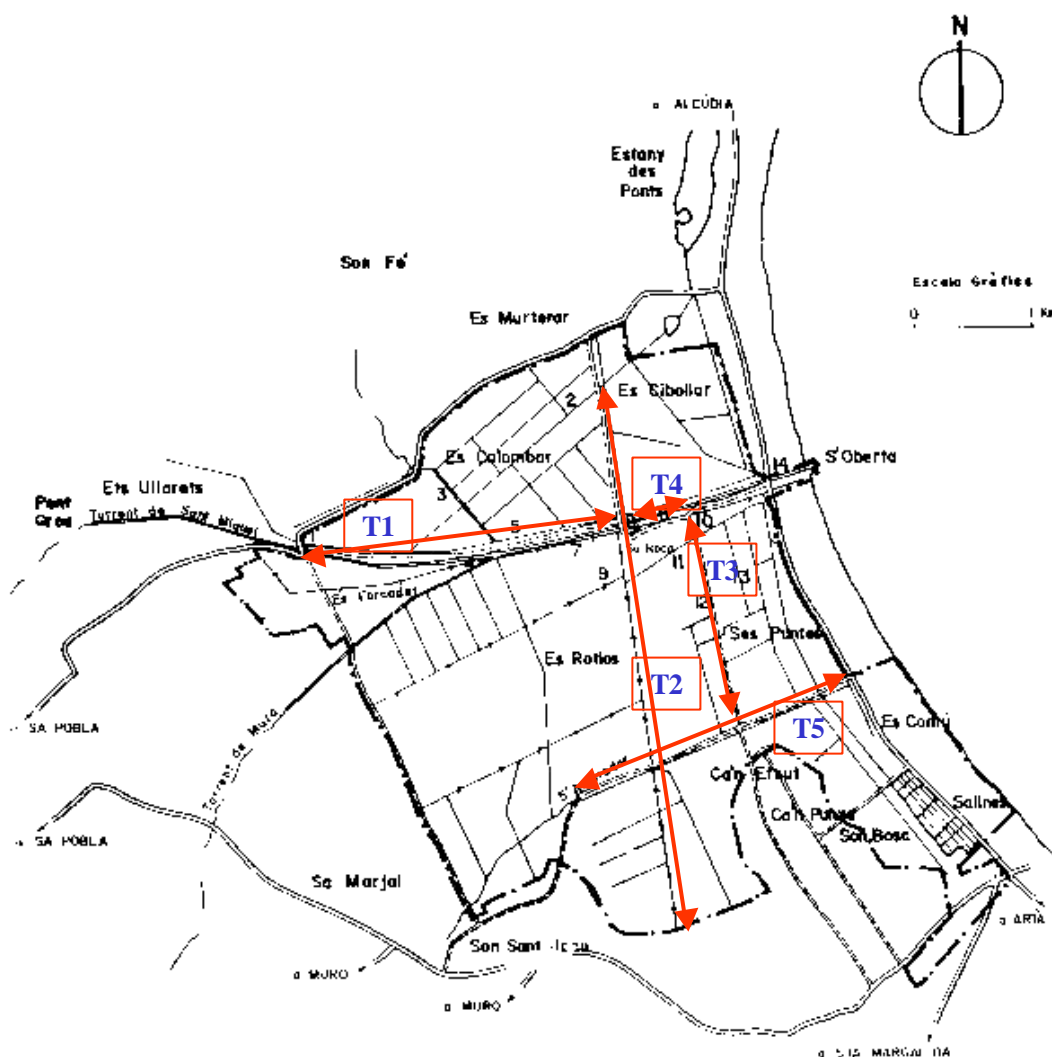


Figura 6. *Transectos en el P.N. de s'Albufera de Mallorca*

El clima de la zona es mediterráneo, caracterizado por tener una estación seca, la estival, con temperaturas moderadas a altas y bajas precipitaciones y una estación húmeda de otoño e invierno con temperaturas moderadamente bajas y precipitaciones relativamente abundantes. Es un clima suave y agradable. S'Albufera está situada en una zona donde la temperatura se mantiene templada, con una media de 16° C. Las lluvias, también concentradas en el otoño, oscilan entre los 600 y los 700 mm de media anual. Los vientos dominantes son los del NW y NE (Parc Natural de S'Albufera, 1991; Ferrer et al, 1986).

Los movimientos geológicos correspondientes a la era Terciaria configuraron una serie de lagunas salobres que progresivamente iban recubriéndose de arcillas y gravas procedentes de los barrancos. Siendo entonces cuando se produce el hundimiento de la zona por el efecto del peso producido por los sedimentos mencionados. En la era Cuaternaria las glaciaciones provocaron variaciones en el nivel del mar inundando y desecando muchas zonas del litoral. A este período pertenece la formación de un cordón arenoso litoral que evidencia la formación de S'Albufera (Parc Natural de S'Albufera, 1991; Ferrer et al, 1986).

La vegetación es la propia de las zonas húmedas. En los espacios inundados casi de forma permanente por aguas dulces hay una densa masa de carrizos y de masiega. Ambas formaciones dominan el paisaje palustre del parque, cubriendo centenares de hectáreas. En los márgenes de los canales crece la enea. En los márgenes de los caminos se plantaron olmos y chopos configurando pequeños bosques caducifolios del tipo galería que se alternan con *Tamarix sp* y *Rubus sp*. Las zonas más próximas al mar potencian, debido al incremento de la salinidad, la presencia de plantas halófilas, entre las que resaltan diferentes tipos de *Juncus*. Porcentualmente, la cobertura de cada comunidad se distribuye de la siguiente manera (Martínez, 1988): 43% lo ocupan los herbazales (*Soncho-Cladietum marisci*), 38% el carrizal (*Scirpietum maritimi-litoralis* mezclado con *Juncus maritimus* y con *Thypo-Shoenoplectetum glauci*), 16% el resto de comunidades (Salicorniar 3%, vegetación ruderal 2%, juncal y otros 8%) quedando tan sólo un 3% para aguas libres. La vegetación de S'Albufera está ligada a la intervención antrópica ya que tradicionalmente la zona ha recibido el impacto de los incendios, todavía hoy frecuentes (Ferrer et al, 1986).

S'Albufera ha sido siempre para el hombre una fuente de productos útiles: pesca, caza, carrizo, enea, cultivos y urbanizaciones. En 1988 el Govern Balear declara 1.320 has de la zona Parc Natural.

En el parque se realizaron 6 transectos que sumaron un total de 9.625 m. (T1). Canal de Siurana. Recorrido de 2.550 m. y (T4). Gran canal. Recorrido de 300 m. Los flancos de estos canales, en dirección E-W están ocupados por enea. Olmos y chopos plantados alternan con *Tamarix sp* y *Rubus sp*. Al final de T1 en dirección W hay a mano derecha

unas cuantas hectáreas de carrizal quemado y a mano izquierda una amplia zona en la que se han introducido ganado vacuno. Ambos factores potencian la presencia de carrizos nuevos que le confieren al espacio una vista totalmente verde. (T2). Canal d'En Pujol. Recorrido de 1.800 m en dirección N-S que se encuentra en el mismo centro de S'Albufera, separando Es Rotllos a la derecha y Es Ras a la izquierda. En el primero predominan formaciones de masiega con alternancia de carrizos mientras que en el segundo se invierten los términos. La vegetación en su conjunto presenta una mancha homogénea. (T3). Camí S-N. Recorrido que limita Es Ras a la izquierda y Ses Punes a la derecha en dirección S-N. Está muy transitado. La formación vegetal predominante es el carrizo. La mayor parte de este espacio se usa como pasto para el ganado bovino. En la parte de Ses Punes hay espacios abiertos de agua con formaciones de *Juncus* que alternan con carrizos. (T5). Camí W-E. Recorrido que discurre entre el Prat de Son Serra a la derecha y Es Rotllos, Es Ras y Ses Punes a la izquierda. La parte derecha del transecto lo ocupa una acequia de 4-5 m. de anchura con márgenes colonizados por carrizos bastante altos. En la parte izquierda alternan formaciones de masiega y de carrizos en los 2/3 primeros del recorrido, mientras que en la última parte predominan los carrizos cortos debido a la presión ganadera. T6. Camí Es Colombar-Es Cibollar. En el margen derecho hay pequeñas manchas de carrizos bajos y tal como el terreno se entra en Es Cibollar aparecen formaciones homogéneas de salicorniar y de *Juncus* que son las más extensas de S'Albufera en la zona NE. La parte izquierda la conforma una espesa mancha de carrizos bastante alto que llega hasta el Canal Ferraguí en donde aparece un pequeño bosque de *Tamarix sp* en una zona prácticamente inundada.

2. Estima de la densidad de los passeriformes palustres nidificantes en zonas del Prat.

Para estimar esta abundancia se aplicó el método del Transecto lineal (Burnham et al. 1980; Bibby et al. 1992; Buckland et al. 1993) durante las primaveras de los años 1990, 1994 y 1997. Esta densidad se ha obtenido utilizando el programa DISTANCE (Laake et al. 1996). Se ha asignado una distancia máxima de 100 m para incluir los contactos situados fuera de banda, siguiendo la sugerencia de Buckland (com. pers.) ya que se comprobó que las variaciones en esta banda tenían una influencia muy pequeña sobre la

estima de la densidad. Se seleccionaron 4 itinerarios de muestreo (Norte, Oeste, CIBIMA - sur- y Sèquia Vella -centro) y el periodo temporal de censo fue durante los meses de abril y mayo. Los recorridos se midieron con cinta métrica disponiendo cada 50 m de señales para facilitar la localización de las aves sobre el croquis y posteriormente sobre los mapas. Fueron realizados siempre por la misma persona (J. Castany) en el intervalo horario de 7'30 a 10'30 h. En Sèquia Vella no se realizaron censos en 1990.

Las figuras muestran la densidad media de los períodos considerados y el intervalo de confianza al 95%.

3. Comparación de comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas mediterráneas.

Para esta comparación se ha usado el índice kilométrico de abundancia (I.K.A.), esto es, número total de individuos de cada especie contactados por kilómetro lineal (Tellería, 1986). Los transectos se realizaron en dos fechas entre marzo y mayo durante la primavera del año 1.994 en 5 Parques Naturales del Mediterráneo español: Delta de l'Ebre, Prat de Cabanes-Torreblanca, L'Albufera de València, Fondó d'Elx, i S'Albufera de Mallorca (Fig. 1). Este último solo se censó una vez (8-9 de abril) debido a dificultades de desplazamiento. Más que obtener estimaciones muy exactas de la abundancia absoluta de las diferentes especies, se pretendía obtener índices de abundancia relativas. Para respetar la homogeneidad de los datos, los transectos los realizó siempre la misma persona (J. Castany). El intervalo horario en la realización de los transectos fue de 7'30 a 10'30 h.

La técnica estadística utilizada para tratar la matriz de datos correspondientes a los índices de abundancia de las especies palustres nidificantes ha sido el Análisis de Correspondencias. Éste permite tratar matrices de datos complejas, que incluyen muchas variables, al objeto de obtener otras nuevas y compuestas que puedan dar razón de la mayor variabilidad de los datos originales. De esta manera se ha obtenido, simultáneamente, una ordenación de las localidades de censo y de las especies palustres nidificantes muestreadas, de las que han quedado excluidas el Pechiazul (*Luscinia svecica*), Pájaro moscón (*Remiz pendulinus*) y Bisbita común (*Anthus pratensis*), por

tratarse de especies únicamente invernantes. Para cada localidad se han incluido en el mismo análisis los dos transectos realizados a excepción de S'Albufera de la que únicamente se ha dispuesto una fecha. En el Prat de Cabanes, localidad censada con mayor frecuencia, se ha seleccionado para la comparación, los transectos realizados entre 11 y 16 de marzo de 1.994 para el primer censo y entre el 22 de abril y el 2 de mayo para el segundo.

B. RESULTADOS.

1. Referentes a la comunidad de passeriformes palustres en el Prat.

Las figuras que se incluyen en este apartado muestran las estimas de densidad de los passeriformes palustres nidificantes más representativos en el Prat para un intervalo temporal entre 1990 y 1997.

1.1. Lavandera boyera (*Motacilla flava iberiae*).

Especie migrante transahariana que nidifica en el Prat en un bajo número de parejas (Densidad media= 0.4 ind/ha) incrementando su presencia, de forma importante, durante el paso otoñal conformando importantes dormideros en las áreas de carrizo.

La Figura 7 muestra que la mayor abundancia de individuos nidificantes se encuentra en la zona Norte (1.4, 1 y 0.38 ind/ha, respectivamente para los años 90, 94 y 97). En las zonas Oeste (0.56, 0.38 y 0.39 ind/ha) y Sèquia vella (0.53 y 0.30 ind/ha en el 94 y 97) la densidad de individuos se reduce a la mitad, y no aparece en ningún caso en CIBIMA.

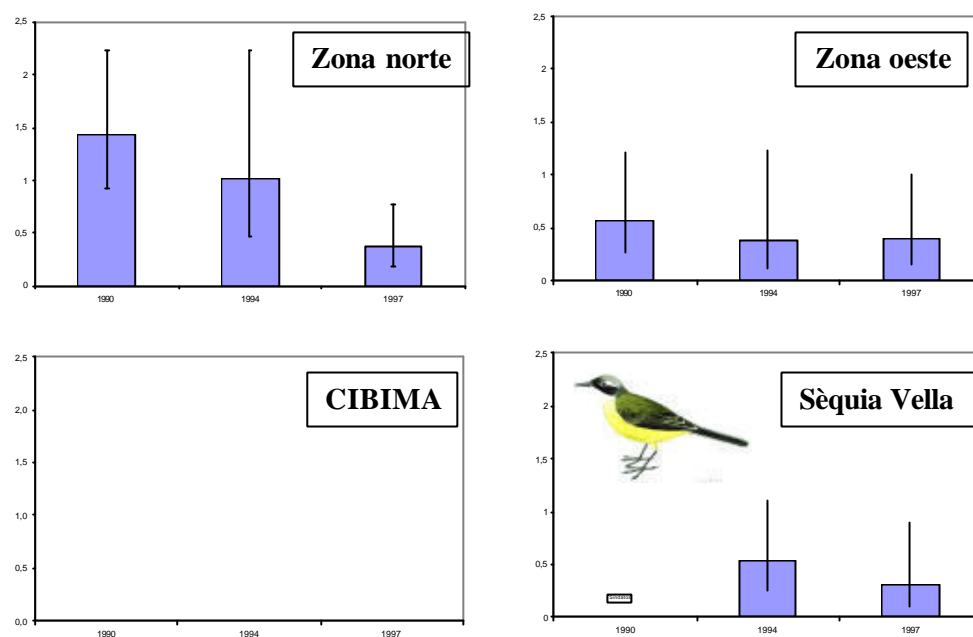


Figura 7. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de *Lavandera boyera* (*Motacilla flava*) en los transectos realizados en el Prat de Cabanes-Torreblanca.

Parece existir una tendencia, al menos en el área donde mejor está representada (zona norte), a la baja con una reducción importante del contingente en un tercio que no parece acusarse tanto en el resto de zonas. La zona norte acusó de forma especial la grave sequía de los años 94-96, ya que el agua que surge de la zona centro del parque (“ullals”), se dirige siempre hacia el sur.

1.2. Buitrón (*Cisticola juncidis*).

Ave insectívora parcialmente sedentaria que pasa bastante desapercibida durante el invierno siendo fácil de identificar durante la nidificación debido a su delatante canto (densidad media = 8.3 ind/ha).

Los histogramas muestran en las cuatro zonas del Prat que el Buitrón es un reproductor abundante. Posiblemente sea la especie de passeriforme que nidifica en mayor número de parejas en toda el área. La densidad mayor se encuentra en la zona el norte con una media

para los 3 años de 4.6 ind/ha, por 3.6 ind/ha en oeste, 2.2 ind/ha CIBIMA y 0.9 Sèquia Vella.

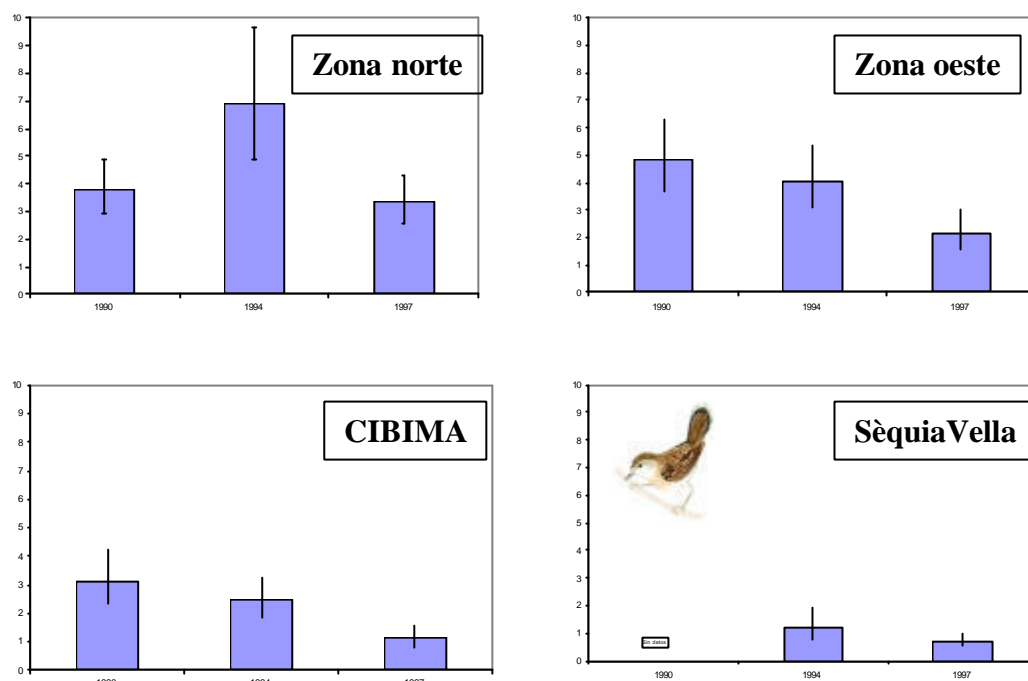


Figura 8. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de Buitrón (*Cisticola juncidis*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

A lo largo del periodo estudiado el Buitrón presenta, al menos en las zonas oeste, CIBIMA y Sèquia Vella, una reducción importante de un tercio del contingente que no parece acusarse tanto en la zona norte en donde en el 97 vuelve a las densidades del 90 tras un aumento considerable (de casi el doble) en el 94.

1. 3. Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*)

Especie insectívora, migrante transahariana. (densidad media = 0.39 ind/ha) cuya presencia en el parque no pasa desapercibida ya que el chicharreo de su canto puede apreciarse desde lejos.

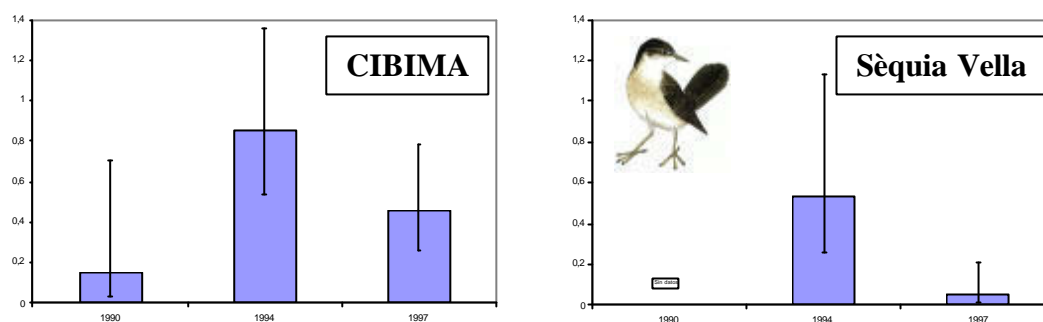


Figura 9. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de *Buscarla unicolor* (*Locustella luscinioides*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

La especie está ausente en las zonas norte y oeste. En CIBIMA y Sèquia Vella la densidad media para los tres años es de 0.48 y 0.29 ind/ha, respectivamente. Tomando como referencia CIBIMA se pasa de una densidad de 0.15 ind/ha en el 90 a 0.85 ind/ha en el 94 y a 0.45 ind/ha en el 97. En Sèquia Vella se pasa de una densidad de 0.53 ind/ha en el 94 a 0.05 ind/ha en el 97.

1.4. Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*).

Especie insectívora, migrante parcial de corta distancia (densidad media = 1.9 ind/ha). Los resultados (Fig. 10) muestran que la especie está presente en las cuatro zonas del Prat y que existen diferencias entre éstas en cuanto a densidad. La mayor parece ser Sèquia Vella con una media para dos años de 4 ind/ha, seguida de CIBIMA con 3.19 ind/ha para las tres temporadas y de la zona oeste y norte con 0.4 y 0.2 ind/ha respectivamente.

Las densidades que muestra la Figura 10 no parecen responder a un patrón común. En las zonas Norte y Oeste aumenta en el 94 con referencia al 90 pasando de 0.04 y 0.14 ind/ha respectivamente a 0.62 y 1.13 ind/ha, para recuperar aproximadamente las mismas densidades en el 97 (0.04 y 0.03 ind/ha).

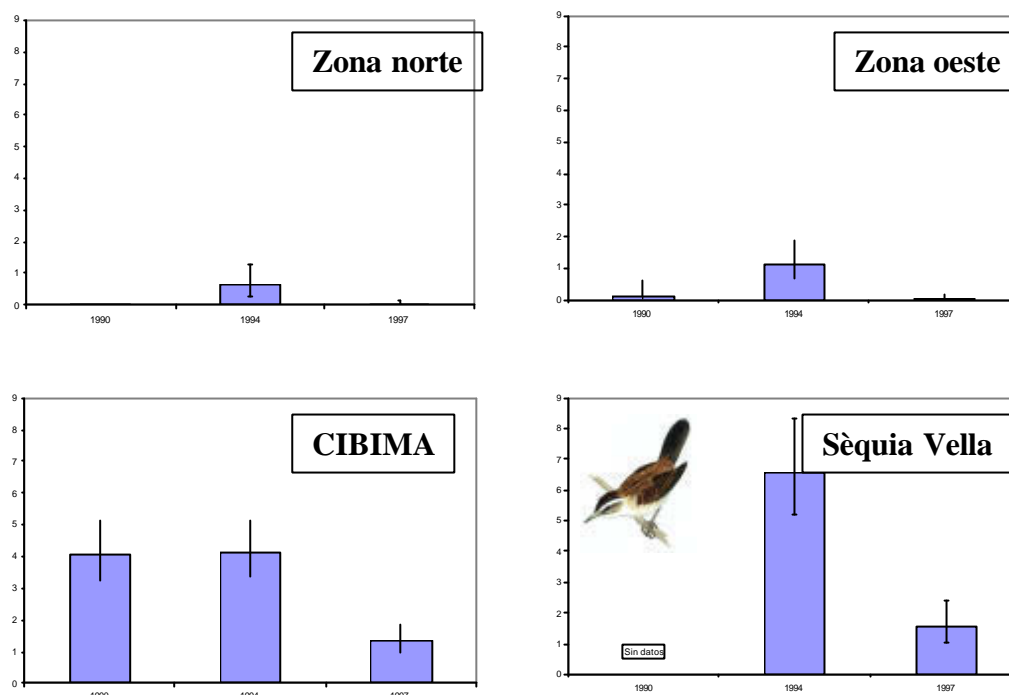


Figura 10. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

En CIBIMA el 90 y 94 mantienen la misma densidad (4 y 4.1 ind/ha) y disminuye a 1.3 ind/ha en el 97. En Sèquia Vella se pasa de los 6.5 ind/ha en el 94 a 1.5 ind/ha en el 97.

1. 5. Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*).

Especie insectívora, migrante total de larga distancia. Es, posiblemente, la especie más común en nuestros humedales. Aparece como generalista ocupando humedales, lagunas interiores y costeras, riberas fluviales, canales... que dispongan de vegetación palustre. Siente preferencia para la nidificación por los carrizales, espadañas y cañares, siendo menos habitual en juncos, zarzas o tarays (Hernández, 1997).

La densidad que presenta la especie en el Prat (Fig. 11) es muy baja (0.17 ind/ha). Por espacios, CIBIMA y la zona oeste presentan mayores densidades (0.3 y 0.2 ind/ha respectivamente), que las zonas norte y Sèquia Vella (0.04 y 0.09 ind/ha, respectivamente).

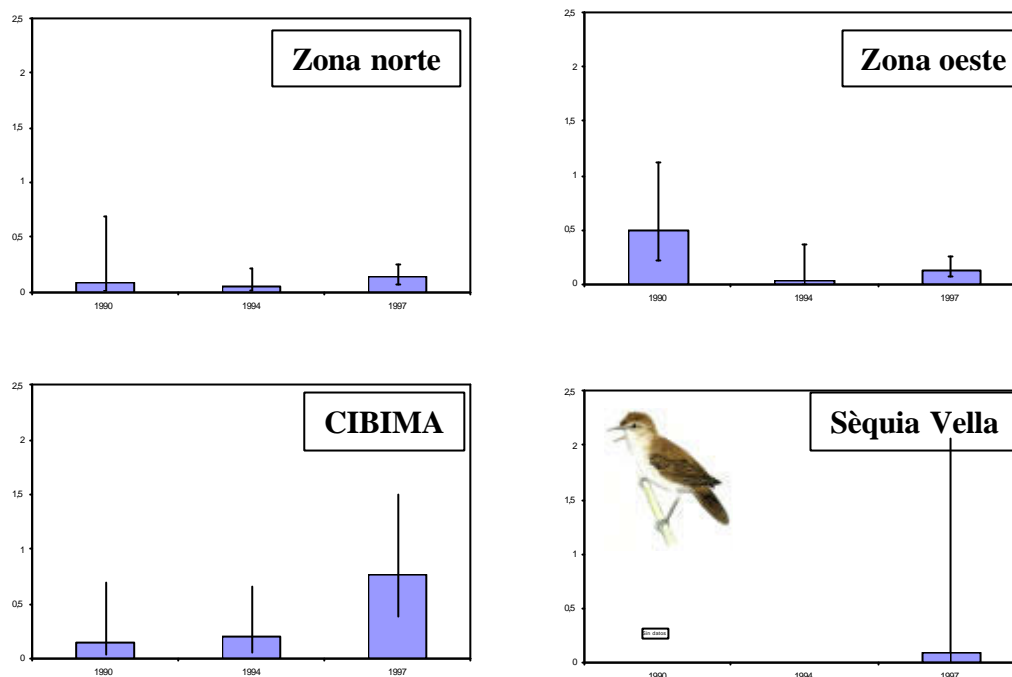


Figura 11. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

A lo largo del periodo analizado no se observa un patrón común entre las 4 zonas. Se mantiene prácticamente constante en la zona norte y muestra una tendencia a la baja en la zona oeste. En CIBIMA incrementa su abundancia en el 97 con referencia al 90 y 94. Y en Sèquia Vella pasa de no estar presente en el 94 a estarlo en el 97.

1. 6. Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*).

Migrante total de larga distancia. Es el más grande de las especies del género *Acrocephalus* presentes en la península Ibérica.

En el Prat en su conjunto presenta una densidad media de 0.39 ind/ha (Fig. 12), siendo CIBIMA, con diferencia, el área con mayor presencia (1.01 ind/ha), seguido de Sèquia Vella (0.27 ind/ha), zona norte (0.19 ind/ha) y zona oeste (0.10 ind/ha).

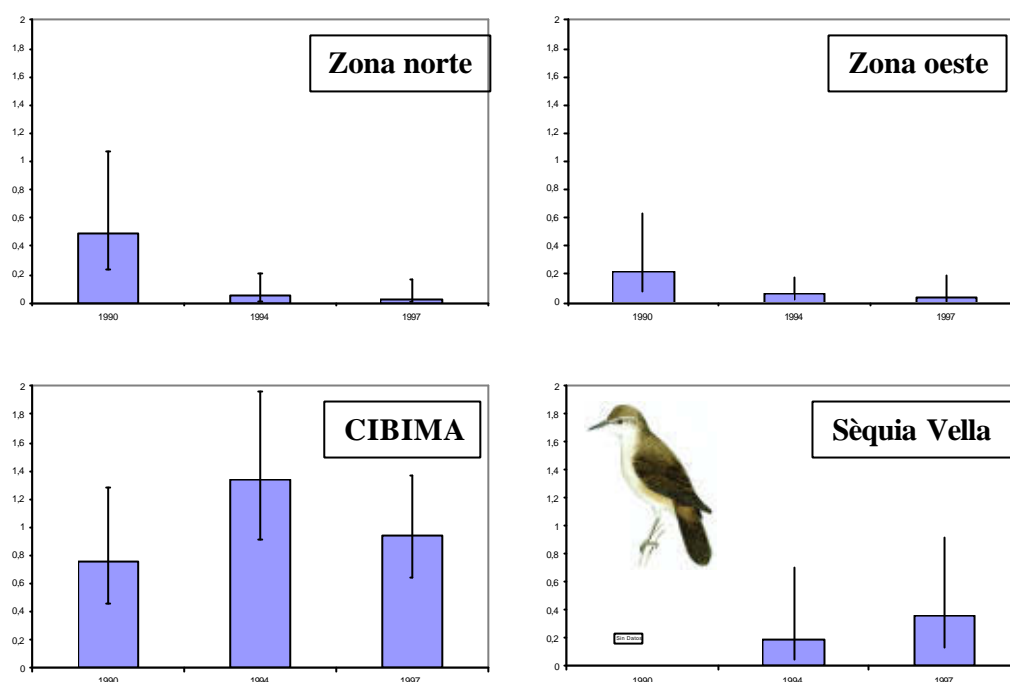


Figura 12. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

La evolución de la densidad en las zonas norte y oeste parece seguir un patrón semejante con una disminución prácticamente idéntica del 90 al 94 y 97. En CIBIMA, en cambio, la especie aumenta su densidad en el 94 y recupera en el 97 el mismo volumen que tenía en el 90 y en Sèquia Vella en el 97 duplica el volumen del 94. No obstante hay que tener en cuenta que el grado de superposición de los intervalos de confianza en el caso del Tordal son muy altos, indicando que la diferencia entre años en estas zonas no son significativas.

1.7. Zarcero común (*Hippolais polyglotta*) y Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*).

Las dos especies son passeriformes migrantes transaharianos que retornan a nidificar a sus áreas de cría ocupando, en el caso del Prat, las zonas colindantes con los cultivos.

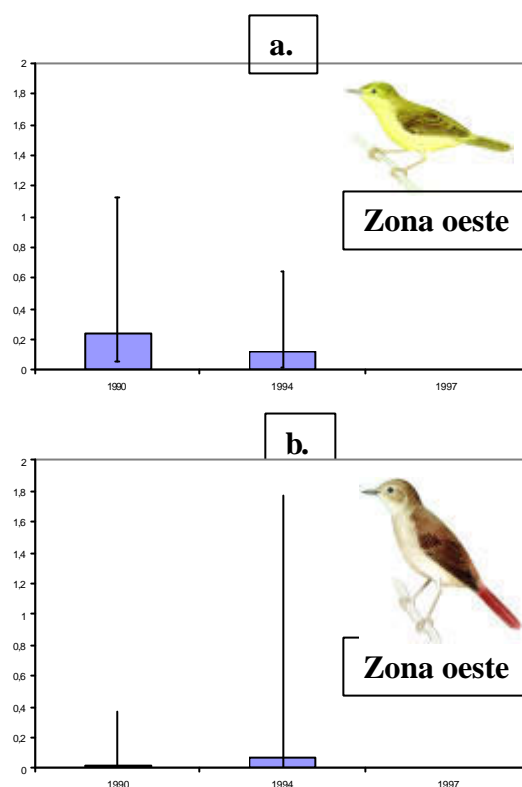


Figura 13. Densidad media primaveral (\pm intervalos de confianza al 95%) de Zarcero común (*Hippolais polyglotta*) y Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

Ambas especies únicamente están presentes en la zona oeste en donde presentan densidades medias muy bajas. El Zarcero común de 0.12 ind/ha y el Ruiseñor común de 0.03 ind/ha. En el 97 ninguna de las dos nidificó en la zona.

1. 8. Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*).

Es el único de su familia propio de los humedales. Normalmente parece estar ausente de los grandes carrizales inundados, si bien los ocupa durante la invernada como dormitorios.

Su abundancia en el Prat como nidificante es baja (densidad media = 0.039 ind/ha). Está ausente en las zonas norte y oeste, presentando valores de 0.04 y de 0.11 ind/ha. En CIBIMA y Sèquia Vella, respectivamente.

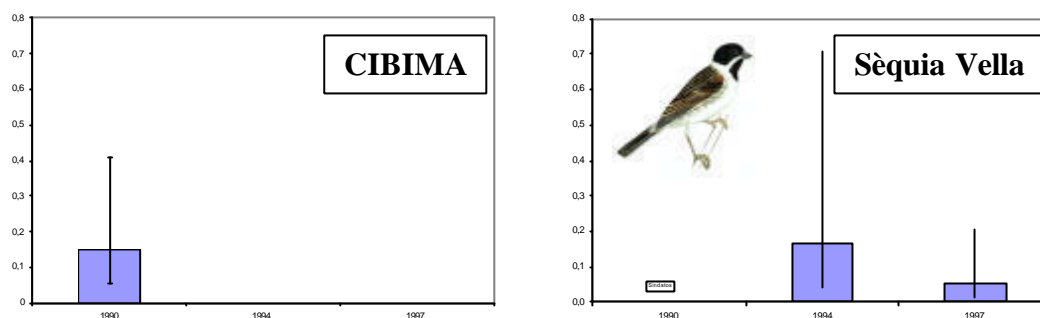


Figura 14. Representación gráfica mediante histogramas de la densidad media de *Escribano palustre* (*Emberiza schoeniclus*) en los transectos realizados en Prat de Cabanes-Torreblanca.

De CIBIMA desapareció en 1.990 y no ha vuelto a ocupar la zona. Su presencia en el Prat se ha reducido prácticamente a la época de invernada en que lo encontramos frecuentemente en paso y en dormideros.

2. En cuanto a la comparación de comunidades de aves en zonas húmedas mediterráneas.

2.1. Resultados de los censos.

Los resultados han mostrado diferencias importantes entre las diferentes comunidades de aves passeriformes palustres en los censos realizados entre marzo y mayo (S'Albufera de Mallorca tan sólo se censó a principios de abril, momento en el que todavía no habían llegado los nidificantes estivales).

Como puede apreciarse en la Figura 15, el Carricerín real (*A. melanopogon*) presenta en el Prat de Cabanes (CS) el mayor IKA de todas las estaciones censadas –29.6 ind/km a mediados de marzo y 19.7 ind/km a finales de abril. En S'Albufera, un área renombrada (Cramm, 1992) por la población de esta misma especie, se contabilizaron a mediados de abril 12.5 ind/km. En l'Albufera de València los datos en el primer censo fueron de 7.7 ind/km en el primer censo y de 4 ind/km en el segundo. En el resto de espacios los respectivos IKAs presentan valores mucho más bajos para el momento central en época de cría. Concretamente, en el Delta del Ebro se contabilizaron 3.3 ind/km en el primer censo

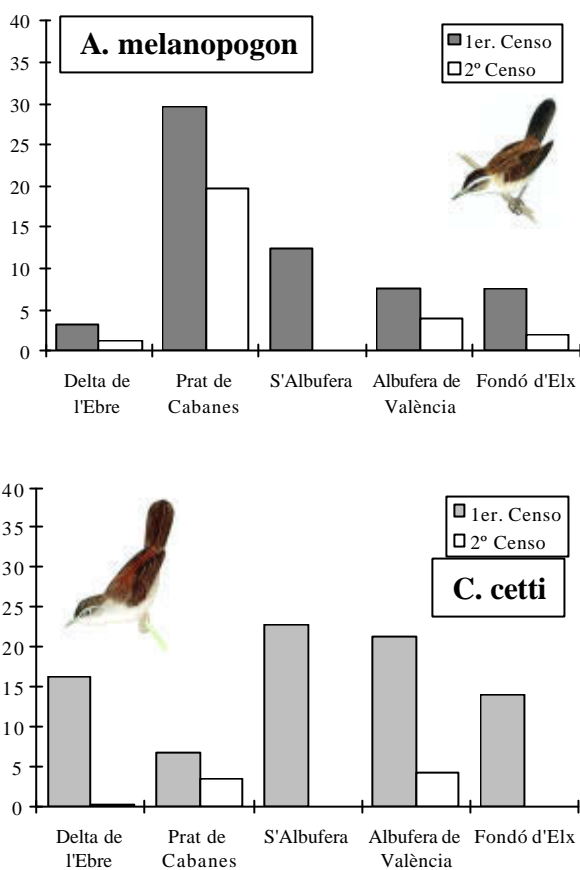


Figura 15. Índices medios de abundancia –IKA– de Carricerín real y Ruiseñor bastardo resultantes de los transectos realizados en cada localidad estudiada en el primer y segundo censo.

y 1.1 en el segundo y en el Fondó los índices pasaron de 7.5 ind/km en el primer censo a 2 ind/km en el segundo. Por este motivo el Prat se configura como una zona extraordinaria en lo que respecta a la densidad de la población de Carricerín real, al menos con las abundancias del año 1994.

En la misma Figura 15 se representa en este mismo contexto los respectivos índices kilométricos para el Ruiseñor bastardo (*C. cetti*). Como puede observarse existe una diferencia importante entre el resultado del primer IKA y el del segundo, más centrado en la época de cría. En el Prat de Cabanes, pasa de 6.7 ind/km a 3.3 ind/km. A pesar de presentar en abril el valor de 3.3 ind/km no nidifica en ninguno de los transectos realizados ya que se trata de los últimos individuos invernantes. En el resto de espacios el descenso entre censos todavía es más acusado. En l'Albufera pasa de 21.3 a 4.3 ind/km. En el Delta,

de 16.2 a 0.2 ind/km. En el Fondó de 13.9 a 0 ind/km. En S'Albufera de Mallorca en el único censo realizado aparecieron 22.7 ind/km a principios de abril.

Del Buitrón (*C. juncidis*) se ha representado en la Figura 16, los resultados del segundo censo por considerar que los del primero no reflejaban el estatus de esta especie en su momento de cría. Prat y Delta presentan los mayores IKAs (22.3 y 19.2 ind/km, respectivamente), seguidos de Fondó con 12.8 ind/km y de l'Albufera con 9.2 ind/km.

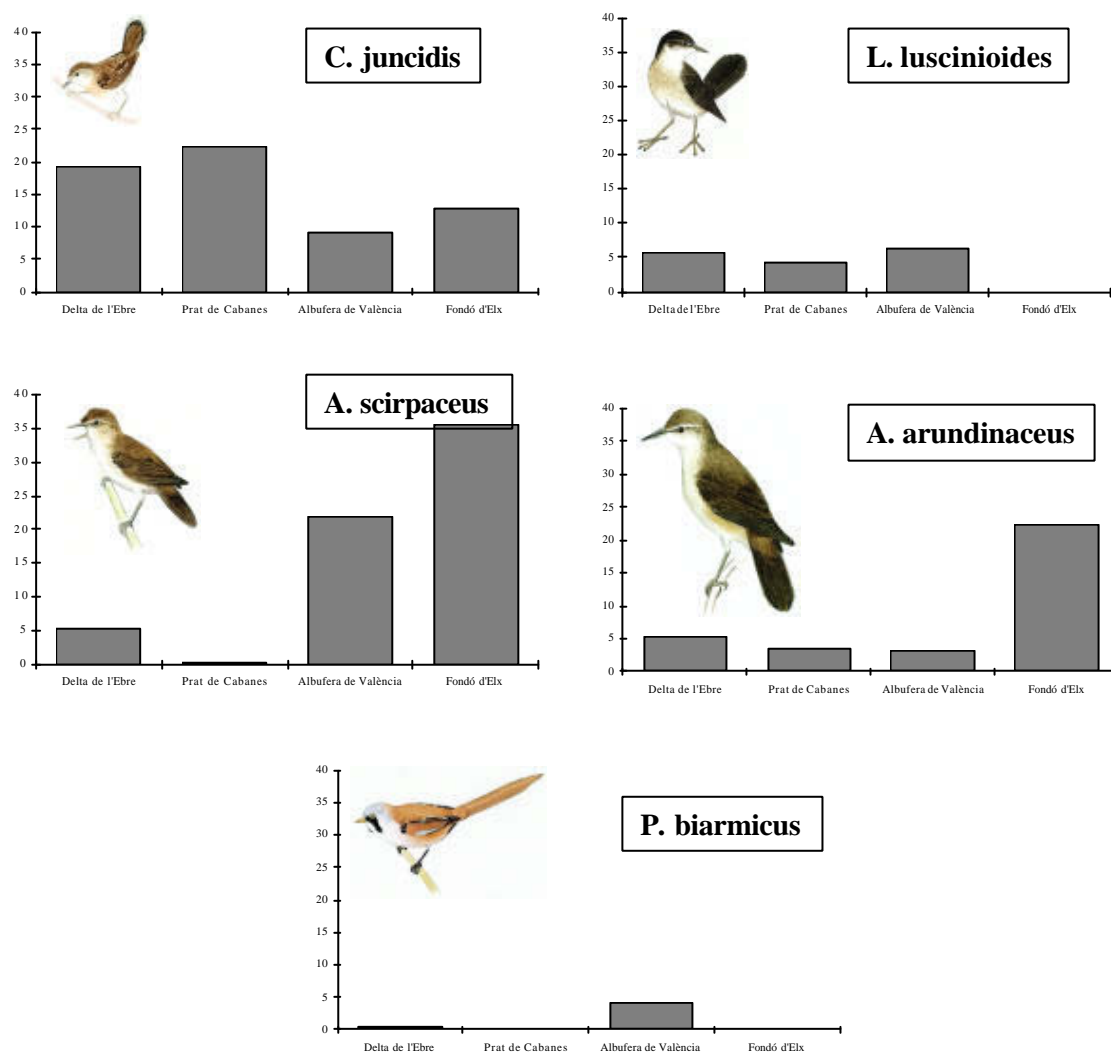


Figura 16. Representación gráfica mediante histogramas de los Índices medios de abundancia (IKA) de los transectos realizados en cada localidad estudiada en el segundo censo.

La Buscarla unicolor (*L. luscinoides*), migrante transahariano, presenta el mayor IKA en l'Albufera -6.3 ind/km- seguida del Delta -5.6 ind/km- y del Prat -4.3 ind/km. No

aparece en el Fondó ni en S'Albufera ya que a principios de abril todavía no habían aparecido las especies estivales procedentes de África. No obstante hay muy pocas citas en cuanto a su reproducción en Baleares (Tellería, 1999).

Por su parte los IKAs representados en la Figura 16 respecto al Carricero común (*A. scirpaceus*) muestran acusadas diferencias entre los 35.4 ind/km del Fondó y los 21.8 ind/km de la l'Albufera en relación a los 5.4 ind/km del Delta y a los 0.3 ind/km del Prat. El 9 de abril todavía no había aparecido la especie en S'Albufera.

El Carricero tordal (*A. arundinaceus*) presenta un IKA en el Fondó de 22.2 ind/km, muy diferenciado con respecto a otras localidades. De hecho en el Delta arroja un índice de 5.2 ind/km, en el Prat de 3.5 ind/km y en l'Albufera 3.1 ind/km.. El IKA en S'Albufera de 0.13 ind/km no se ha mostrado por considerar que no representa la realidad durante el periodo de cría.

Finalmente el Bigotudo (*P. Biarmicus*) únicamente aparece como nidificante en bajas densidades en l'Albufera en donde se registran los mayores IKAs (2.5 y 3.9 ind/km en el primer y segundo censo, respectivamente). Le siguen el Fondó donde aparece tan solo en el primer censo con 2.3 ind/km y el Delta con 0.45 ind/km censados en el segundo muestreo. No nidifica ni en el Prat ni en S'Albufera.

2.2. Ordenación de las especies en los dos primeros ejes del Análisis de Correspondencias.

Los tres primeros factores del Análisis de Correspondencias explican en conjunto el 73.1% de la varianza. El primer eje explica el 41.3%, los otros dos el 19.8% y el 12%, respectivamente.

En la Figura 17 se ha representado la ordenación de las especies nidificantes en los dos primeros ejes del análisis de correspondencias destacando que entre las del género *Acrocephalus*, existe una clara separación entre los migrantes transaharianos (*A. scirpaceus* y *A. arundinaceus*) y el único migrador parcial de corta distancia, *A. melanopogon*.

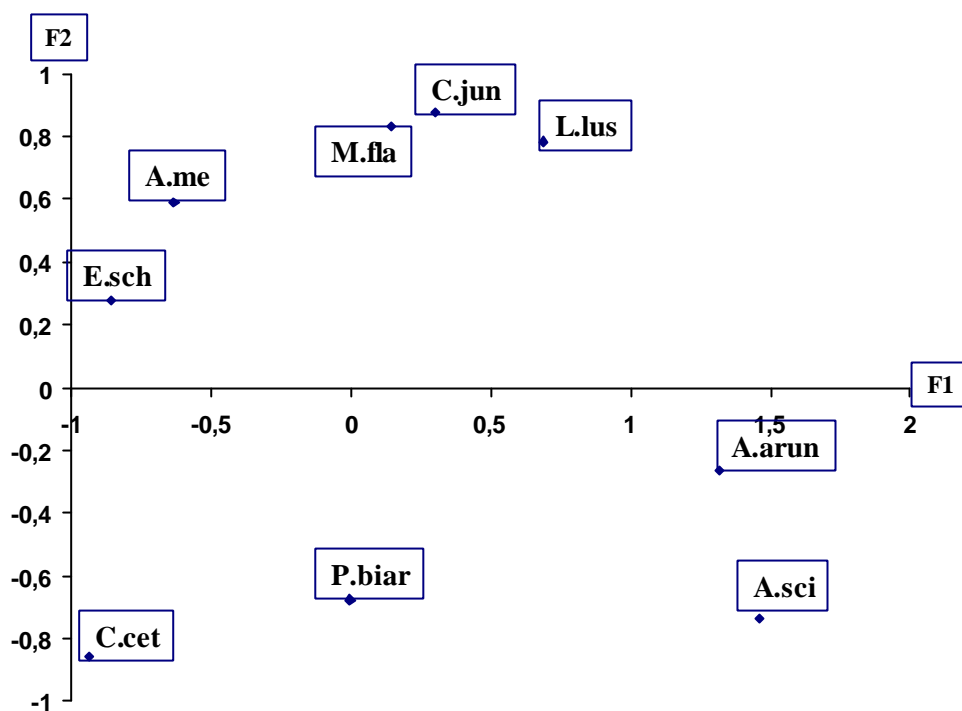


Figura 17. Representación gráfica del Análisis de Correspondencias. Ordenación de las especies en los dos primeros ejes del Análisis.

Efectivamente esta última se sitúa en el extremo negativo del Factor 1 mientras que las otras se hallan en el extremo opuesto del mismo eje. Lo mismo ocurre con el Factor 2, donde *A. melanopogon* presenta una coordenada positiva mientras que *A. scirpaceus* y *A. arundinaceus* presentan coordenadas negativas.

Otras especies, como es el caso de *C. cetti* i *E. schoeniclus* presentan coordenadas en el extremo negativo del Factor 1. Por otra parte, *M. flava*, *C. juncidis* y *L. luscinoides*, a pesar de ser especies con preferencias de hábitat diferentes, ocupan una posición similar en el espacio definido por los dos primeros ejes de este análisis. *P. biarmicus*, por su parte, también se sitúa en los valores intermedios de Factor 1, pero, a diferencia de las especies anteriores, presenta valores negativos en el Factor 2.

2.3. La Ordenación de las localidades en los dos primeros ejes del Análisis de Correspondencias.

La ordenación de las especies recién descrita permite interpretar las diferencias en la composición de la comunidad de aves entre las localidades estudiadas. A dicho efecto también resulta útil el cálculo de la correlación entre los índices de abundancia de cada especie en cada localidad y su coordenada en los tres primeros ejes del Análisis de Correspondencias, que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Correlaciones entre los índices de abundancia de cada especie en cada localidad y su coordenada en los tres primeros ejes del Análisis de Correspondencias.

Especies	E1	E2	E3
A.melanopogon	-0,3251	0,4504	-0,5872
A.scirpaceus	0,8364	-0,2039	-0,1833
A.arundinaceus	0,5484	-0,0169	-0,3112
C.cetti	-0,6834	-0,4619	0,0187
L.luscinioides	0,3971	0,3376	0,3264
C.juncidis	0,3983	0,6585	0,2404
E.schoeniclus	-0,3050	0,1703	-0,2615
M.flava	0,1775	0,4101	-0,1299
P.biarmicus	0,0812	-0,1515	0,2747

Las especies que presentan una mayor correlación positiva con el Factor 1 son *A. scirpaceus* y *A. arundinaceus*, en este orden. Con valores muy inferiores, también presentan correlaciones positivas con este Factor *C. juncidis* y *L. luscinioides*. Por el contrario, presenta una elevada correlación negativa *C. cetti*. La correlación de *A. melanopogon* en este eje, a pesar de ser negativa, es menos importante. Por tanto, el Factor 1 representa un gradiente de abundancia de *A. scirpaceus* y *A. arundinaceus* en un extremo, y de *C. cetti* en el otro.

Para el caso del Factor 2, presentan correlaciones positivas sobretodo *C. juncidis*, y con coeficientes inferiores *A. melanopogon*, *M. flava* y *L. luscinioides*. Únicamente *C. cetti* presenta una correlación negativa en este eje. En lo que respecta al Factor 3, únicamente es significativa la correlación con *A. melanopogon*, y presenta signo negativo.

En las Figuras 18, 19, 20, 21 y 22 se ha representado la ordenación de las localidades en el espacio definido por los dos primeros factores del Análisis de Correspondencias.

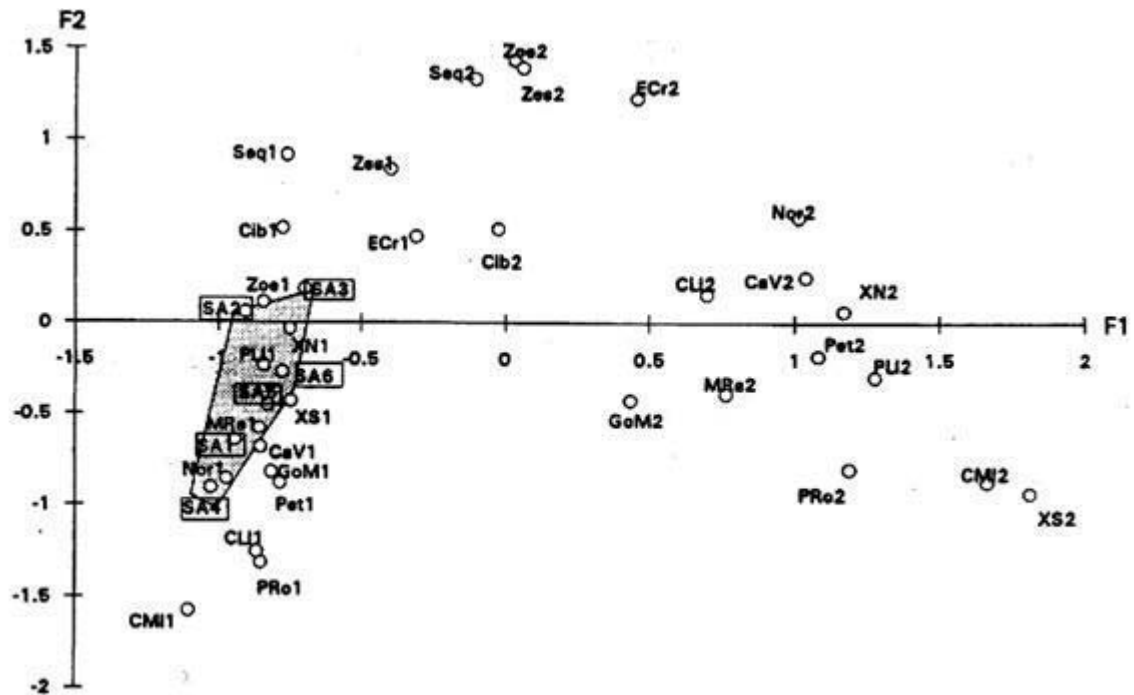


Figura 18. Ordenación de los transectos según el Análisis de Correspondencias. Aparecen marcados con un polígono sombreado (SA) los transectos realizados en el P. N. de S'Albufera (Mallorca).

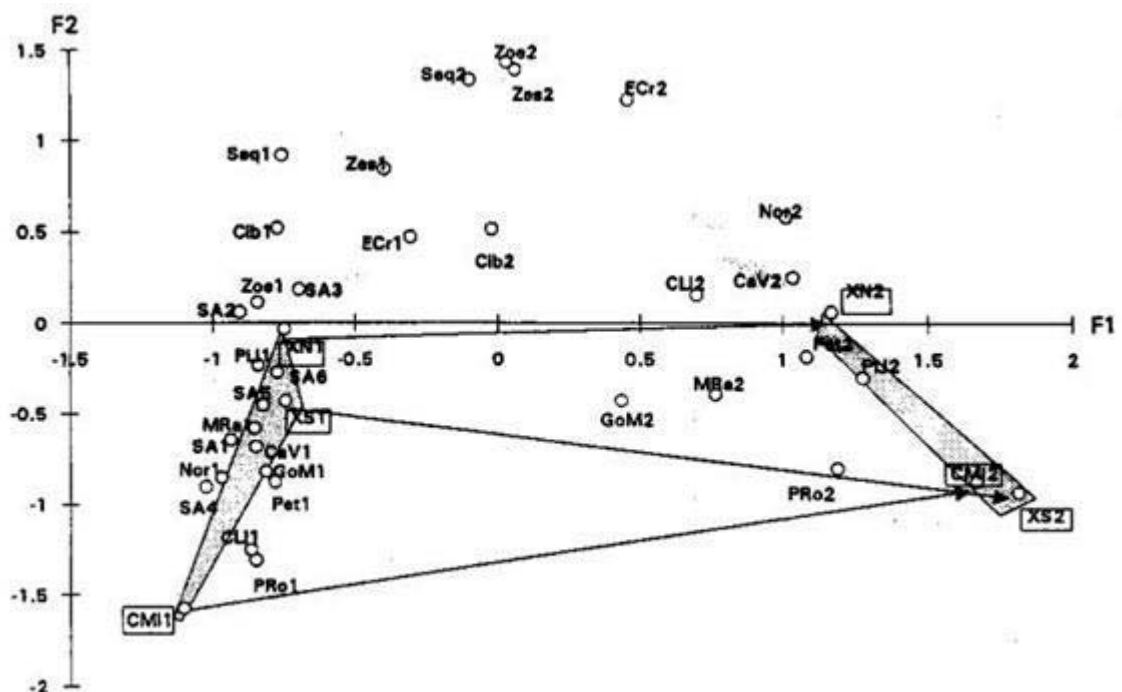


Figura 19. Ordenación de los transectos según el Análisis de Correspondencias. Aparecen marcados con un polígono sombreado los transectos realizados en el P. N. del Fondó d'Elx (Alacant). El número 1 identifica a la primera realización del transecto y el 2 a la segunda. Las dos fechas de cada transecto se muestran conectadas por flechas.

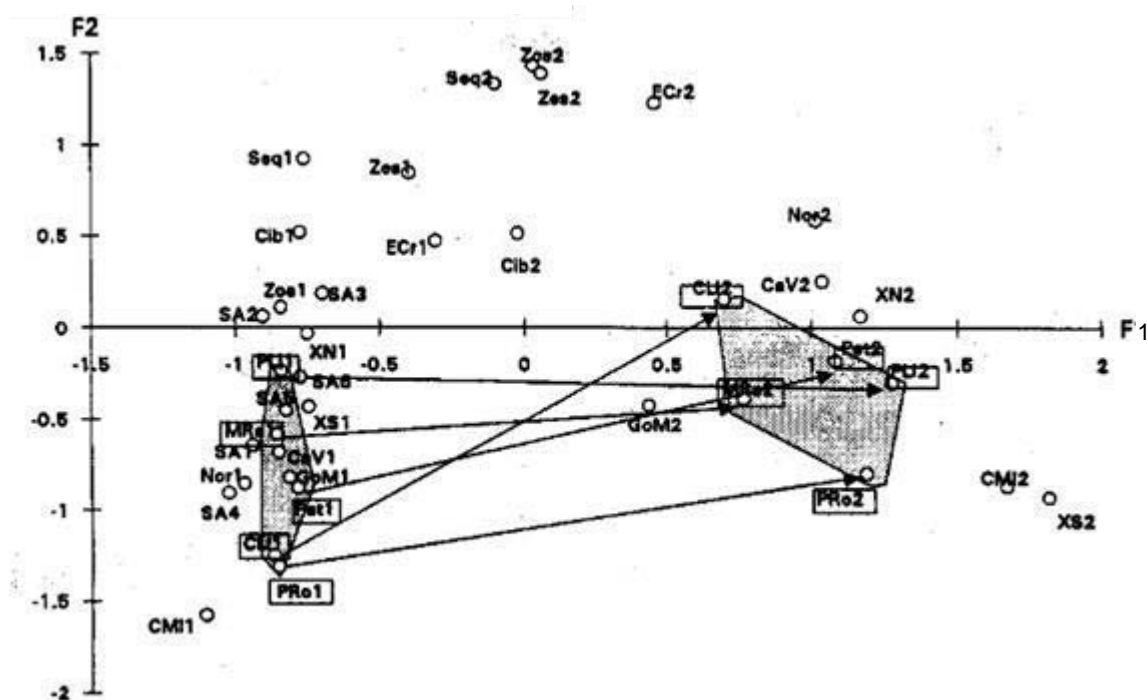


Figura 20. Ordenación de los transectos según el Análisis de Correspondencias. Aparecen marcados con un polígono sombreado los transectos realizados en el P. N. de l'Albufera (València). El número 1 identifica a la primera realización del transecto y el 2 a la segunda. Las dos fechas de cada transecto se muestran conectadas por flechas.

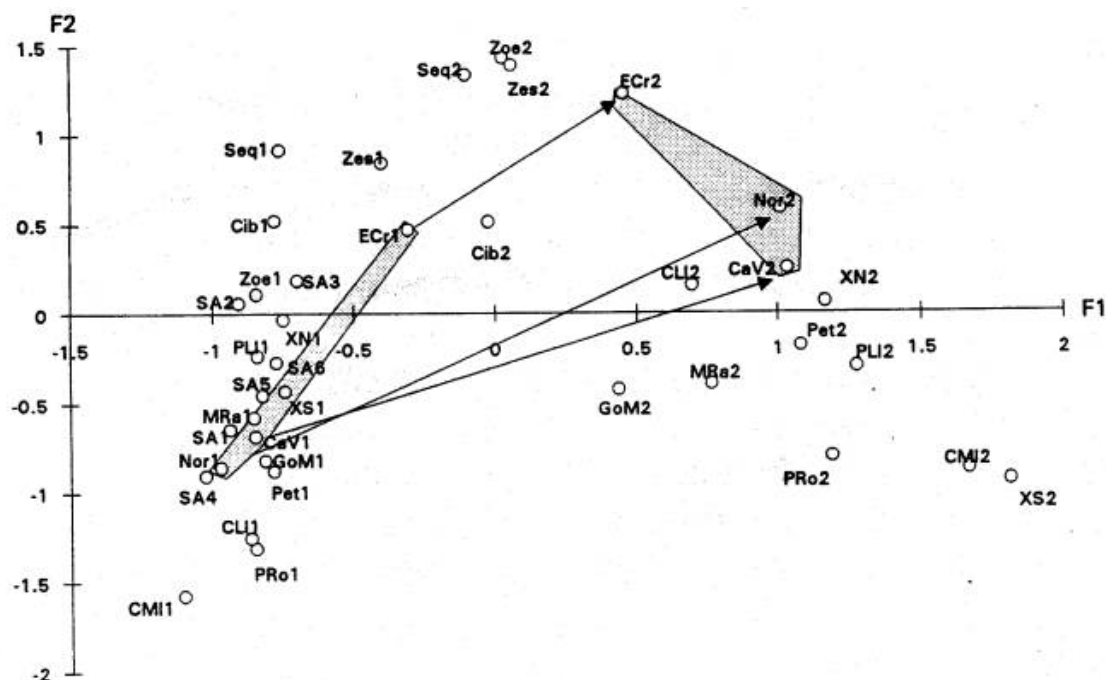


Figura 21. Ordenación de los transectos según el Análisis de Correspondencias. Aparecen marcados con un polígono sombreado los transectos realizados en el P.N. del Delta de l'Ebre (Tarragona). El número 1 identifica a la primera realización del transecto y el 2 a la segunda. Las dos fechas de cada transecto se muestran conectadas por flechas.

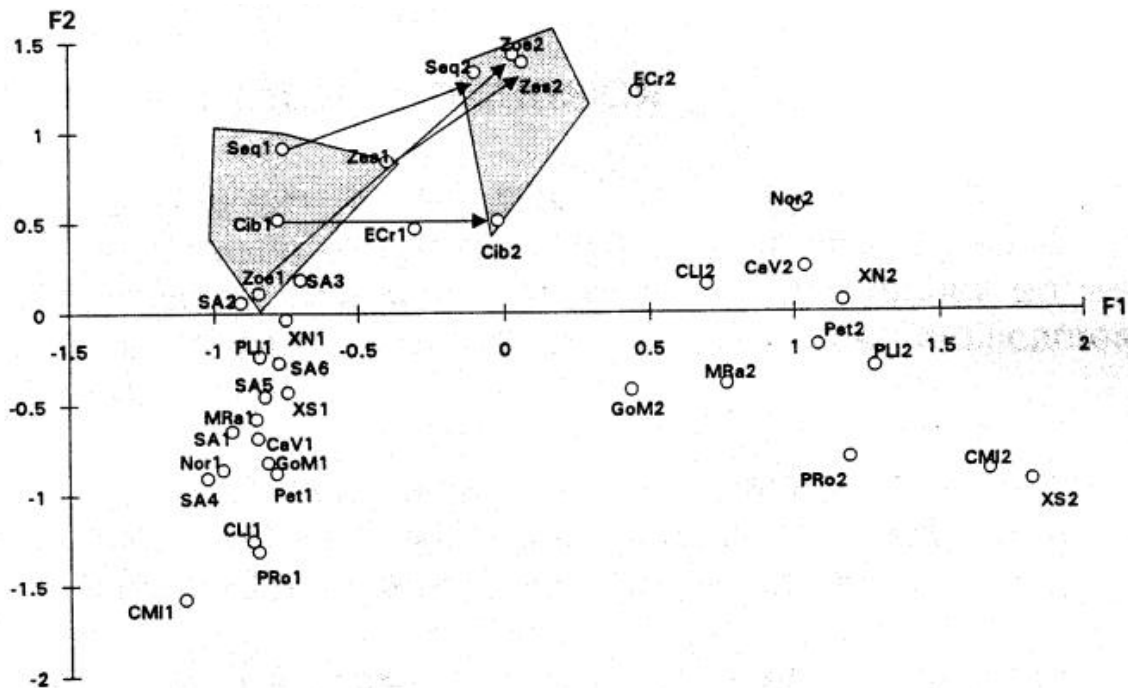


Figura 22. Ordenación de los transectos según el Análisis de Correspondencias. Aparecen marcados con un polígono sombreado los transectos realizados en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castelló). El número 1 identifica a la primera realización del transecto y el 2 a la segunda. Las dos fechas de cada transecto se muestran conectadas por flechas.

Para facilitar la interpretación de los resultados se ha realizado una figura por localidad. En cada una de éstas aparecen los puntos pertenecientes a los dos muestreos realizados incluidos en un polígono sombreado. Una flecha conecta la posición del primer muestreo realizado en un punto con la posición correspondiente al segundo muestreo en el mismo punto. De esta manera quedan reflejados los cambios experimentados por la comunidad de passeriformes palustres para el periodo de tiempo considerado. Como puede apreciarse en las figuras correspondientes a las zonas de las que disponemos de dos muestreos (todas a excepción de S'Albufera), el polígono correspondiente al segundo muestreo aparece desplazado hacia valores positivos del Factor 1. Este factor refleja un eje temporal en el cambio de la composición de esta comunidad. A finales de abril o principios de mayo se han establecido en todas las zonas las poblaciones de *A. scirpaceus* y de *A. arundinaceus*, especies que presentan una correlación positiva con este eje, lo cual explica el desplazamiento de la posición de estos puntos.

Resulta también evidente en estas gráficas que la posición en el Factor 2 de la mayoría de las localidades cambia poco entre los dos periodos de muestreo. Únicamente en el caso del Delta, se produce un claro desplazamiento hacia valores más elevados de este eje en el muestreo de finales de abril. Esto se explica por el incremento de *C. juncidis* y de *L. luscinioides* entre los dos periodos.

C. DISCUSIÓN.

1. Composición y estructura de los paseriformes palustres nidificantes más representativos en el Prat.

1.1. Lavandera boyera (*Motacilla flava iberiae*).

La presencia de nidificantes en las zonas norte y Oeste (Fig.7) del Prat sugiere que las preferencias de hábitat durante la cría son las zonas de saladar, donde nidifica en espacios abiertos entre salicornias y juncos. Esta circunstancia coincide, además en estas áreas, con el pastoreo, en primavera y verano, de rebaños de ganado. Estas preferencias no difieren de lo dicho por Purroy (1997) a nivel ibérico, cuando se la cita asociada a praderas encharcadizas y a extensiones herbáceas pastadas por ganado vacuno, ni a nivel europeo (Cramm, 1992). La práctica de la ganadería hace que el Prat esté permanentemente expuesto a los incendios furtivos siendo la zona oeste la más castigada. Las quemas limitan el crecimiento de ciertas especies en beneficio de otras y potencian que existan pequeñas calvas de terreno que son aprovechadas por la especie. La nidificación no está ligada al carrizal, razón por la cual no aparece en CIBIMA y cuando lo hace en Sèquia Vella lo hace en el límite con la barra dunar, asociada a vegetación muy baja (*Juncus sp*). La disminución que se observa entre periodos podría deberse tanto a la fuerte sequía que azotó la zona entre los años 1.994 y 1.996 como al cambio en la práctica del pastoreo. Desde el año 90 hasta la actualidad se ha observado una disminución del número de ganaderías debido a las condiciones administrativas del parque natural como también al conocido mal de las “vacas locas”. De hecho, en CIBIMA y Sèquia Vella la presencia de rebaños en el 97 fue prácticamente nula.

1.2. Buitrón (*Cisticola juncidis*).

La presencia de nidificantes en las zonas norte y oeste (Fig. 8) del Prat viene a reafirmar que las preferencias de hábitat del Buitrón durante todo el año sean las zonas con vegetación baja (juncales y salicorniales) en cuyos interiores nidifica, coincidiendo así con lo que se dice a nivel europeo (Cramp, 1992). A pesar de aparecer frecuentemente ligada a zonas palustres, en donde ubica sus nidos en los alrededores del carrizal, no es una especie exclusiva de este medio. De hecho, y a pesar de que sea abundante en estas áreas, se dice que su asociación a sustratos húmedos es más por la densidad y altura del pasto que por la presencia de agua (Galarza, 1997). Probablemente el descenso de la población en todas las zonas a un tercio su contingente podría ser debido a la grave sequía de los años 94-96. No obstante, también se ha observado, en el propio estudio, al igual que ocurre en otros espacios ibéricos (Muntaner et al. 1983) que acusa la bajada de las temperaturas invernales.

1.3. Buscarla unicolor (*Locustela luscinioides*)

La presencia de esta especie en el Prat (Fig. 9) se encuentra asociada a áreas de carrizal casi monoespecífico no muy denso y con presencia continua de agua de calidad. Posiblemente por ello no esté presente ni en la zona norte ni en la oeste en donde hay amplias extensiones de salicorniar y juncos. No coincide con las preferencias citadas para la especie en el Delta de l'Ebre ya que se la asocia a zonas acuáticas dominadas por enneas (Martínez, 1983). En el Prat, esta buscarla se asocia a una vegetación que combina tallos recientes con los secos de temporadas anteriores. En este contexto los machos acostumbran a encaramarse en lo alto de los carrizos secos desde donde cantan y marcan territorios. Las densidades medias muestran que nos encontramos ante un reproductor escaso, hecho que coincide con la estimación en número de parejas (entre 1.450 y 1.900) apuntado por Cantos (1997) para la Península Ibérica. En el Prat, Castany y López (SEO-BirdLife, 2003) citan una población que estaría entre 10-20 parejas. El grueso del contingente de esta especie se concentra en la parte este de Europa (Cramp, 1992). Sus exigencias de hábitat condicionan su presencia cuando hay importantes alteraciones (sequía, quemas del carrizal ...). Para estos años la densidad que presenta en el 94 puede estar respondiendo a un efecto de

concentración alrededor de los espacios con agua --normalmente canales y acequias-- motivado por la sequía, hecho que no se ve tanto en el 90 ni en el 97. En CIBIMA, la superposición de los intervalos de confianza minimiza las diferencias, hecho que no ocurre en Sèquia Vella.

1.4. Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*).

En el Prat la especie está asociada a áreas con vegetación palustre próximas a superficies de agua libre (surgencias o canales de antiguos campos de arroz) tendiendo a evitar carrizales monoespecíficos, siendo más abundante donde la vegetación incluye además juncos y enneas (Castany y López, 1997). Posiblemente esta selección de hábitat de cría esté condicionada por su costumbre de capturar el alimento cerca de la superficie del agua (Bibby, 1981). Construye el nido en los entramados de tallos muertos y rotos de carrizo, resultando más abundante en carrizales cuyas condiciones no han sido alteradas (Taylor, 1993). En este sentido, tanto la ausencia de agua como el tipo de vegetación en la zona norte, donde predomina el salicorniar, y en la zona oeste donde la vegetación está constantemente sometida a la práctica de los incendios justificaría la baja densidad comparada con CIBIMA y Sèquia Vella (Fig. 10). Las continuas alteraciones del carrizal (sequía, intrusiones marinas, quemadas ...) pueden condicionar la presencia de la especie.

1.5. Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*).

A pesar de tratarse de la especie nidificante más común en los humedales litorales ibéricos (Martínez, 1983; Callaghan, 1991), la densidad en el Prat es muy baja (0.17 ind/ha). La explicación a dicha abundancia tal vez haya que buscarla en razones de competencia. Por una parte, cuando la especie llega de África, el Carricerín real tiene ocupados amplios espacios en donde el carrizal, normalmente bajo, se encuentra asociado a *Juncus*, *Scirpus* o enneas. Y por otra, los carrizos más altos los ocupa el Carricero tordal, siendo dominante ante el Carricero común, quien al final reduce su hábitat a zonas no ocupadas por las anteriores especies. El aumento de la densidad en CIBIMA (Fig.11) podría ser consecuencia de la sequía pero en sentido inverso a cómo ésta actúa en las otras especies de passeriformes palustres (Buscarla unicolor, Carricero tordal y Carricerín real).

Aceptando como hipótesis que haya sido la ausencia de precipitaciones la causante de la disminución poblacional en estas especies, el Carricero común aprovecharía la situación y ocuparía unas zonas que en otras condiciones tendría limitadas.

1.6. Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*).

En el Prat, al igual como ocurre en otras localidades ibéricas (Muñoz-Cobo, 1997) la especie está ligada a amplios y densos carrizales, si bien selecciona preferentemente las zonas con carrizo alto. Posiblemente este sea el uno de los motivos de su baja densidad (Fig. 12) en todo el parque (0.39 ind/ha). En este sentido es CIBIMA, en la zona sur y pegado al mar, el área que presenta mayor densidad de individuos. Por otra parte el Carricero tordal está ligado a la presencia de agua. De esta manera, la falta de alguna de estas condiciones deriva en una baja densidad como ocurre en el resto de zonas del parque.

La disminución en las zonas norte y oeste, dónde ya presenta una bajísima densidad, podría ser debida fuera debida a la fuerte sequía de los años 94-96. En CIBIMA, zona a la que se adscribe la especie por la presencia de carrizos altos, cabría otra interpretación. La mayor presencia en el 94, con referencia al 90 y al 97 podría estar reflejando un efecto de concentración debido a la falta de terrenos inundados.

1.7. Zarcero común (*Hippolais polyglotta*) y Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*).

Estos dos passeriformes ocupan en el Prat únicamente zonas limítrofes a los cultivos, razón por la cual no aparecen en ningún caso ni en la zona norte, ni en CIBIMA ni en Sèquia Vella. Las preferencias de hábitat de ambas especies están bastante ligadas a la presencia de agua. El Zarcero común selecciona áreas abiertas, con clara preferencia por zonas frescas y húmedas (Onrubia et al. 1997), mientras que el Ruiseñor prefiere zonas también frescas y húmedas pero de umbría con presencia de matorral mediterráneo con buena cobertura vegetal (Muñoz-Cobo, 1997). Es muy probable que su desaparición de la zona en la temporada 97 fuera debida a la fuerte sequía del 94-96.

1.8. Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*).

Parece ser que su presencia en estas áreas es más una consecuencia de la vegetación requerida que de una auténtica asociación con estos biotopos (Sáez-Royuela, 1997). Normalmente parece estar ausente de los grandes carrizales inundados, si bien los usa durante la invernada como dormitorios.

2. Composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en cinco humedales mediterráneos.

La composición de la comunidad de passeriformes palustres del Prat es la más singular entre el conjunto de localidades estudiadas. Los polígonos correspondientes a los muestreos en el Prat, muestran muy poca superposición con los del resto de localidades. Por el contrario, las otras zonas se solapan ampliamente en lo que respecta a la composición de la comunidad, tanto en el muestreo de marzo como en el de abril-mayo.

Por otra parte, la comunidad de passeriformes del Prat muestra una composición más estable a lo largo del periodo estudiado debido a dos situaciones: a la presencia de *A. melanopogon*, como especie más abundante con una densidad que varía poco a lo largo del periodo estudiado y a la poca importancia relativa de una especie estival, potencial competidora de la anterior, como es *A. scirpaceus*.

En el resto de localidades, con excepción de S'Albufera de Mallorca de la que no disponemos de datos suficientes, la abundancia de *A. melanopogon* decrece entre marzo, abril y mayo, lo cual indica la existencia todavía en marzo de un amplio contingente de individuos invernantes o de paso, que se reproducirán en otras localidades. Este descenso es mucho menos acusado en el Prat, lo cual sugiere que una mayor proporción de su población incluye individuos nativos. Es importante destacar que el hecho de que el Prat presente una composición más estable le confiere mayor fragilidad. Se trata de aves que obtienen la mayoría de recursos de esta localidad, lo cual hace que vaya ligada su supervivencia a la conservación del área.

CAPÍTULO 3

TENDENCIA POBLACIONAL

INTRODUCCIÓN.

Durante los últimos años se han incrementado trabajos que tienen como objetivo el estudio de parámetros demográficos. El estudio a largo plazo de la dinámica poblacional ha permitido, por ejemplo, diagnosticar la regresión en algunas especies y, a su vez, intentar conocer las causas de sus declives (GCA, 2001). La ciencia acaba jugando un papel importante en el campo de la conservación investigando las poblaciones a lo largo de series de años. Y en este contexto se enmarca el uso de dos metodologías, los transectos y anillamiento, que confluyen y se complementan para conseguir estas pretensiones. En las últimas dos décadas ha habido mayor profundización y profusión en trabajos de campo gracias al acceso rápido a la información y a la disposición de herramientas informáticas para el procesamiento y manejo de datos de campo. No obstante continúan habiendo pocos estudios sobre aves paseriformes palustres en general y sobre seguimientos poblacionales durante series de años en particular.

Las Estaciones de Esfuerzo Constante (EEC) se ha demostrado que son un buen instrumento para el seguimiento poblacional de ciertas aves. Iniciaron su andadura en el mundo anglosajón y poco a poco han ido incrementándose en muchos países (GCA, 2001). Baillie et al (1986) establecieron una metodología que tenía como base la estandarización. Anillar con esfuerzo constante implica hacer un uso continuado del área de estudio llevando a cabo una serie de protocolos preestablecidos e invariables de esfuerzo de captura. Esta estandarización e invariabilidad afecta al número y tipo de redes, al número de horas que han de permanecer abiertas, a las medidas que se han de considerar y al cómo han de ser tomadas, a la frecuencia temporal de las visitas y a la serie mínima de años que requieren ciertos parámetros ...

En esta línea, el objetivo general del presente capítulo es investigar algunos aspectos relativos a la dinámica poblacional del Carricerín real en el Prat de Cabanes-Torreblanca. Básicamente se estima cómo ha variado su abundancia a lo largo del período de estudio. En concreto, se pretende (1) describir la variación estacional de su abundancia. (2) Estudiar las variaciones interanuales de ésta en jóvenes y adultos, con la obtención de un índice de productividad para los primeros y diferenciando entre sexos en los segundos. (3) Analizar

la fenología de la reproducción, a partir de placas incubatrices y picos máximos de jóvenes (adelanto o retraso de la reproducción). (4) Conocer cuál es abundancia durante la invernada y, finalmente, (5) explorar de forma preliminar las variables de estos parámetros en relación a variables climáticas. Y todo ello tomando como base los resultados obtenidos en los transectos y en el anillamiento científico llevado a término en las estaciones de esfuerzo constante (EEC) en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castelló).

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Generalidades.

Para la consecución de estos objetivos se han usado dos de las metodologías más extendidas, el método de transectos y el anillamiento de aves.

1.1. Transectos.

Un transecto consiste en un recorrido lineal en el que se registran los contactos con las aves que se producen a ambos lados de la línea de progresión. El método permite obtener densidades medias para cada momento del año ya que las visitas a cada recorrido han sido semanales, a excepción del año 1991 en que tan solo se realizaron una vez al mes. Para el presente capítulo se ha usado los datos correspondientes a dos recorridos. Uno, de 750 m (Fig. 1), que abarca el periodo 1.990-2.002, situado en el extremo sur del parque (CIBIMA) y otro, de 600 m para el periodo 1.993-1.997, ubicado en la zona central (Sèquia Vella).

Tanto la descripción de ambos transectos (CIBIMA, Sèquia Vella) como los criterios de censo aplicados en los itinerarios se han expuesto en el Cap. 2 (ver metodología).

1.2. Anillamiento.

En el ámbito del marcaje de aves passeriformes es el uso de anillas metálicas el más extendido tanto por su versatilidad como por la gran cantidad de información que

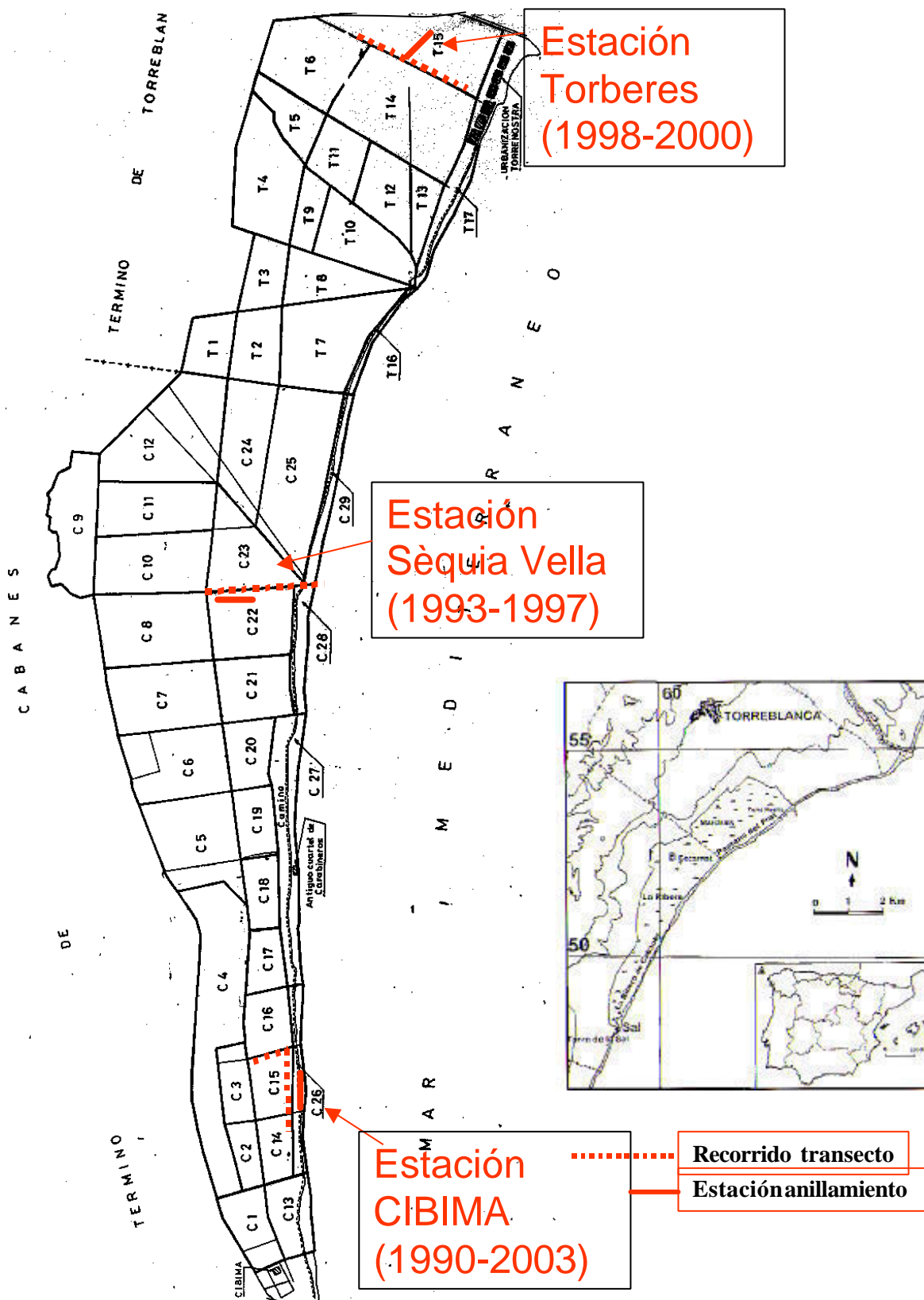


Figura 1. Estaciones de Esfuerzo Constante en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca.

proporciona. Individualizar un pájaro con una anilla numerada, informa sobre muchos aspectos, entre los que se encuentran los relativos a tendencias poblacionales que se abordan en este capítulo. El marcaje pretende analizar las propiedades de una población experimental en la que ciertos parámetros difíciles o imposibles de estimar en las poblaciones naturales pueden ser determinados con alguna precisión.

En esta línea, las que se conocen como “Estaciones de Esfuerzo Constante” (EEC) basan su actividad en la estandarización (Baillie et al. 1986). Esto es, utilización continua de un área de estudio en donde el esfuerzo en la captura de aves y su posterior marcaje siguen unos protocolos invariables y establecidos de antemano. Y es precisamente el estudio basado en una de ellas, que viene practicándose en el Parque Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón), la que nos ha llevado a conocer y comprender aspectos puntuales de la biología y ecología del Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*).

En la primavera de 1990 se estableció una primera estación en el extremo sur del parque (CIBIMA) que ha funcionado durante 14 años hasta hoy (2003). El año 1991 no aparece en muchos de los cálculos debido a la menor frecuencia de jornadas de anillamiento. En 1993 se añadió una segunda estación en la zona central (Sèquia Vella) que funcionó hasta 1997 (5 años) (Fig.1). Ambas estaciones difieren tanto en estructura vegetal (ver Metodología Cap. 2) como en comportamiento hidrológico, ya que la menor altura en la estación sur – CIBIMA-- supone que la zona permanezca inundada durante más tiempo, mientras que la disminución del manto hídrico en SÈQUIA VELLA se manifiesta en fechas más tempranas, avanzándose en tiempos de sequía.

Las capturas se han realizado durante todo el estudio con redes verticales (japonesas o invisibles). Genéricamente, el tipo de malla usado para la captura de passeriformes es de 16 mm. En nuestro caso se observó que esta sección era demasiado ancha y muchos Carricerines reales la cruzaban con relativa facilidad. Por ello se confeccionaron redes a medida con un ancho de malla de 14 mm que garantizara un mayor número de capturas de la especie. Las visitas a cada una de las estaciones han sido semanales, a excepción del año 1991 en que tan solo se anilló una vez al mes. En ellas se ha venido instalando una batería de 8 redes (longitud total de 85 m) durante 4 horas desde el amanecer (Fig.1). Este

intervalo semanal es suficiente para que las especies estudiadas no desarrollen comportamientos de evitación de las redes (Caughley 1977, citado por Tellería, 1986). En ningún caso se han usado reclamos ni otros métodos de atracción de aves.

Las anillas metálicas usadas han sido las remitidas por la Oficina de Especies Migratorias del Ministerio de Medio Ambiente en las que figura un número, individualizado para cada pájaro, y el remite “*Min. Agric. ICONA Madrid*” (“*Min. Med. ICONA Madrid*”, desde 2000). El procesamiento de los datos tomados en campo se ha realizado mediante el programa MIGRATIO (Castany & López, 1992), pensado para gestionar en exclusiva datos de anillamiento. Los análisis estadísticos se han realizado mediante SPSS (Norusis, 1986).

2. Variables fenológicas y demográficas.

2.1. Variables estimadas a partir de Transectos.

2.1.1. Variación estacional de la densidad. Se ha estimado la densidad según el método del Transecto finlandés de Järvinen & Väisänen (Tellería, 1986). En este método se registra la totalidad de contactos a ambos lados de la línea de progresión especificando el número incluido dentro de la banda principal. A partir de la proporción de contactos dentro de banda se puede estimar la función de detección, asumiendo que ésta es lineal. La banda usada fue de 25 m. Se ha calculado una densidad para cada fecha de realización del transecto, obteniendo una media móvil para intervalos de tres días. Se han diferenciado contactos totales y machos cantando. Se representan gráficas anuales entre 1990-2002 para CIBIMA y entre 1993-1997 para Sèquia Vella.

2.1.2. Densidad media durante el periodo de cría. Se ha obtenido una estima de la densidad media de aves/ha durante la época de cría utilizando el programa DISTANCE (Laake et al. 1996). Dado que los datos se recogieron, como se ha dicho, según el método de Järvinen & Väisänen (Tellería, 1986) ha sido necesario asignar una distancia máxima para incluir los contactos situados fuera de banda, siguiendo la sugerencia de Buckland (com. pers.). Se comprobó que las variaciones en esta distancia tenían una influencia muy pequeña sobre la estima de densidad y se optó, finalmente, por considerar una distancia máxima de 100 m. Los transectos realizados en abril y mayo de cada temporada se han

computado como repeticiones del mismo transecto mediante el procedimiento descrito en Laake et al. (1996).

2.1.3. Densidad en invernada. Ésta se ha calculado también según el método del Transecto finlandés de Jarvinen & Vaissanen (Tellería, 1986) debido a que en los datos de transectos invernales no aparecían contactos de Carricerín real más allá de los 25 m. En esta situación no ha podido estimarse la densidad mediante el programa Distance. Se ha estimado una densidad para cada fecha y a partir éstas se calcula una media móvil con un intervalo de 3 días. Para obtener una estima media durante la invernada se han promediado las estimas de diciembre y enero.

2.2. Variables estimadas a partir de datos de anillamiento.

2.2.1. Abundancia de adultos en época de cría. Se han obtenido dos índices de abundancia. Uno, basado en el número medio de individuos capturados en las jornadas de EEC desde 1 de abril a 31 de mayo y otro calculado como el número de individuos adultos diferentes capturados a lo largo de 7 jornadas de anillamiento entre abril y mayo de cada año. Este número de jornadas se ha seleccionado porque era el mínimo que podía considerarse en todos los años de estudio a excepción de 1991 para el que no se calculó este índice. Para los años en que se disponía de un número superior de jornadas de anillamiento durante esos meses, se han seleccionado al azar las jornadas a excluir del cómputo. Los dos índices se han calculado también por separado para machos y hembras. Se ha considerado los meses de abril y mayo a fin de evitar individuos de paso tanto al principio como al final de la época de cría.

2.2.2. Abundancia de jóvenes y productividad. Se ha calculado un índice de abundancia de jóvenes, como el número total de jóvenes anillados durante un intervalo de 8 jornadas de anillamiento alrededor de la fecha de máxima captura. Este intervalo incluye las 4 jornadas anteriores a dicha fecha, la propia fecha y las 3 posteriores. Se ha realizado así porque la fecha de máxima captura varía de unos años a otros.

Con el fin de obtener una medida indirecta del éxito reproductor se ha calculado un índice de productividad dividiendo el índice de abundancia de jóvenes recién descrito entre el

índice de abundancia de adultos basado en el total de individuos diferentes. En ambos casos quedan excluidos los datos correspondientes a la temporada 91 por la falta de jornadas de anillamiento.

2.2.3. Fenología de reproducción. Se han estimado dos variables relacionadas con la fenología reproductora. La primera es la fecha de aparición de placas incubatrices que se ha estimado como la fecha media de captura de las 3 primeras hembras con placa. Esta variable se ha calculado solo a partir del año 93. Y la segunda es la fecha del pico máximo de jóvenes en verano que se ha calculado como la media de la fecha del día de máximo número de capturas y las fechas anterior y posterior a ésta, ponderada por el número de individuos capturados cada día. Dicho cálculo tampoco se ha realizado en el año 91 por la ya mencionada falta de jornadas de anillamiento.

2.2.4. Dispersión de adultos. Los resultados de las EEC mostraron la existencia de un marcado pico de adultos en verano, por lo que se ha estimado dos variables para cuantificar este fenómeno: la magnitud y la fecha de aparición de dicho pico. La primera --magnitud del pico-- se ha calculado como el número total de individuos capturados el día del máximo y los días anterior y posterior. Para la segunda --fecha del pico-- se ha considerado la media de los 3 días utilizados en el anterior índice, pero ponderada por el número de individuos capturados en cada uno de esos días. En ambos casos el cálculo se hizo para el total de los individuos y por sexos. Por otro lado, y dado que se detectó una desaparición clara en verano de los adultos en Sèquia Vella, mucho más marcada que en CIBIMA, se ha cuantificado la fecha de desaparición de adultos en aquella estación como la fecha media de captura del último 20% de individuos antes de su desaparición estival.

2.2.5. Abundancia durante la invernada. El índice de abundancia durante la invernada se ha calculado como el número medio de individuos capturados en las EEC en diciembre y enero desde 1992 a 2001. A partir de 1996 se ha podido calcular este índice separando adultos y jóvenes del año debido a que la experiencia adquirida permitió la datación con mayor seguridad. Se escogieron ambos meses para evitar, por un lado, el pico de paso que aparece en CIBIMA a finales de otoño y, por otro, por ser representativos del período central de la invernada.

3. Variables climáticas.

Los datos de precipitación se han obtenido en la estación más cercana al área de estudio que es Torreblanca. Los relativos a temperatura corresponden a la estación de Benicarló, la siguiente más cercana al área de estudio, debido a una falta de registros durante algunos años en la primera. El período de tiempo considerado abarca desde el invierno previo a la época de cría (a partir de diciembre) hasta su finalización (junio incluido). Para dicho intervalo temporal se ha calculado las lluvias acumuladas en períodos de 3 meses, 2 meses (superpuestos a partir de DEF) y 1 mes. En cuanto a temperaturas, se ha estimado para cada mes la media de las máximas, la media de las mínimas, la mínima absoluta del mes y el número de días con temperaturas mínimas por debajo de 5°, 2° y 0°. Para analizar la relación de estas variables climáticas con las de dinámica poblacional descritas tanto en el método de transectos como en anillamiento, se ha usado el coeficiente de correlación de Spearman.

B. RESULTADOS.

1. A partir de datos de Transectos.

1.1. Variación estacional de la densidad.

Las Figuras 2 y 3 muestran la densidad de Carricerines reales estimada en los transectos de CIBIMA y Sèquia Vella del Prat. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a los contactos totales y la discontinua a los machos cantando.

En términos generales puede observarse que la especie está presente durante todo el año en el área de estudio, aunque existan diferencias entre las dos estaciones ya que es evidente que su presencia es más constante en CIBIMA que en Sèquia Vella.

En ambas estaciones las densidades mínimas se alcanzan en la segunda mitad de verano. Y en Sèquia Vella no vuelven a recuperarse hasta prácticamente la primavera siguiente. Las

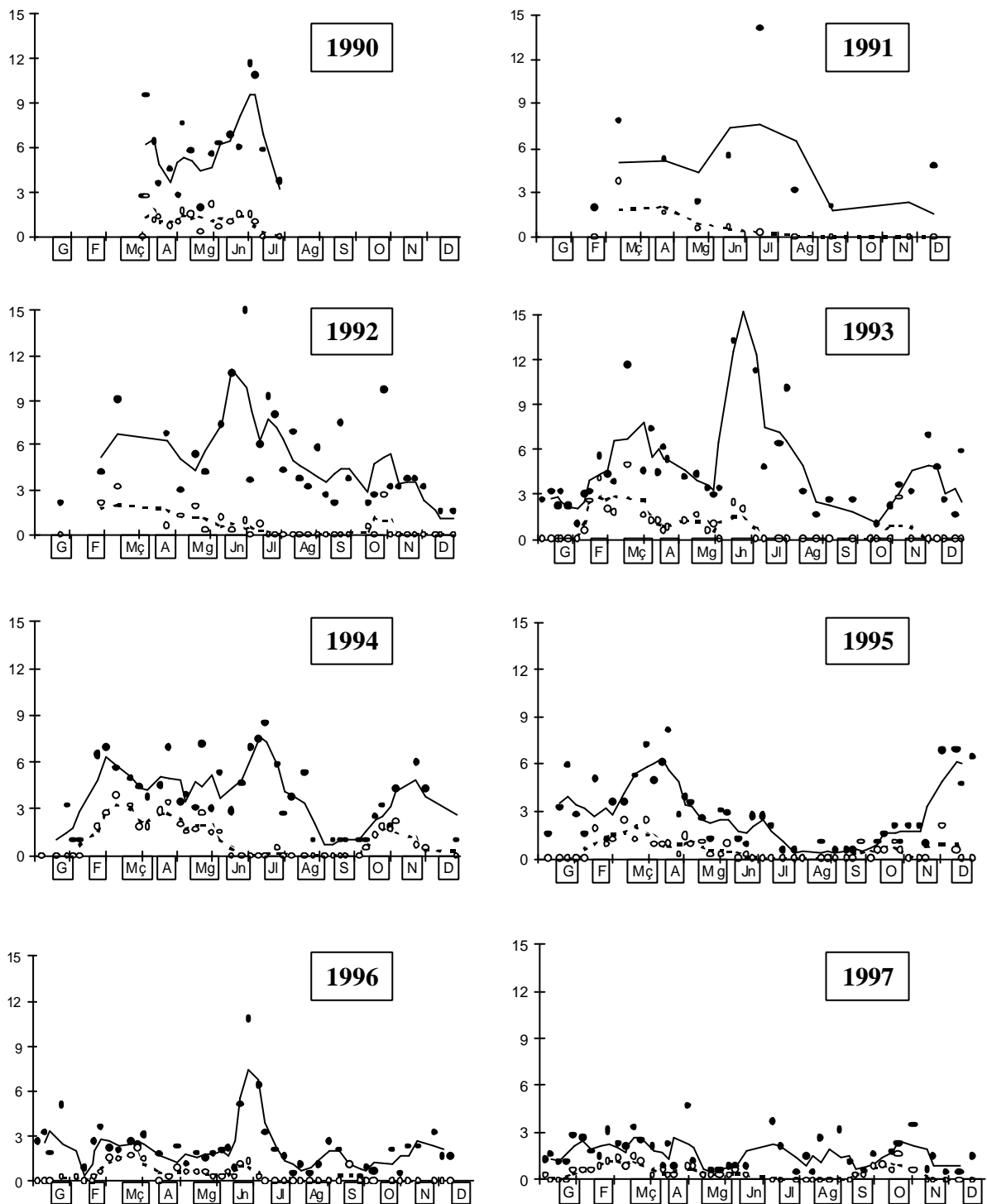


Figura 2. Variación estacional de la densidad de Carricerin real en el transecto CIBIMA (1990-2002) Cada punto representa la densidad diaria calculada según el método del Transecto finlandés de Järvinen & Väisänen. Los puntos negros representan la densidad calculada a partir del total de contactos y los blancos la calculada para los machos cantando. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a los contactos totales y la discontinua a los machos cantando.

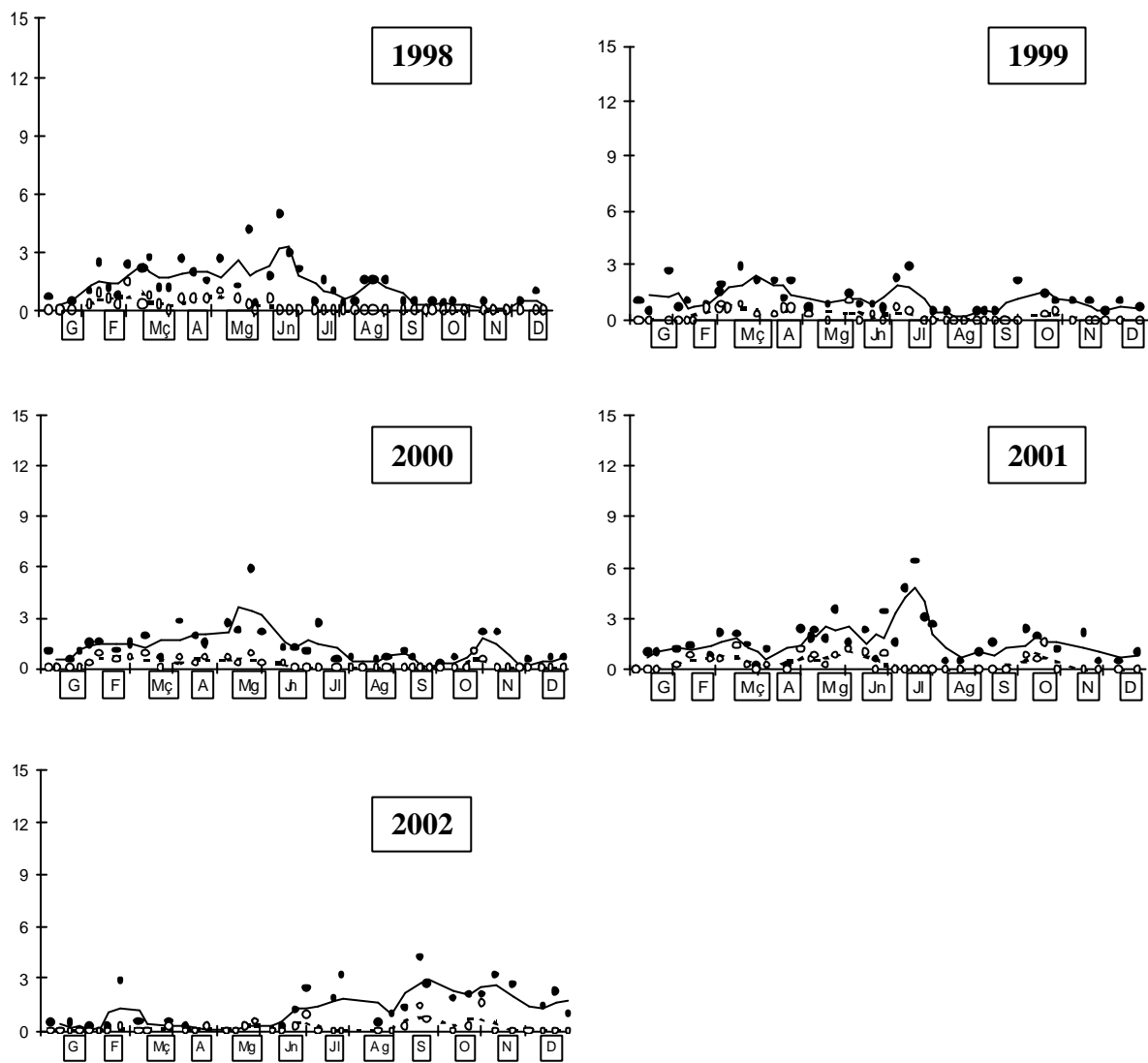


Figura 2. *Continuación.*

gráficas muestran patrones estacionales variables. En primavera la densidad total fluctúa interanualmente, incrementándose unas veces a partir de marzo o permaneciendo más o menos estable otras. La presencia de machos cantando durante este periodo se alarga algunos años hasta el mes de junio para desaparecer por completo en pleno verano (julio). En CIBIMA a finales de primavera, principios de verano, se observa un pico de densidad que varía entre los años de estudio que van del 90 al 94 y del 97 al 02. Esta circunstancia no aparece tan claramente diferenciada en Sèquia Vella, ya que dicho pico coincide para el año 93, se adelanta en el 94 y se iguala, a la baja, en el 95, 96 y 97. Tras el acusado

descenso estival, las gráficas en CIBIMA reflejan un incremento otoñal claro entre octubre y noviembre en la primera parte del estudio (del 90 al 95), que se reduce considerablemente en la segunda (del 96 al 02). En este momento es frecuente encontrar machos cantando como en primavera. En Sèquia Vella, la densidad otoñal presenta un descenso tan acusado que llega hasta a desaparecer en los años 95 y 97.

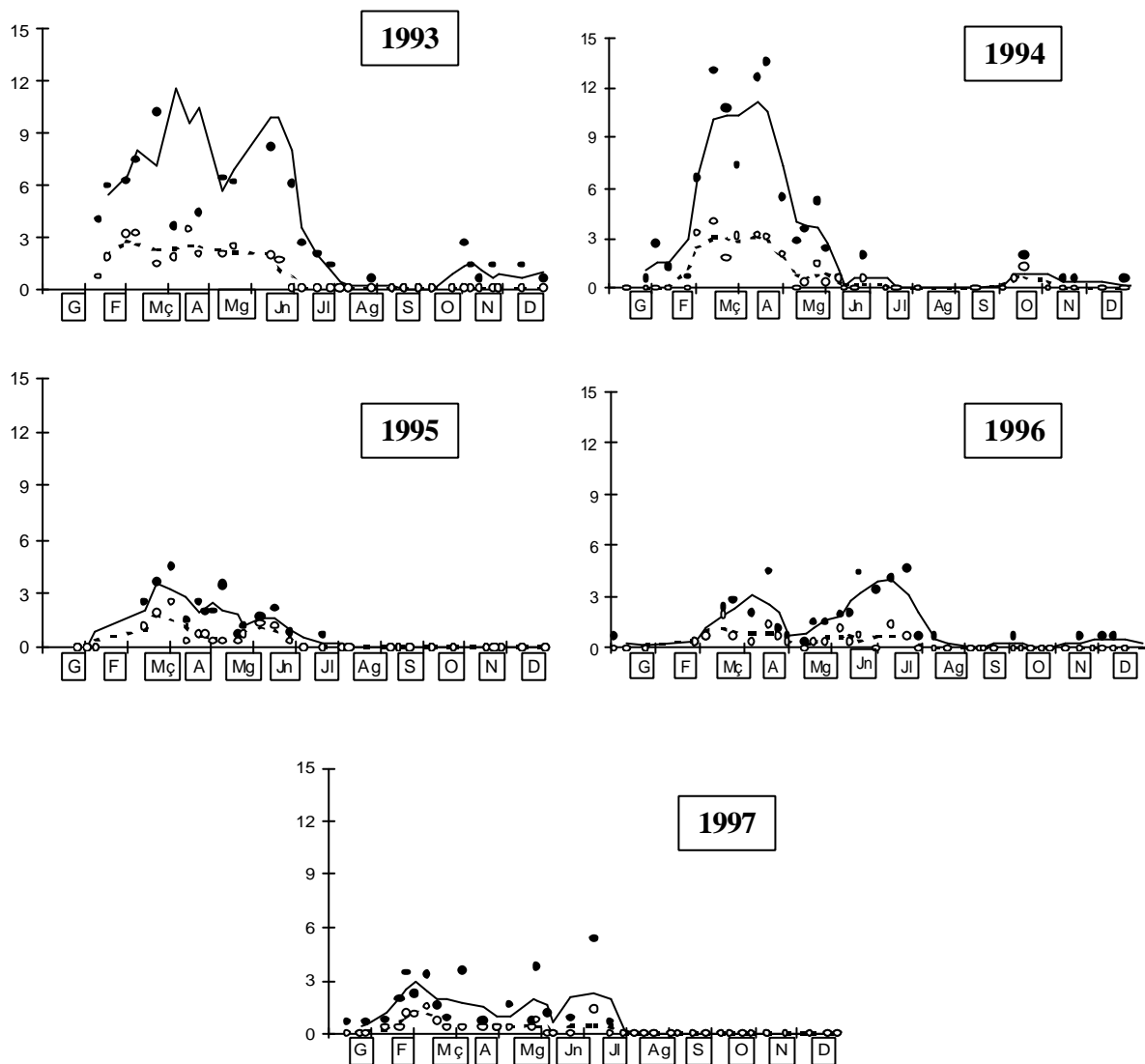


Figura 3. Variación estacional de la densidad de Carricerin real en el transecto SÈQUIA VELLA (1993-1997). Cada punto representa la densidad diaria calculada según el método del Transecto finlandés de Järvinen & Väisänen. Los puntos negros representan el total de contactos, los blancos los machos cantando. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a los contactos totales y la discontinua a los machos cantando.

En la densidad de la especie durante la invernada, también se observan dos periodos de tiempo. Uno, que se extiende entre los inviernos del 91-92 al 95-96 con densidades medias de 3 ind/ha y otro entre los inviernos del 96-97 al 01-02 en que pasan a fluctuar entorno a menos de 1 ind/ha. En cualquier caso, la densidad de individuos en comparación con la época de cría, a pesar de estar siempre presentes, es mucho más baja. Y, al igual como ocurre en el resto del año, las densidades son mucho mayores en CIBIMA que en Sèquia Vella. De hecho, en esta última la densidad invernal del 94-95 y 95-96 está por debajo de 0.3 ind/ha.

1.2. Variación interanual de la densidad durante la cría.

La evolución de la densidad media en la época de cría --abril-mayo-- a lo largo del periodo de estudio se muestra en la Figura 4. Existe una correlación significativa entre las densidades de ambas estaciones ($r_s = 0.9$; $N = 5$; $p = 0.037$).

En CIBIMA queda patente la existencia de dos períodos, uno entre los años 90 y 95, y otro entre el 96 y 2002. En el primero la densidad fluctúa entorno a 4 ind/ha. disminuyendo aproximadamente a 2 ind/ha. en el segundo periodo. En Sèquia vella, a pesar de disponer de pocos años, se observa el mismo patrón. Presenta una densidad media de 7.2 ind/ha en el 93, de 6.5 ind/ha en el 94, superiores en ambos casos a las de CIBIMA, para disminuir a 1.9 ind/ha en el 95, un año antes de que se produzca una disminución equivalente en CIBIMA. Las densidades en el 96 y 97 se igualan.

La correlación entre la densidad media de la época de cría y los años es negativa y significativa (Incluyendo año 2002, $r = -0.764$; $N = 13$; $p = 0.002$. Sin año 2002, $r = -0.699$; $N = 12$; $p = 0.011$.)

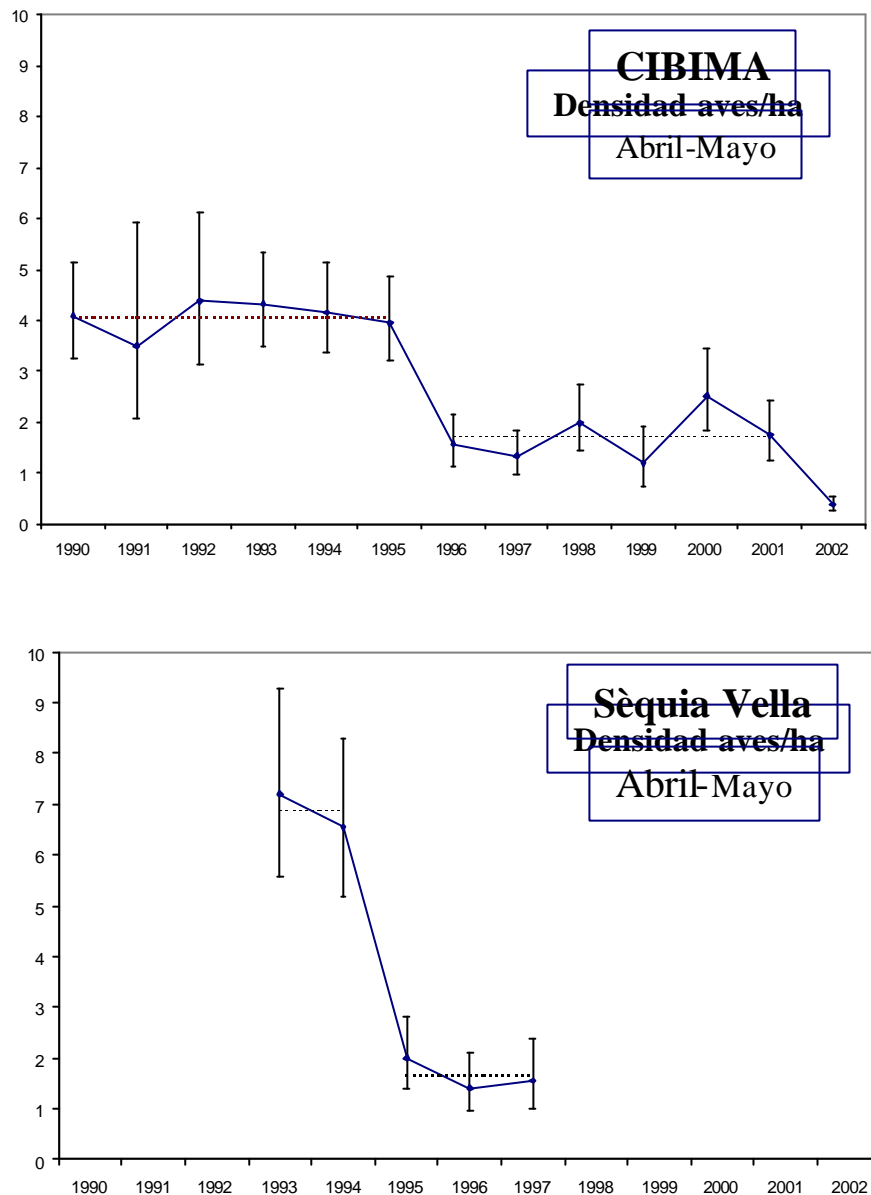


Figura 4. Variación interanual de la densidad de Carricerín real basada en resultados de transectos estimada con el programa Distance. Línea continua: Densidad media total estimada para los meses de abril-mayo. Se muestra el intervalo de confianza al 95%. Línea discontinua: representa en CIBIMA la media para los años 90-93 y 96-02, y en Sèquia Vella la media para los años 93-94 y 95-97.

1.3. Densidad durante la invernada.

La evolución de las densidades medias de diciembre y enero en ambas estaciones se muestran en la Figura 5. En esta estación no existe correlación significativa entre ellas ($r = -0.4$; $N = 4$; $p = 0.6$). La densidad durante la invernada tiende a ser algo mayor en CIBIMA

aunque la diferencia es marginalmente significativa (Test de Wilcoxon $Z = -1.826$; $N = 4$; $p = 0.068$).

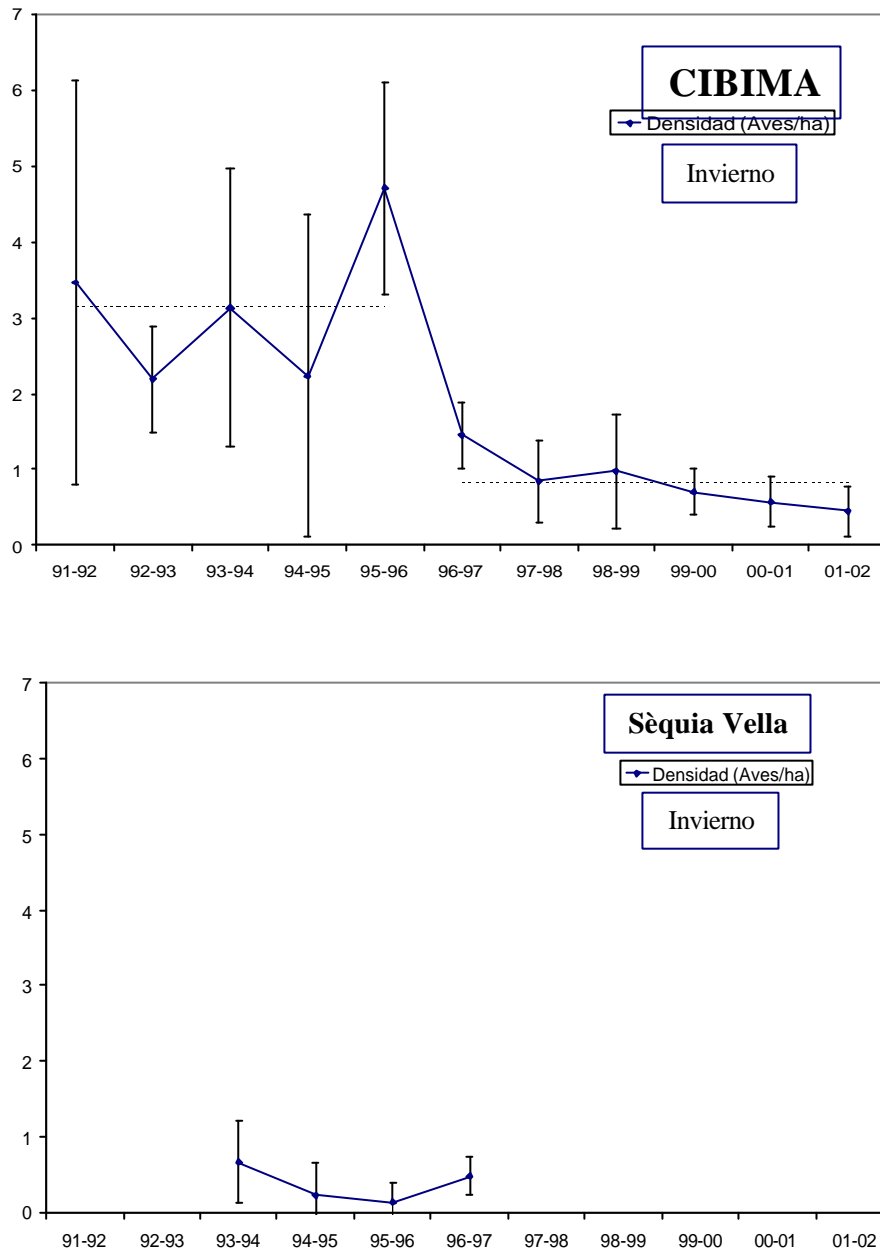


Figura 5. Variación interanual de la densidad de Carricerín real basada en resultados de transectos en CIBIMA y Sèquia Vella durante los meses de diciembre y enero según el método del Transecto finlandés de Järvinen & Väisänen. Línea continua: Densidad media total. Se muestra el intervalo de confianza al 95% para la densidad media.

En Sèquia Vella la densidad a lo largo de los cuatro inviernos coincidentes muestra una media de 0.37 ind/ha, siempre por debajo de la de CIBIMA (2.8 ind/ha). Únicamente se aproximan los respectivos valores en el invierno del 96-97 (1.45 ind/ha en CIBIMA y 0.47

ind/ha en Sèquia vella). En CIBIMA se hacen patentes diferencias interanuales entre dos periodos, uno que va desde el invierno del 91-92 al del 95-96 y que oscila alrededor de 3 ind/ha y otro desde el del 96-97 hasta el del 01-02, cuya densidad media no alcanza 1 ind/ha.

La correlación entre los resultados de los transectos, al igual que en el periodo de cría, es negativa y altamente significativa ($r = -0.873$; $N = 11$; $p = 0.000$).

2. A partir de datos de anillamiento.

2.1. Variación estacional de la abundancia.

La base de datos con que se ha contado para el análisis de este apartado corresponde a 3.767 capturas pertenecientes a 2.219 Carricerines reales diferentes que han tenido lugar en las Estaciones de Esfuerzo Constante del Prat desde enero de 1.990 a diciembre de 2.001.

Las Figuras 6 y 7 muestran la variación estacional de la abundancia de individuos adultos y jóvenes estimada a partir de los resultados de las EEC del Prat. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a las capturas totales y la discontinua a los autocontroles. Se observa que la especie está presente durante todo el año en el área de estudio, siendo más constante en CIBIMA que en Sèquia Vella. En ambas estaciones los mínimos valores de abundancia se alcanzan en agosto, en la segunda mitad de verano, aunque en Sèquia Vella, en años de acusada sequía, la especie tiende a desaparecer a finales de julio. Las gráficas muestran un período prereproductor (primavera) con un patrón estacional variable que unos años incrementa su abundancia a partir de marzo y en otros permanece más o menos estable. En el caso de los adultos se observa un marcado pico de abundancia al inicio del verano, entre junio-julio en la estación CIBIMA, con oscilaciones muy acusadas según años. Este pico no aparece tan claramente diferenciado en Sèquia Vella, dónde se detecta solo en algunos años entre mayo y junio. En el caso de los jóvenes se observa cómo su abundancia aumenta rápidamente a partir del mes de mayo hasta alcanzar un máximo entre junio y julio, siendo también mucho más marcado en CIBIMA que en Sèquia Vella.

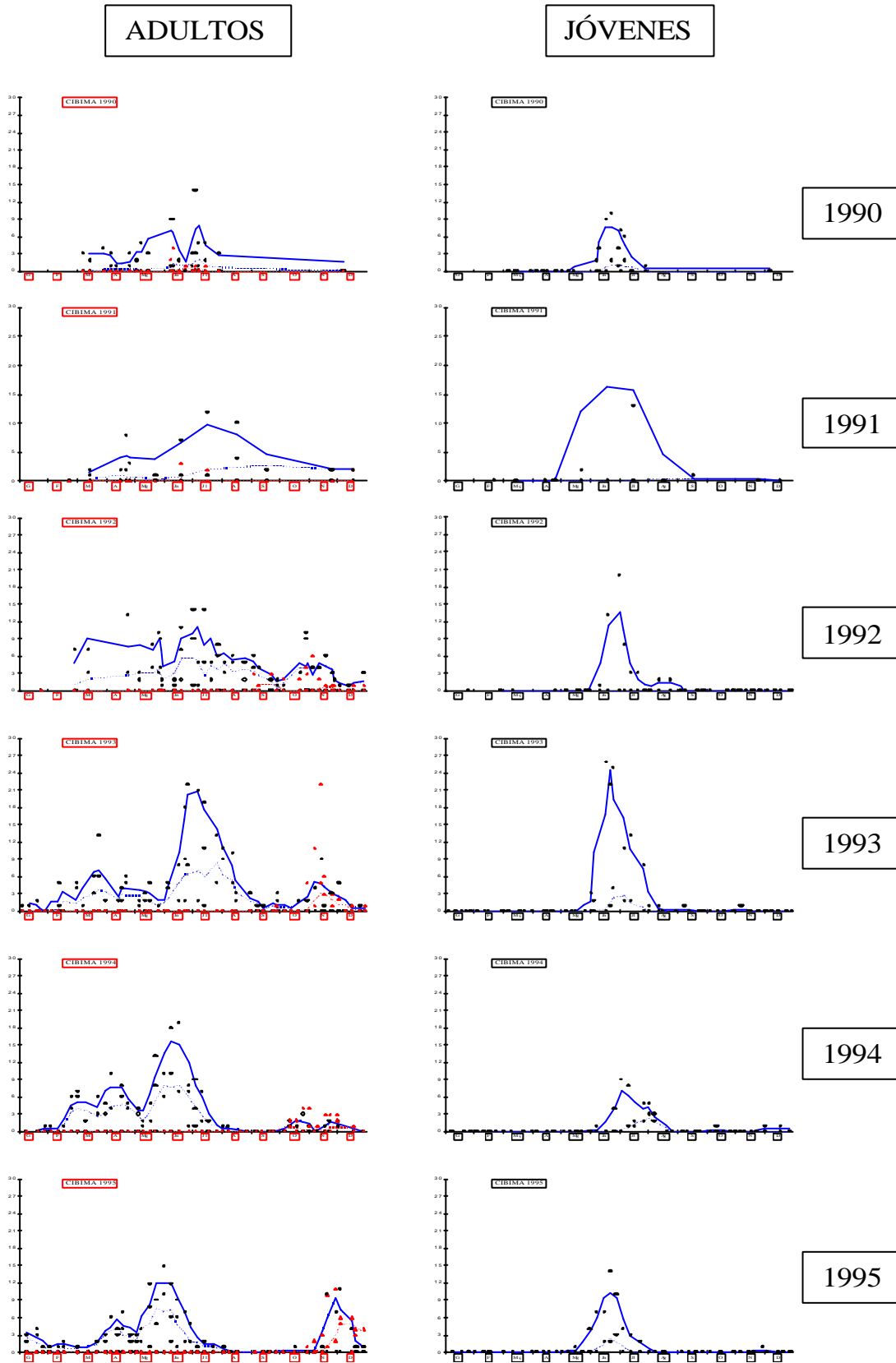


Figura 6. Variación estacional de la abundancia de Carricines Reales adultos (izquierda) y jóvenes (derecha) en la Estación de Esfuerzo Constante CIBIMA (1990-2001). Los puntos negros representan el total de capturas, los blancos los autocontroles. Las líneas muestran la media móvil ara un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a las capturas totales y la discontinua a los autocontroles. Los símbolos rojos corresponden a individuos de edad desconocida.

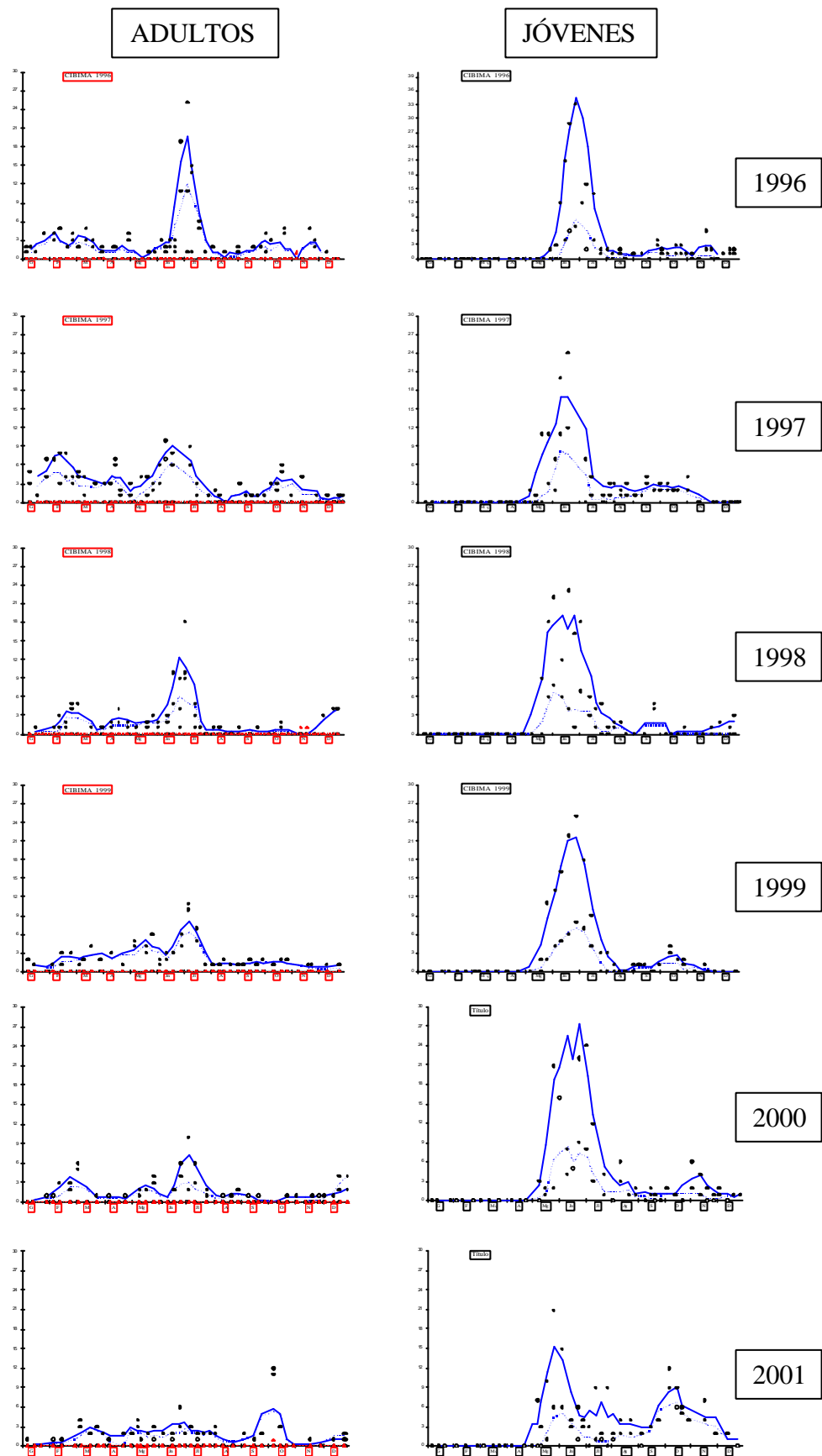


Figura 6. Continuación.

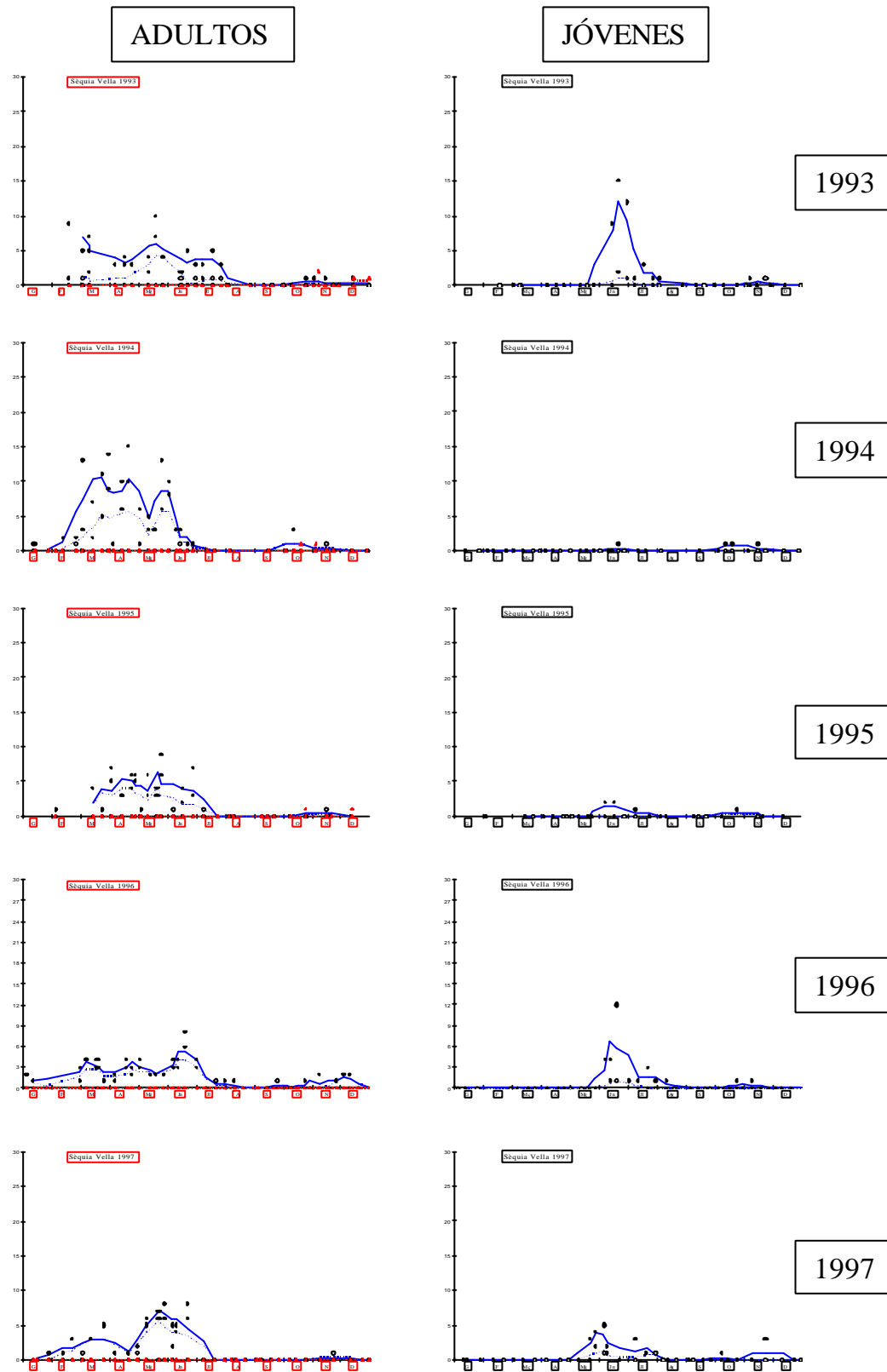


Figura 7. Variación estacional de la abundancia de Carricerines Reales adultos (izquierda) y jóvenes (derecha) en la Estación de Esfuerzo Constante Sèquia Vella (1993-1997). Los puntos negros representan el total de capturas, los blancos los autocontroles. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días, correspondiendo la continua a las capturas totales y la discontinua a los autocontroles. Los símbolos rojos corresponden a individuos de edad desconocida.

Tras un acusado descenso estival, las gráficas muestran un incremento otoñal que se hace patente a finales de septiembre, con un pico en octubre que no se aprecia en todos los años. En este momento aumenta de nuevo la abundancia de individuos en ambas clases de edad siendo muy frecuente encontrar machos cantando como en primavera. Pasado este período, las gráficas muestran que la abundancia de la especie durante el invierno, a pesar de estar siempre presente, es baja. No obstante cabe precisar, que en el caso de los jóvenes los resultados otoñales e invernales hasta 1995 están sesgados por la inseguridad en la datación de la especie. Es a partir del 96 cuando se datan con garantía la práctica totalidad de individuos capturados.

2.2. Variación interanual de la abundancia.

2.2.1. En adultos.

La Figura 8 muestra la variación anual de dos índices de abundancia calculados a partir del número total de individuos adultos capturados en primavera en las dos estaciones de esfuerzo constante (CIBIMA y Sèquia vella). Las tres gráficas de la izquierda (Fig. 8a, c y e) muestran un índice calculado a partir del número de individuos diferentes capturados durante 7 días entre abril y mayo. Y las de la derecha (Fig. 8b, d y f), se basan en el número medio de individuos capturados en el total de jornadas de anillamiento llevadas a cabo en esos mismos meses. Los dos índices muestran cómo la abundancia de la especie fluctúa sincrónicamente en ambas estaciones ($r_s = 1$, en el caso del primer índice, y $r_s = 0.9$; $p = 0.037$ en el segundo). Así mismo, en el caso de CIBIMA queda patente en ambos índices la existencia de dos períodos, uno entre los años 90 y 95, y otro entre el 96 y 2001. En el primero la abundancia fluctúa entre niveles más o menos elevados (entre 15 y 41 capturas totales --entre 2.3 y 7.5 número medio de individuos) siendo a partir del 96 cuando se produce un claro estrechamiento de dichos márgenes (entre 7 y 15 individuos --y entre 1.2 y 3.5 en número medio).

En cuanto a sexos, las Figuras 8.c-d correspondientes a CIBIMA muestran un patrón parecido entre machos y hembras en ambos índices ($r_s = 0.637$; $p = 0.035$ para el número total y $r_s = 0.825$; $p = 0.001$ para el número medio). En el 92, 93 y 94 la proporción de

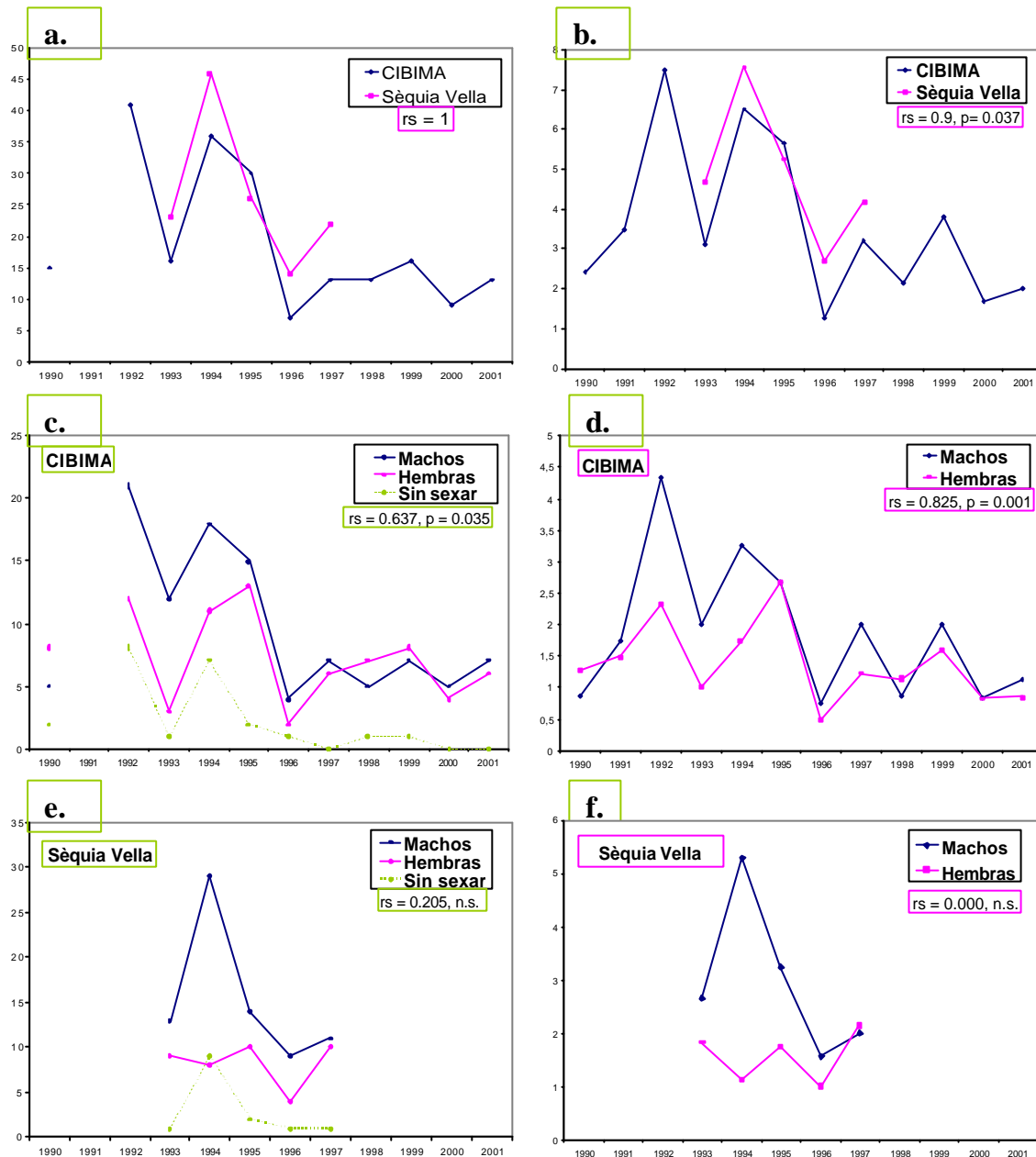


Figura 8. Variación interanual de índices de la abundancia de Carricerines reales adultos basados en las capturas en EEC. Las gráficas de la columna de la izquierda muestran índices calculados como el número de individuos distintos capturados a lo largo de 7 días entre abril y mayo. Los de la derecha muestran índices calculados como el número medio de individuos capturados en el total de jornadas incluidas en esos mismos meses. **a** y **b**. Capturas totales de adultos. **c** y **d**. Clasificados por sexos en CIBIMA. **e** y **f**. Clasificados por sexos en Sèquia Vella.

machos aumenta con respecto a la de las hembras mientras que en el resto de años es más parecida. Siendo que la tendencia normal en una especie monógama, como la que nos ocupa, sería que ambos sexos existieran en la población en proporciones parecidas, este desequilibrio puede ser debido a que el sexado de machos puede hacerse de manera fiable

desde casi finales de febrero, mientras que el de hembras ha de esperar a la aparición de placas, lo que determinaría una mayor probabilidad de sexar a los machos. Si supusiéramos que la mayoría de Carricerines reales sin sexar fueran hembras, aparecerían otros resultados. Éstos acercarían en ambas estaciones la proporción de sexos al 50% esperado y, particularmente en Sèquia Vella, la correlación entre sexos a una significatividad que las gráficas de la Fig.8.e y f no presentan ($r_s = 0.205$ y $r_s = 0.000$, según los respectivos índices) debido a los datos del año 94. Entonces la diferencia entre sexos se mantendría solo en el año 93, en ambas estaciones.

Las correlaciones de Spearman entre los índices de abundancia en época de cría y los años son negativas, pero no tan altas como en el caso de los transectos (índice basado en el número total, $r_s = -0.579$; $N = 11$; $p = 0.062$; índice basado en medias $r_s = -0.448$; $N = 12$; $p = 0.148$)

2.2.2. En Jóvenes. Productividad.

La Figura 9 muestra por una parte el correspondiente índice de variación interanual de la abundancia en jóvenes y, por otra, un índice de productividad. Ambos índices presentan valores significativamente mayores en CIBIMA que en Sèquia Vella (Test de Wilcoxon $Z = 2.236$; $p = 0.025$), no existiendo ningún año en que se invierta dicha tendencia. A pesar de esta diferencia, existe una correlación significativa en las fluctuaciones que se producen entre los jóvenes de ambas estaciones. La Figura 9a muestra también dos períodos marcados por el antes y después de los 94 y 95. Concretamente, las capturas disminuyeron en Sèquia Vella de 37 individuos en 1993 a 1 y 5 para los años 1994 y 1995, respectivamente. Y en CIBIMA, de 82 individuos se pasó a 25 y 42 para los mismos años. Posteriormente, se observa una recuperación a partir del 96, con una clara tendencia al alza que vuelve a verse recortada, ya únicamente en CIBIMA, en el 2001.

Para analizar la productividad se ha calculado como medida indirecta del éxito reproductor un índice, a partir de las abundancias respectivas de jóvenes y adultos. Los resultados se muestran en la Figura 9b. Se observan los mismos periodos que en el índice de abundancia determinados por el antes y después de los años 94 y 95. Concretamente en CIBIMA, antes

de estos dos años en los que los índices oscilaban entre 0 y 1 individuo, los respectivos presentaban un rango de entre 1 y 5 individuos para aumentar después, en el segundo periodo, a un rango entre 4 y 19 individuos. En Sèquia Vella, en el año 93 el índice de productividad fue de casi 2 individuos, disminuyó a casi 0 individuos en los años 94 y 95 y volvió a recuperar el índice en el 96 y 97.

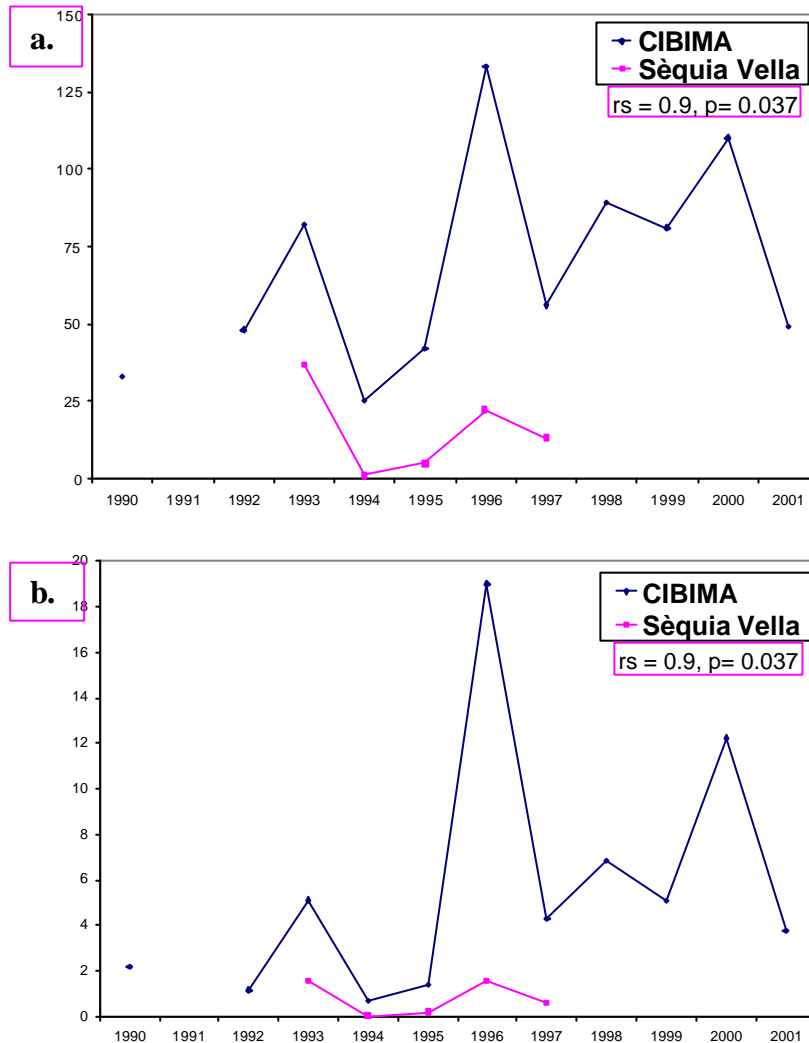


Figura 9. Variación interanual del Índice de Abundancia de Carricerines reales jóvenes (a) y del Índice de Productividad (b).

2.3. Fenología de la reproducción

La falta de información directa sobre nidos, ha hecho que el análisis de la reproducción se base, por una parte, en la información disponible de placas incubatrices y, por otra, en la

aparición y máximos de abundancia de los jóvenes. La Figura 10 muestra la existencia de una diferencia importante de casi un mes en el inicio de la reproducción entre ambas, siendo Sèquia Vella la que siempre se atrasa. La fecha media de aparición de placas incubatrices, es el 19 de abril en CIBIMA (sd= 15.62, N= 10) y el 14 de mayo en Sèquia Vella (sd= 7.64, N= 5). La media en CIBIMA para los 5 años en que coinciden ambas estaciones es el 23 de abril (sd= 17.56, N= 5). La fecha media en Sèquia Vella es, pues, siempre más tardía tanto globalmente ($F_{1,13} = 11.17$, $p = 0.005$) como para años coincidentes (1993 a 1997) ($t = 3.57$; $gl = 4$; $p = 0.023$).

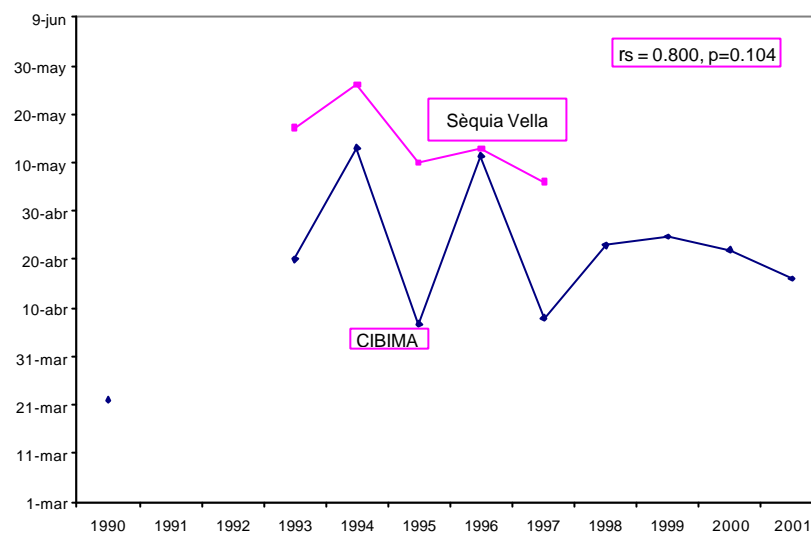


Figura 10. Variación interanual de la fecha media de aparición de placas incubatrices de *Carricerines Reales* en CIBIMA y Sèquia Vella.

En segundo lugar cabe resaltar en la misma figura que las variaciones interanuales, a pesar del desfase de prácticamente un mes en el inicio de la reproducción, tienden a ir sincronizadas, pues se observa que el adelanto o retraso en una, se da también en la otra con la excepción del año 1996. La correlación entre ambas, sin embargo, no llega a ser significativa ($r_s = 0.800$; $p = 0.104$).

La Figura 11 muestra cómo varía la fecha media de aparición del pico de jóvenes capturados en ambas estaciones a lo largo de todo el período de estudio. En Sèquia Vella se observa un pico de jóvenes adelantado una semana (13 de junio, sd= 9.50, N= 5) con relación a CIBIMA (21 de junio, sd= 10.17, N= 11). En CIBIMA, la media para los 5 años

que coinciden con Sèquia Vella es el 24 de junio (sd= 7.84, N= 5). La comparación de las fechas medias de todo el período entre CIBIMA y Sèquia Vella ($F_{1,14} = 1.97$, $p = 0.182$) resulta no significativa probablemente debido al adelanto del 2001 en CIBIMA. Sí lo es, en cambio, el test de muestras emparejadas para años coincidentes ($t = 3.38$, $gl = 4$, $p = 0.028$).

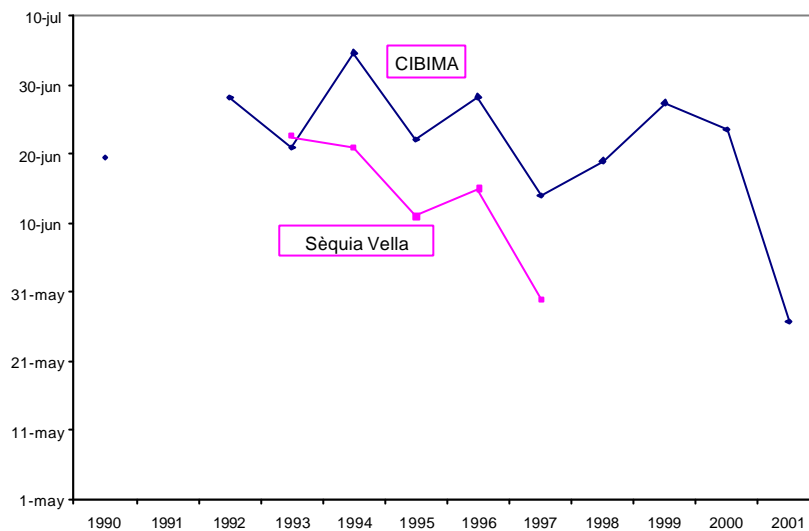


Figura 11. Variación interanual de la fecha del pico de jóvenes de Carricerines Reales capturados en CIBIMA y Sèquia Vella.

La Figura 11 sugiere también la existencia de sincronía entre los picos de jóvenes para los 5 años en las dos localidades, pero la correlación no es significativa ($r_s = 0.400$, $p = 0.505$), debido al resultado casi coincidente en ambos del año 93.

Existe una correlación significativa entre la aparición de placas incubatrices y el pico de jóvenes en cada localidad (CIBIMA, $r_s = 0.685$, $p = 0.029$, $N = 10$. Sèquia Vella, $r_s = 0.9$, $p = 0.037$, $N = 5$). Pero hay diferencias importantes al comparar las localidades entre sí que se concretan en dos sentidos. En CIBIMA transcurren dos meses entre la fecha media de aparición de placas y el pico de jóvenes, mientras que en Sèquia Vella solo pasa poco más de un mes. Y mientras en Sèquia Vella las placas aparecen siempre con más retraso respecto a CIBIMA, el pico de jóvenes es, sin embargo, más temprano.

2.4. Dispersión de adultos.

En este apartado se analiza la magnitud y fecha del pico estival de adultos en CIBIMA, que interpretamos corresponde a la captura de éstos en dispersión postreproductiva, y la fecha de su desaparición de Sèquia Vella en donde no se observa un pico marcado de adultos.

La Figura 12.a muestra la variación interanual de la magnitud del pico de dispersión en individuos machos y hembras, en la que puede apreciarse una clara tendencia a la variación sincrónica en ambos sexos ($r_s = 0.936$; $p = 0.000$; $N = 10$ años). Las diferencias interanuales

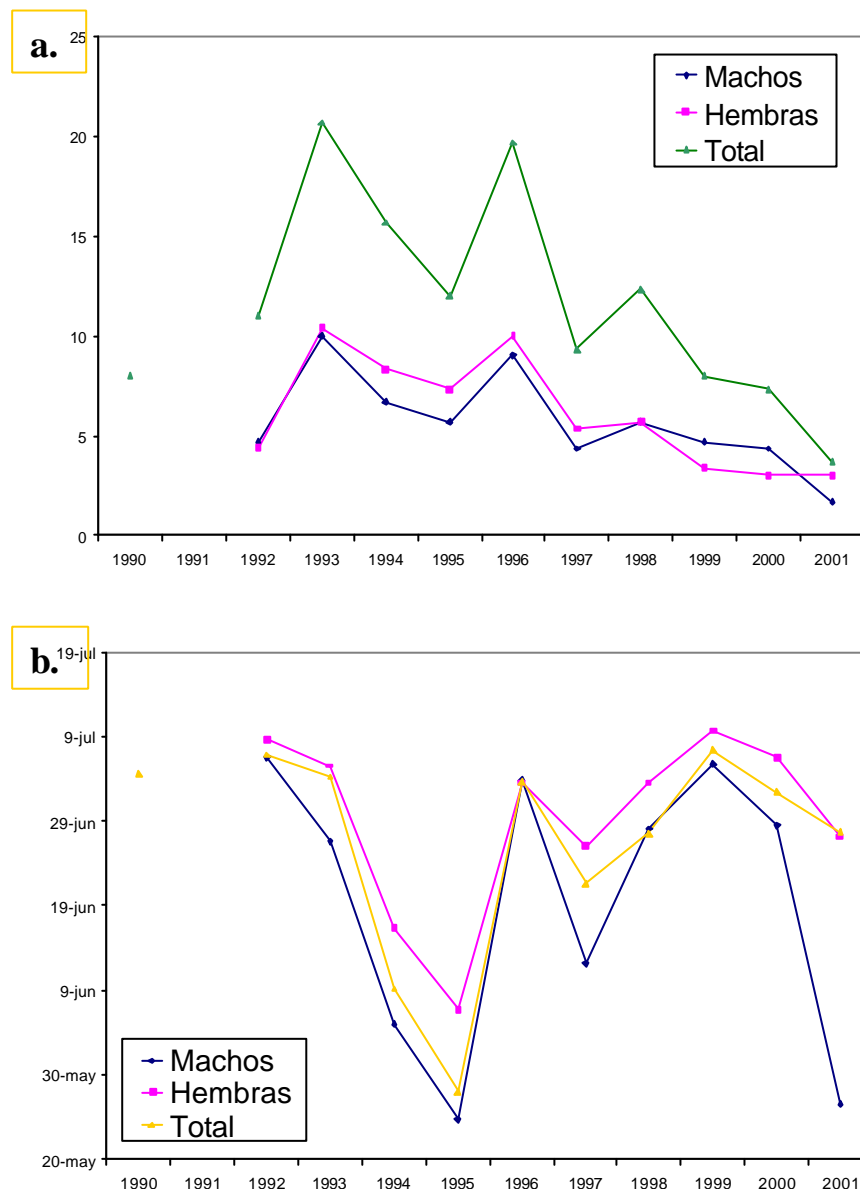


Figura 12. a. Variación interanual de la magnitud del pico de dispersión de Carricerines Reales adultos en verano en CIBIMA. **b.** Fecha media del pico de dispersión de adultos.

del tamaño del pico son muy relevantes ya que oscilan entre los 20 individuos del 93 y los 4 del 2001. La proporción de sexos es próxima al 50% a diferencia de lo que ocurre en la variación interanual de la abundancia (Fig.8). Esto se explica porque se trata de capturas al final de la época de cría y las hembras se sexan todavía bien en función de las placas incubatrices en regresión, por lo que quedan pocos individuos sin sexar.

La Figura 12.b representa la fecha media del pico de adultos, para el total de capturas y por sexos. Puede apreciarse un rango importante de variación de hasta casi mes y medio, siendo la fecha más temprana el 28 de mayo y la más tardía el 7 de julio. También se observa que el adelanto o atraso en esta fecha es sincrónico en ambos sexos ($r_s = 0.867$, $p = 0.001$, $n = 10$ años). La fecha media del pico de machos es el 19 de junio ($sd = 16.55$) y el de las hembras el 29 del mismo mes ($sd = 10.63$) es decir, en los machos se adelanta en promedio 10 días en relación con el de las hembras (Test de muestras emparejadas, $t = 3.45$, $gl = 9$, $p = 0.0073$). Para machos. No existe correlación entre la fecha del pico y la magnitud del pico, ni para el total ni considerando los sexos por separado ($p > 0.3$).

La Figura 13.a muestra la relación entre la fecha del pico de dispersión de adultos en CIBIMA y la fecha de desaparición de los adultos en Sèquia Vella a fin de comprobar si la dispersión en esta última coincide o no con el pico de concentración en la primera. La fecha media de desaparición para los 5 años de estudio en Sèquia Vella fue del 24 de junio ($sd = 14.97$, $N = 5$, Rango = 4 de junio a 14 de julio). No han sido incluidos los resultados por sexos al no presentar diferencias significativas entre ellos (la fecha media de desaparición para machos es el 19 de junio ($sd = 11.08$), para hembras el 27 de junio ($sd = 15.79$) --test de muestras emparejadas $t = 0.95$, $gl = 4$, n.s.).

La correlación entre la fecha de desaparición en Sèquia Vella y fecha del pico en CIBIMA no llega a ser significativa ($r_s = 0.700$; $p = 0.188$; $n = 5$), sin embargo existe una tendencia a que ambas fechas varíen sincrónicamente, únicamente rota por el año 95. Cuestionarnos el retraso en la desaparición de adultos, diferente al esperado para este año, nos indujo a pensar que posiblemente se correspondiera con un retraso en la desecación del área. Sèquia Vella es una acequia de entre 4 y 6 metros de anchura, perpendicular al mar (ver Fig.1), en cuyo margen izquierdo en dirección W se realizaban los transectos (ver Cap.2) y el anillamiento. En la mayoría de los días de censo durante los períodos de sequía se registró

la longitud de acequia cubierta por agua ya que su disminución estival (deseccación) era lineal.

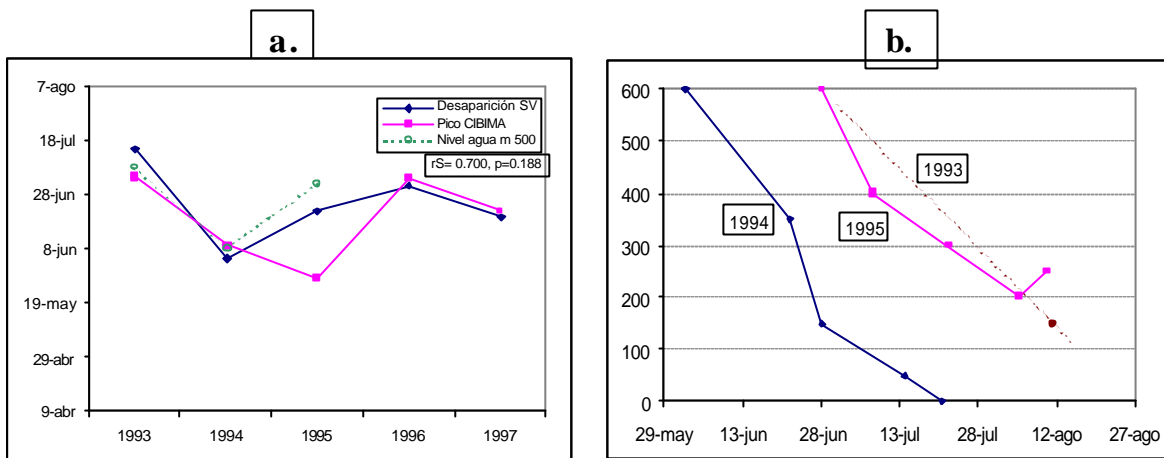


Figura 13. a. Relación entre la variación anual de la magnitud del pico de dispersión de adultos en CIBIMA y la fecha de desaparición de los adultos en Sèquia Vella (Fecha media de captura de los últimos individuos que representan el 20% de las capturas totales). **b.** Disminución de la longitud de la acequia –Sèquia Vella-- cubierta por agua a lo largo de los veranos de 1994 y 1995. Para 1993 la disminución se ha extrapolado a partir de un dato de agosto y considerando la pendiente media de disminución del agua de los años 94 y 95. En 1996 y 1997 el agua siempre llegó hasta el final de la acequia.

La Figura 13.b. muestra el proceso de avance de desecación de la acequia para los años 94 y 95. El 93 se ha reconstruido extrapolando a partir de una única medida en agosto y considerando la pendiente media de disminución del agua de los años 94 y 95. En el 96 y 97 la acequia no se secó. A partir de estas gráficas ha sido posible estimar la fecha en la que el tramo donde se sitúan las redes, que corresponde a la distancia de 500 m., se queda sin agua (línea verde discontinua en la Fig-13.a).

Puede apreciarse en esta figura una alta sincronía entre la fecha de desecación del entorno de las redes para el período 93-95 y la desaparición de los adultos para ese mismo período. Ello podría explicar porqué en el 95 se retrasa la desaparición de los Carricerines reales en esta estación. No obstante, para los años en que no se deseca la acequia –96 y 97-- la desaparición de los adultos no se retrasa apreciablemente respecto a los años anteriores, lo cual sugiere que debe haber otros factores implicados.

2. 5. Abundancia durante la invernada.

La Fig.14 muestra la variación interanual del número medio de Carricerines reales capturados en CIBIMA y Sèquia Vella durante los meses centrales de la invernada (diciembre y enero).

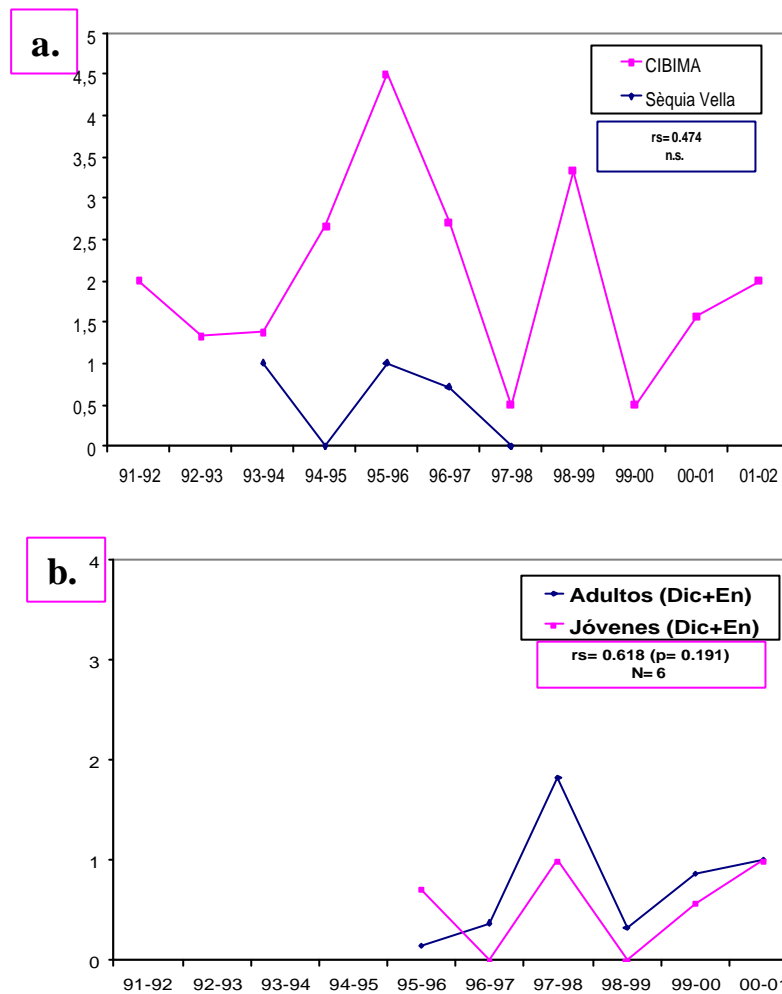


Figura 14. Variación interanual del número medio de Carricerines reales capturados en CIBIMA y Sèquia Vella durante los meses de diciembre y enero. **a.** Agrupando todas las edades para el período 1992-2000. **b.** Únicamente jóvenes y adultos para el período 1996-2001 en CIBIMA.

El hecho de agrupar en la Figura 14.a todas las edades es debido a que durante la primera mitad del estudio era difícil datar a la mayoría de individuos tras la muda completa de verano que realizan tanto jóvenes como adultos. La correlación muestra que las variaciones interanuales de la abundancia invernal no son sincrónicas en ambas localidades ($r_s = 0.474$, n.s., $N = 5$). Así mismo, esta figura muestra que la abundancia y los rangos de variación

interanual difieren entre localidades (Test de Wilcoxon, $Z= 2.236$, $p= 0.025$). En CIBIMA, en el 95, el valor máximo de abundancia de Carricerines reales fue siete veces mayor que en el 97 y en el 99. En Sèquia Vella, en cambio, estas fluctuaciones no son tan acusadas.

La correlación entre las capturas de jóvenes y adultos no fue significativa durante la invernada ($r_s= 0.618$; $p= 0.191$; $n= 6$), lo que es debido al año 1996 que rompe la tendencia de los otros cinco.

3. Comparación transectos y anillamientos.

En este apartado se pretende explorar si ambos métodos muestran patrones similares en cuanto a la variación a lo largo de los años de la abundancia en época de cría y durante la invernada. Para ello, se ha calculado la correlación de Spearman entre los índices medios de abundancia obtenidos con cada método. Por otra parte, los resultados semanales de los transectos muestran un pico en verano que está formado por adultos en dispersión, jóvenes o ambos. Para tratar de arrojar alguna luz sobre esto se ha calculado la correlación entre la magnitud y fecha del pico detectado en los transectos, y esas mismas variables de los picos de dispersión de adultos y de jóvenes obtenidas a partir de la EEC.

Por localidades, el patrón de variación temporal de la abundancia en transectos y anillamientos no coincide. Ni para la época de cría en CIBIMA ($r= 0.524$; $N= 11$; $p= 0.098$) ni en Sèquia Vella ($r= 0.7$; $N= 5$; $p= 0.188$) ni en invernada en CIBIMA ($r= 0.365$; $N= 10$; $p= 0.3$) ni en Sèquia Vella ($r= -0.4$; $N= 4$; $p= 0.6$). Únicamente existe, pues, una correlación marginalmente significativa en el caso de abundancia en época de cría en CIBIMA.

Respecto a la variación en la fecha de aparición del pico en los transectos, ésta no se correlaciona ni con la fecha del pico de capturas de adultos ($r= -0.209$; $N= 11$; $p= 0.537$) ni con la de jóvenes ($r= 0.055$; $N= 11$; $p= 0.873$). A su vez, las variaciones en la magnitud del pico de transectos tampoco se correlaciona ni con la del pico de capturas de jóvenes ($r= -0.236$; $N= 11$; $p= 0.484$), ni con la de adultos ($r= 0.524$; $N= 11$; $p= 0.098$) aunque en este

último sea marginalmente significativo (Fig.15), lo que podría sugerir que el pico de transectos estuviera formado principalmente por adultos, pero no es nada concluyente.

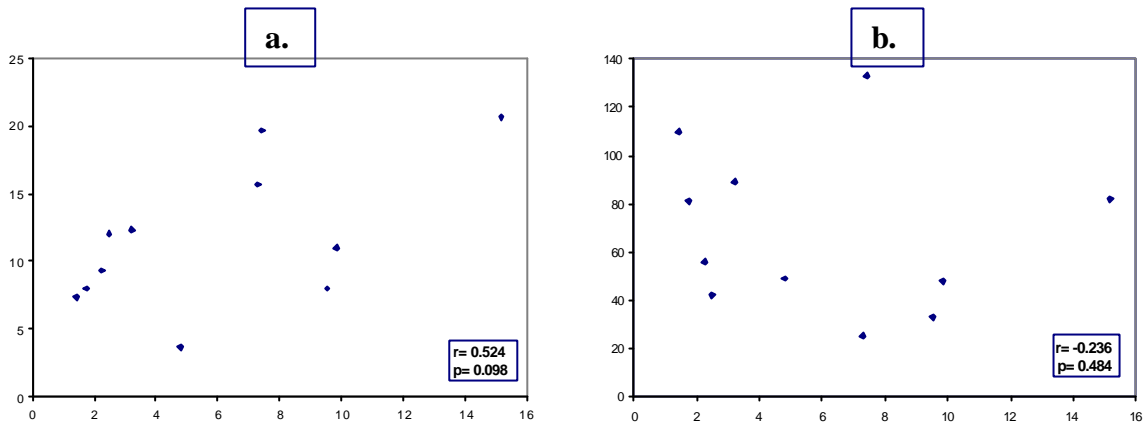


Figura 15. Diagramas de dispersión correspondientes a la correlación entre la abundancia del pico de transectos con el pico de capturas de adultos (a) y con el pico de capturas de jóvenes (b).

4. Correlación con variables climáticas.

Precipitación y temperatura son posiblemente las variables climáticas que más directamente influyen sobre el balance hídrico del Prat. Por este motivo se ha introducido este apartado que analiza la relación de estas variables, centradas en períodos previos a la época de cría, con los índices descritos en este capítulo. Las tablas muestran únicamente los valores significativos destacando en **negrita** y representando gráficamente las correlaciones más altas para cada índice analizado.

4.1. Resultados de los Transectos.

4.1.1. Densidad media durante el periodo de cría.

Para eliminar el efecto de la brusca disminución que se produce entre el periodo 90-95 y el 96-02 en la variación interanual de la densidad del Carricerín real, pensando que podría influir demasiado en el resultado de la correlación con las variables climáticas, se han recalculado los datos tomando como base las desviaciones de la densidad de cada año respecto a la media de cada período.

La Tabla 1 muestra las correlaciones significativas entre las variables climáticas y la densidad en época de cría sin corregir por la media de cada periodo. Las variables que presentan correlación en la Tabla 1 corresponden al mes de enero. Las lluvias durante este mes fueron significativamente menores en el primer período (90-95) que en el segundo (96-02) ($F= 5.02$; $gl= 1,10$; $p= 0.049$) (23,7 litros, $sd= 29.90$; $N= 6$ de lluvia media de enero para el período 90-95 y 83,3 litros, $sd= 57.86$; $N= 6$ para el período 96-01). En algunas variables de temperatura la significatividad fue marginal ($0.05 < p < 0.1$), mostrando una tendencia a que los eneros fueran más fríos en los primeros años de estudio. Si consideramos la densidad relativa a la media de cada periodo no existen correlaciones significativas. Por tanto las correlaciones con la densidad sin corregir son un artefacto derivado de las diferencias en lluvias y temperatura entre los dos periodos.

Tabla 1. Correlación de Spearman entre la densidad media durante el periodo de cría (abril-mayo) y las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Para la densidad media en CIBIMA, $N= 12$ y en Sèquia Vella, $N= 5$.

Variable	Densidad CIBIMA		Densidad Sèquia Vella	
	rs	p	rs	p
E	-0,6434	0,0240	-1,0000	0.0000
TMDMINE	-0,7133	0,0092	-1,0000	0.0000
MINE	-0,6340	0,0268	-0,9000	0,0374
DIAMEN5E	0,5468	0,0658	0,9000	0,0374
DIAMEN2E	0,6432	0,0240	1,0000	0.0000
DIAMEN0E	0,6039	0,0376	0,8721	0,0539

4.1.2. Densidad media durante la invernada.

La Tabla 2 muestra las correlaciones significativas entre la densidad durante la invernada y las variables climáticas. No se obtuvo ninguna correlación significativa en Sèquia Vella, mientras que en CIBIMA la densidad absoluta invernada aparece correlacionada positivamente con la media de las temperaturas mínimas de diciembre. Sin embargo, la densidad relativa a las medias de cada periodo no se correlaciona con esta variable y sí positivamente con las lluvias de otoño y principios de invierno.

Tabla 2. *Correlación de Spearman entre la densidad durante la invernada (diciembre-enero) según el método de Transecto finlandés y las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Para la densidad en CIBIMA, N= 10. No hay correlaciones significativas en Sèquia Vella.*

Variabes		Densidad relativa	Densidad absoluta
NDE	rs	0,7455	
	p	0,0133	
ND	rs	0,6444	
	p	0,0443	
DE	rs	0,6970	
	p	0,0251	
O	rs	-0,6970	
	p	0,0251	
E	rs	0,6485	
	p	0,0425	
TMDMIND	rs		0,6091
	p		0,0467

4.2. Resultados de los anillamientos.

4.2.1. Índice de abundancia de adultos.

En las Tablas 3 y 4, que muestran, respectivamente, las correlaciones entre los índices de abundancia absolutos y relativos en Carricerines reales y las variables climáticas, observamos como denominador común que las lluvias de finales de invierno y de principios de primavera se correlacionan con dichas capturas y que no presentan correlación con ninguna variable relativa a temperaturas.

En la Tabla 3 ambas localidades presentan un patrón parecido ya que las correlaciones significativas son siempre negativas y corresponden la mayoría a precipitaciones invernales, a excepción de las de mayo y abril-mayo que únicamente aparecen en algunas variables en CIBIMA.

Tabla 3. Correlación de Spearman entre los índices de abundancia absolutos de adultos y las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Se destaca en negrita la correlación más alta para cada índice de abundancia. Para la media de adultos en CIBIMA, N= 12 y para el resto N= 11. En Sèquia Vella, N= 5

Localidad	Variable		DEF	EFM	DE	EF	E	MY	AMY	
CIBIMA	Medias Adultos	rs		-0,6364		-0,6182	-0,6014	-0,7413	-0,5944	
		p		0,0353		0,0426	0,0386	0,0058	0,0415	
	Número Adultos	rs		-0,6437		-0,7081	-0,7771	-0,6207		
		p		0,0326		0,0148	0,0049	0,0416		
	Número Machos	rs		-0,6946		-0,6390	-0,8242			
		p		0,0177		0,0343	0,0018			
	Número Hembras	rs		-0,7626		-0,7260		-0,6301	-0,7626	
		p		0,0064		0,0114		0,0377	0,0064	
	Sèquia Vella	Medias Adultos	rs	-1,0000		-1,0000	-0,9000			
			p	0,0000		0,0000	0,0374			
		Número Adultos	rs	-1,0000		-1,0000	-0,9000			
			p	0,0000		0,0000	0,0374			
Número Machos		rs	-1,0000		-1,0000	-0,9000				
		p	0,0000		0,0000	0,0374				
Número Hembras		rs				-0,6156				
		p				n.s.				

Considerando los índices de abundancia relativos (desviación de la densidad respecto a la media de cada periodo) en la Tabla 4 se repite la misma tendencia que en la Tabla 3, pues los índices se correlacionan siempre negativamente con las lluvias invernales (enero-febrero-marzo en CIBIMA y diciembre en Sèquia Vella) y con las lluvias de primavera (en ambas localidades, con las lluvias de abril-mayo). El índice basado en la media de capturas de adultos pasa en este caso a no presentar ninguna correlación significativa con las variables climáticas, por lo que no aparece en la Tabla 4.

Como puede apreciarse en las gráficas de la Figura 16 existe una tendencia general que indica que la abundancia de adultos en ambas estaciones es menor en años con mayores precipitaciones invernales. Aunque el número de hembras en Sèquia Vella no muestra ninguna correlación significativa, presenta la misma tendencia a disminuir con las lluvias

de enero-febrero-marzo. Excepto en este último caso, puede apreciarse en la figura que la tendencia no es debida a puntos extremos influyentes.

Tabla 4. Correlación de Spearman entre los índices de abundancia relativos (La desviación del índice de abundancia respecto al índice medio en cada una de las partes en que se ha dividido el periodo de estudio 90-95, 96-01) de adultos y las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Se destaca en negrita la correlación más alta para cada índice de abundancia. Para la media de adultos en CIBIMA, N= 12 y para el resto N= 11. En Sèquia Vella, N= 5

Localidad	Variable		D	EF	EFM	MAM	AMY
CIBIMA	Número Adultos	rs			-0,6479		
		p			0,0227		
	Medias Machos	rs			-0,6060		
		p			0,0368		
	Medias Hembras	rs				-0,6014	-0,6434
		p				0,0386	0,0240
	Número Hembras	rs		-0,6150	-0,6515		-0,6970
		p		0,0440	0,0299		0,0171
Sèquia Vella	Medias adultos	rs	-0,9000				-0,9000
		p	0,0374				0,0374
	Número Adultos	rs	-0,9000				-0,9000
		p	0,0374				0,0374
	Medias Machos	rs	-0,9000				-0,9000
		p	0,0374				0,0374
	Número Machos	rs	-0,9000				-0,9000
		p	0,0374				0,0374

4.2.2. Índice de abundancia de jóvenes y productividad.

En el caso de los jóvenes, los índices de abundancia y productividad (Tabla 5) presentan correlaciones significativas y positivas con algunas variables de lluvia invernal (CIBIMA) y primaveral (Sèquia Vella). Por tanto, y según se aprecia también en las gráficas de la Figura 17, estas variables tienden a aumentar con la precipitación invernal en las dos áreas estudiadas.

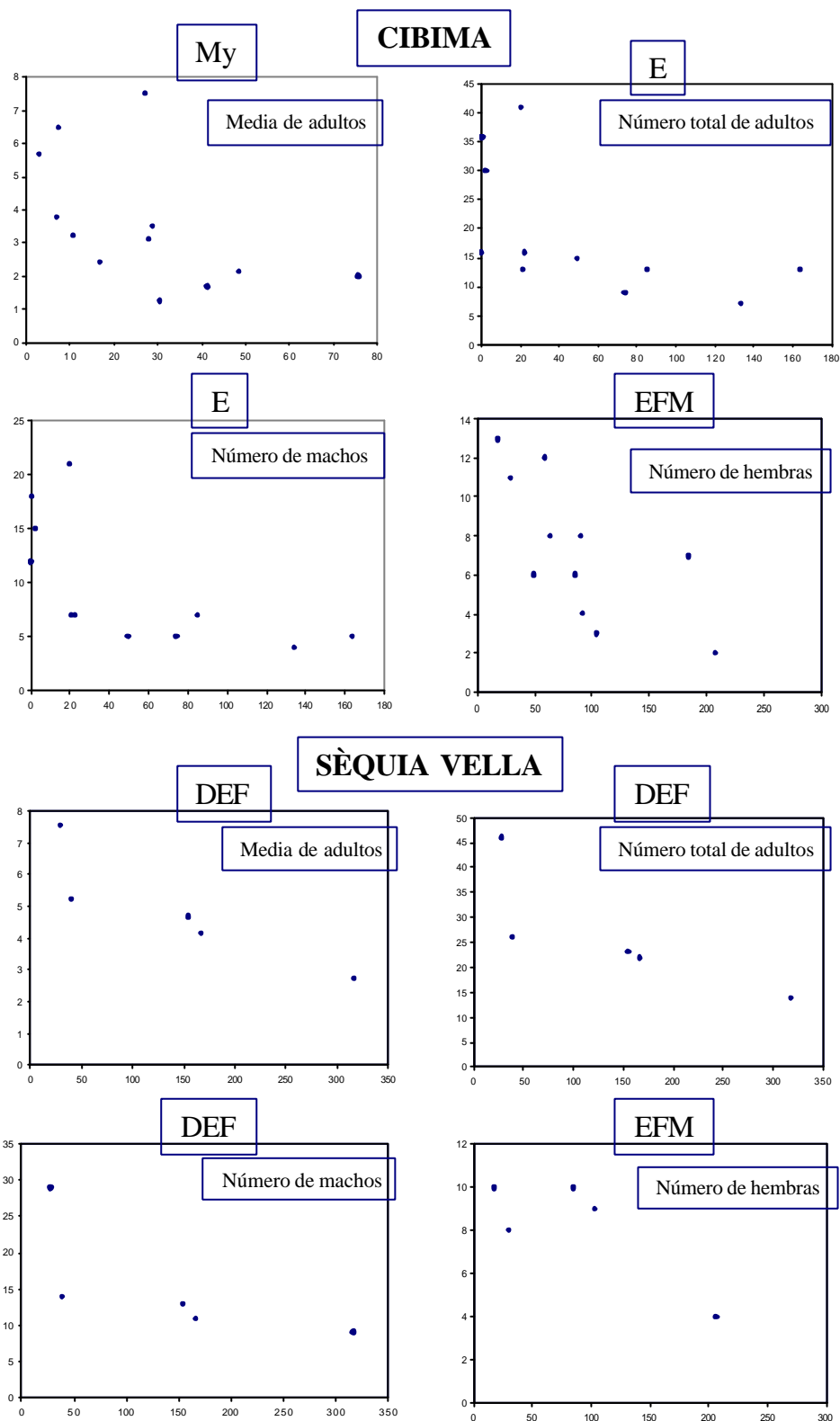


Figura 16. Representación gráfica de la relación de los índices de abundancia de adultos y las variables climáticas con las que presentan mayor correlación según la Tabla 3.

Tabla 5. Correlación de Spearman entre los índices de abundancia de jóvenes e índices de productividad con las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Se destaca en negrita la correlación más alta para cada índice de abundancia. CIBIMA, N= 11. Sèquia Vella, N= 5

Localidad	Variable		EFM	EF	AMY	D	E
CIBIMA	Número de Jóvenes	r _s	0,8909	0,7727			
		p	0,0002	0,0053			
	Productividad	r _s	0,9091	0,7545			0,6273
		p	0,0001	0,0073			0,0388
Sèquia Vella	Número de Jóvenes	r _s			0,9000	0,9000	
		p			0,0374	0,0374	
	Productividad	r _s				0,9000	
		p				0,0374	

4.2.3. Fenología de la reproducción

La Tabla 6 muestra las correlaciones significativas entre las variables relativas a fenología reproductora y variables climáticas. Concretamente, la fecha de aparición de placas en CIBIMA y la fecha del pico de jóvenes en Sèquia Vella se correlacionan positivamente con las lluvias de febrero-marzo. Estas mismas lluvias marcan la misma tendencia, a pesar de no llegar a ser significativa, con el pico de jóvenes en CIBIMA y con la fecha de aparición de placas en Sèquia Vella. El pico de jóvenes en Sèquia Vella se correlaciona también positivamente con las lluvias de febrero.

Tabla 6. Correlación de Spearman entre la fechas de aparición de las primeras placas incubatrices y la fecha del pico de jóvenes con las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Se destaca en negrita la correlación más alta para cada variable fenológica. CIBIMA, N (para jóvenes)= 11, N (para placas)= 10. Sèquia Vella, N= 5.

Localidad	Variable		FM	F	TMAXM	TMDMINJN	DIAMEN2F
CIBIMA	Placas	r _s	0,6848				0,5702
		p	0,0289				0,0853
	Jovs	r _s	0,5182		-0,6545	-0,6455	0,7422
		p	n.s.		0,0289	0,0320	0,0089
Sèquia Vella	Placas	r _s	0,7000				0,8208
		p	n.s.				0,0886
	Jovs	r _s	0,9000	0,9000		-0,9000	0,9747
		p	0,0374	0,0374		0,0374	0,0048

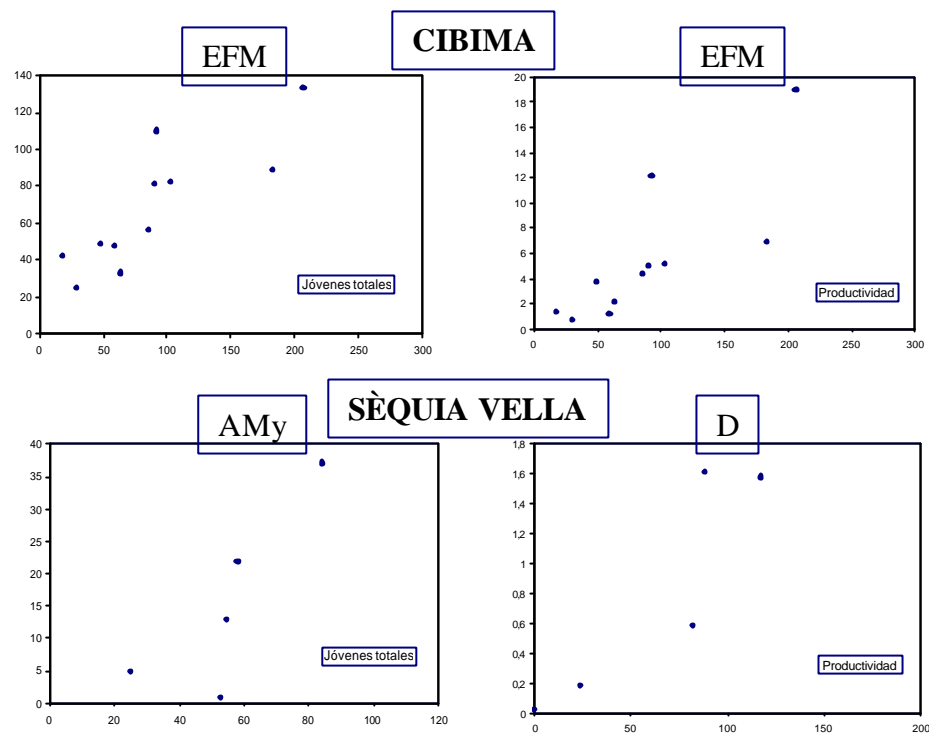


Figura 17. Representación gráfica de la relación de los índices de abundancia de jóvenes y productividad con las variables climáticas con las que presentan mayor correlación según la Tabla-3.

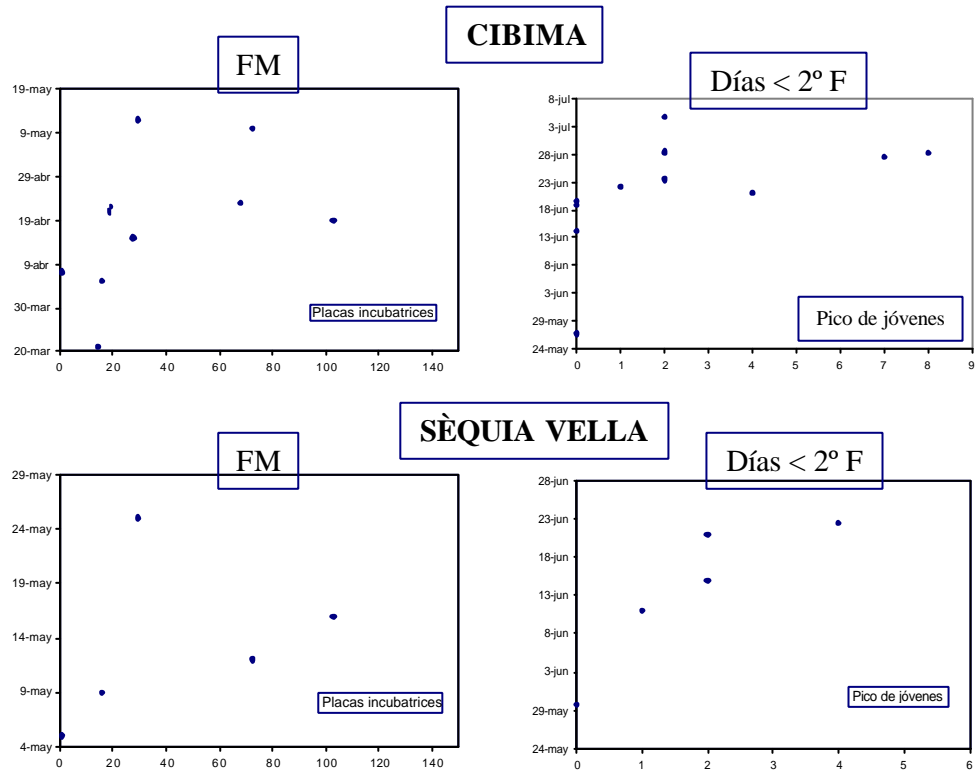


Figura 18. Representación gráfica de la relación de placas incubatrices y fechas de pico de jóvenes con las variables climáticas con las que presentan mayor correlación según la Tabla 6.

Las fechas del pico de jóvenes en ambas estaciones son las únicas variables que presentan correlaciones significativas con variables de temperatura. Estas correlaciones son negativas con la media de las máximas de marzo y con la media de las mínimas de junio, y positivas con el número de días con mínimas menores de 2° en febrero. Este conjunto de resultados sugiere que en años con menos lluvias a finales de invierno, el inicio de la reproducción tiende a adelantarse y que las temperaturas más bajas para ese mismo período tienen el efecto contrario y retrasan el inicio de la reproducción (Fig. 18).

4.2.4. Dispersión de adultos.

La Tabla 7 muestra que la magnitud del pico que consideramos de dispersión de adultos se correlaciona positivamente con las lluvias de febrero y negativamente con lluvias de junio y temperaturas de primavera. Este conjunto de resultados sugiere, por una parte, que las lluvias de febrero y de junio ejercen efectos contrarios sobre la magnitud del pico de dispersión de adultos y, por otra, que un aumento de las temperaturas primaverales influiría negativamente sobre la magnitud de dicho pico. Años de lluvias y bajas temperaturas en primavera, aumentarían la sincronización de la dispersión en los adultos.

Tabla 7. Correlación de Spearman entre los índices relativos a dispersión de adultos y las variables climáticas con las que presentan al menos una correlación significativa. Se destaca en negrita la correlación más alta para cada variable fenológica. CIBIMA, N= 11. Sèquia Vella, N= 5.

Variable	CIBIMA				Sèquia Vella	
	Magnitud Pico		Fecha Pico		Fecha Desaparición	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p
D			0,8364	0,0013		
F	0,7836	0,0043				
M			0,7153	0,0133	0,9000	0,0374
JN	-0,7289	0,0109				
TMAXD			-0,7091	0,0217		
TMAXM	-0,6059	0,0482			-0,9000	0,0374
TMDMINM	-0,6743	0,0229				
TMDMINMy	-0,6895	0,0189				
TMDMINJn	-0,7198	0,0125				
DIAMEN5F					0,9000	0,0374
DIAMEN5A	0,6823	0,0207				
DIAMEN0F			0,7462	0,0084		

Por su parte, la variable “fecha del pico” presenta una correlación positiva con las lluvias de diciembre y de marzo y negativa con las temperaturas medias de las máximas de diciembre. Es decir, a mayor cantidad de precipitación durante el invierno y primavera mayor retraso en la aparición de la fecha del pico. Y, por otra, que altas temperaturas en invierno (diciembre y febrero) contribuyen a adelantar la fecha del pico. Finalmente, la “fecha de “desaparición de adultos en Sèquia Vella” se correlaciona positivamente con las lluvias de marzo, negativamente con la media de las temperaturas máximas de este mismo mes y positivamente con los días de febrero con menos de 5°. Estos resultados sugieren que las lluvias de principios de primavera contribuyen a retrasar el abandono del área de los individuos adultos y que altas temperaturas durante ese período contribuyen a adelantarlo.

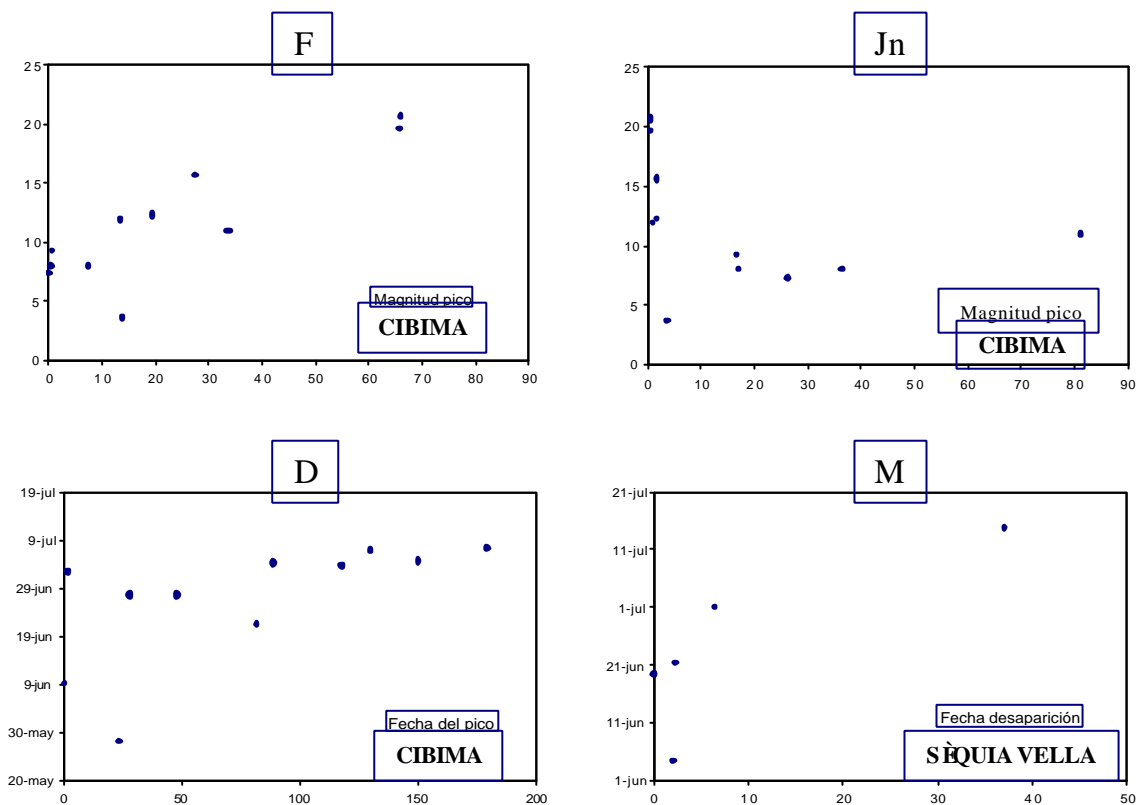


Figura 19. Representación gráfica de la relación de los índices de dispersión de adultos con las variables climáticas con las que presentan mayor correlación según la Tabla 7.

4.2.5. Abundancia durante la invernada.

La Figura 20 muestra la única correlación significativa existente entre la invernada y la climatología. Son en concreto las lluvias en noviembre y diciembre en CIBIMA las que correlacionan positivamente con la abundancia de Carricerines reales durante la invernada ($r_s = 0.680$; $p = 0.031$; $N = 10$). No se da ninguna correlación significativa entre invernada y climatología en Sèquia Vella.

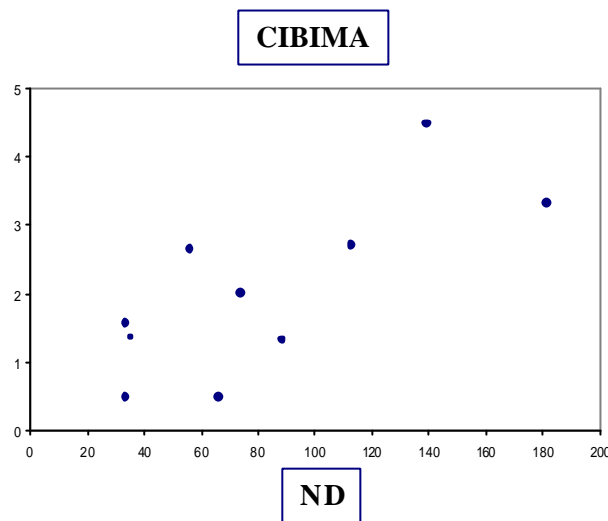


Figura 20. Representación gráfica de la relación del índice de abundancia durante la invernada con las variables climáticas con las que presentan mayor correlación.

C. DISCUSIÓN.

El Carricerín real está presente durante todo el año en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca tal como ocurre en otros espacios naturales de condiciones semejantes (Taylor, 1994; Martínez-Vilalta et al, 1998; Castany y López, 2002). Durante la última década se ha estudiado la evolución de la población en este parque tomando como base los resultados de transectos y de anillamiento.

1. Evolución temporal de la densidad

Los resultados derivados de la aplicación del método de transectos y del anillamiento no presentan los mismos patrones en cuanto a densidad ni durante la cría ni en invernada. Las correlaciones entre ambos métodos en ningún caso son significativas.

Las mayores diferencias entre ambas metodologías se encuentran en el periodo reproductor. Así, los resultados de los transectos (Fig.4) y las capturas de adultos (Fig. 8 a-b) coinciden en mostrar un declive poblacional entre el periodo que va del 90 al 95 y el del 96 al 01. Este declive, según los transectos, tiene lugar en Sèquia Vella del año 94 al 95, coincidiendo con el primer año de fuerte sequía, lo que sugiere que esta estación acusa más las variaciones climáticas que la de CIBIMA. La falta de correlación entre métodos en los patrones de variación temporal de la abundancia en adultos reproductores plantea un problema de credibilidad: ¿Cuál de los dos es más idóneo para estimar la densidad?. Posiblemente la respuesta a esta pregunta pueda encontrarse en la causa de sus diferencias. La mayor de ellas está en la cantidad de área que cubre la aplicación práctica de cada metodología y en cómo pueden verse afectadas por causas más o menos locales. Los transectos, al cubrir un área mucho mayor, se verían menos influenciados por las condiciones locales que sí pueden, en cambio, afectar la capturabilidad de pájaros en las redes, ya que éstas cubren una pequeña área longitudinal y perpendicular a su alrededor. Recordemos, además, que tanto las redes en Sèquia Vella como en CIBIMA se extienden, longitudinalmente, en el flanco de dos antiguos e importantes canales de drenaje.

A este respecto, algunos de los análisis realizados con variables climáticas probablemente aclaren algunos de estos puntos sumando argumentos a favor de uno u otro método. De hecho, para el periodo reproductor que se está discutiendo, se ha detectado efectos de lluvias y temperatura en las capturas de adultos pero no en los transectos. En concreto, el aumento de lluvias a finales de invierno, principios de primavera, repercute en una disminución de parejas nidificantes. Este patrón negativo podría estar respondiendo a un efecto de concentración de manera que en años más secos los individuos reproductores tenderían a concentrarse en las proximidades de las zonas que mantienen mayor nivel de agua. Esta supuesta concentración podría incluir en las capturas una proporción de individuos transeúntes o flotantes, que debido a su movilidad podrían hasta incluso llegar a ser más capturables, pero menos detectables en los transectos que los territoriales.

Todo apunta que los transectos sea mejor método que el del anillamiento para estimar abundancias de adultos en época reproductora.

Por su parte, el patrón del índice de abundancia de jóvenes, según los resultados de anillamiento (Fig.9a), parece mostrar dos periodos en la serie de años de CIBIMA. Uno, entre el 90 y el 95 y otro a partir del 96, en que se recupera la población alcanzando valores incluso superiores a los del primero. Este aumento de índice de abundancia que presentan los jóvenes tras el periodo de sequía es difícil de encajar con la disminución paralela de la población de adultos y con los efectos de las lluvias, ya que las invernales en CIBIMA y las primaverales en Sèquia Vella se correlacionan con una mayor abundancia. Esta compleja situación sugiere varias hipótesis.

Podría estar ocurriendo que las lluvias aumentaran el éxito reproductor en general en el Prat y que los jóvenes tuvieran una tendencia a concentrarse anualmente en CIBIMA, y no en Sèquia Vella, debido a las posibilidades tróficas que tiene en relación con otras áreas. Es una zona con carrizos altos, cuyas hojas albergan gran cantidad de insectos, y además es prácticamente la última en desecarse. En este sentido el incremento la población juvenil podría ser un artefacto debido a una mayor concentración en CIBIMA de individuos procedentes de otras áreas. Probablemente el contingente de Carricerines reales reflejados en el segundo periodo (Fig. 9.b) no sean una muestra de la productividad real, ya que hay más de los que en realidad podrían haber nacido a partir de los adultos capturados en las redes. No obstante, y a pesar de que el índice de productividad calculado no sea una buena medida (en términos de "exactitud") de lo que ocurre en la realidad, no deja de ser cierto que en el segundo periodo aumenta la productividad y hay un declive en la población del Prat.

Una posible hipótesis apuntaría un cambio a peor en la calidad de hábitat entre el antes y después de la sequía. Un supuesto deterioro generalizado en los hábitats de cría del Carricérin real, induciría a los juveniles a concentrarse en una alta proporción en el área de CIBIMA, con independencia de las lluvias. Ahora bien, el porqué del supuesto deterioro lo desconocemos. Sí que es cierto que después de la sequía han habido hasta la fecha tres

intrusiones marinas, una de ellas en el invierno de 1997, que podrían haber afectado a la calidad del agua, vegetación, presencia de insectos... En este sentido el CIBIMA actuaría como artefacto en dos direcciones. Por el hecho de estar al lado de un canal, concentraría nidificantes adultos en tiempos de sequía, y por el hecho de ser una zona donde el agua desaparece más tarde y donde el carrizal se mantiene en buen estado albergaría, con o sin precipitaciones, individuos jóvenes nacidos en otras áreas "peores" del Prat. Parece ser, pues, que los resultados de las capturas, tanto de jóvenes como de adultos, están sometidos a efectos locales.

Para el periodo de invernada, la aplicación de ambos métodos ofrece diferentes resultados en cuanto a la evolución temporal de la densidad. El declive poblacional mencionado para el periodo reproductor se hace patente también en los resultados de los transectos en la invernada, a pesar de que solo se observe en CIBIMA y no en Sèquia Vella (Fig. 5) donde la densidad es muy baja. En CIBIMA, la densidad pasa de 3 ind/ha entre el invierno del 91-92 y el del 95-96 a 1 ind/ha entre el invierno del 96-97 al del 01-02. En las capturas no hay sincronía entre las dos estaciones (Fig.14a), ni correlación entre años ni entre las capturas de jóvenes y de adultos (Fig. 14b). La reducción del contingente invernal mostrada en los transectos sugiere varias hipótesis: 1) Podría ocurrir que en los humedales del sur de Francia hubiera también declive de la población y disminuyera en el Prat la presencia de extranjeros, o cuál es poco probable (Rocamora y Yeatman-Berthelot, 1999). 2) Que existiera una degradación en el parque que disminuyera el atractivo de la zona para los invernantes y se quedaran menos. 3) Que disminuyera la población autóctona o 4) que la especie estuviera sufriendo un cambio de estrategia migratoria.

A pesar de que el patrón invernal no es coincidente según los resultados de ambas metodologías, en los dos casos se correlacionan con las mismas variables climáticas (lluvia). La densidad relativa a las medias de cada periodo y la abundancia de capturas lo hacen positivamente, solo en CIBIMA, con las lluvias de otoño y principios de invierno. Esto es, a mayor precipitación a finales de otoño, principios de invierno, mayor nivel hídrico del parque y mayor presencia de Carricerines reales durante la invernada.

La observación de Leisler (1973) en el lago austrohúngaro de Neusiedler en donde el Carricerín real pasa el invierno en regiones libres de heladas, apoyaría la importancia que tienen las lluvias por encima de las temperaturas. No obstante este autor afirma desconocer cómo reacciona la especie a cambios imprevistos en la abundancia y disponibilidad de los invertebrados que constituyen su alimentación motivados por las oscilaciones de las condiciones climáticas. Guzzon (1997), argumentando sobre la filopatria invernal que parece mostrar la especie en un área del noreste italiano, afirma que dicha conducta parece depender del estado hídrico de las áreas de acogida.

2. Patrón de variación estacional de la especie en el Prat.

Con respecto a la presencia de la especie en el área de estudio hay autores que la suponen continua para el ámbito de cría sudeuropeo (Leisler, 1973). Este estudio discute esa afirmación ya que hay localidades en el mismo Prat en las que el Carricerín real no está presente todo el año. En este sentido la especie muestra patrones estacionales variables que se reflejan en transectos y capturas (Figs. 2, 3, 6 y 7). En primavera la densidad total se incrementa normalmente a partir de marzo. A finales de primavera, principios de verano, tiene lugar el mayor pico de densidad y le sigue un acusado descenso estival que alcanza densidades mínimas en la segunda mitad de verano. En otoño vuelve a hacerse presente la especie entre octubre y noviembre para disminuir de nuevo durante la invernada, de forma acusada en enero.

Estas variaciones estacionales siempre son más claras en CIBIMA que en Sèquia Vella. Si bien el incremento primaveral y el pico de finales de primavera se da en ambas, las densidades mínimas que se alcanzan en la segunda mitad de verano tienen lugar más tarde en CIBIMA que en Sèquia Vella. En esta última no se recuperan hasta la primavera siguiente mostrando densidades muy bajas en otoño e invierno.

El patrón de variación estacional de la abundancia difiere entre años. El incremento primaveral tiene lugar entre finales de febrero y marzo. La presencia de machos cantando durante este periodo se alarga algunos años hasta el mes de junio para desaparecer por completo en pleno verano (julio). El pico de densidad de finales de primavera en CIBIMA

varía entre los periodos del 90 al 94 y del 95 al 02, no coincidiendo con lo que ocurre en Sèquia Vella donde hay un pico en el 93, se adelanta en el 94 para igualarse a la baja, en el 95, 96 y 97. La abundancia invernal también refleja los mismos periodos. Si bien es de señalar que en Sequia Vella desaparece en el otoño de los años 95 y 97 y su abundancia en los inviernos del 94-95 y 95-96 está por debajo de 0.3 ind/ha.

En adultos, se ha estudiado tres variables relacionadas con la fenología de dispersión postreproductiva: la magnitud del pico de dispersión y la fecha de este pico en CIBIMA y la desaparición de los adultos en Sèquia Vella. En la magnitud del pico de dispersión (Fig. 12.a) se ha constatado una variación importante a la baja entre la primera parte del estudio (periodo 90-96) y la segunda (97-01). La fecha del pico de dispersión (Fig. 12.b), tiene lugar entre la segunda quincena de junio y la primera de julio, a excepción de los años 94 y 95 en que se adelantó prácticamente un mes. Las variaciones en la magnitud y en la fecha del pico ocurren sincronizadamente entre sexos (Fig.12). Por su parte, el análisis de la dispersión de adultos en Sèquia Vella (Fig. 13) ha permitido mostrar que hay diferencias importantes entre zonas del mismo parque en muy pocos kilómetros. Hay áreas que únicamente son usadas por la especie para reproducirse abandonándolas de forma más o menos rápida al finalizar la cría, que sería el caso de Sèquia Vella. La fecha de dispersión de estos adultos de esta estación y la fecha del pico en CIBIMA tienden a variar sincrónicamente (Fig. 13a) coincidiendo la desaparición en una con el aumento del pico en la otra, aunque la correlación no llega a ser significativa, probablemente por el escaso número de datos.

Parece ser que en los movimientos de dispersión postreproductivos de adultos, influyen las lluvias, retrasando o avanzando el pico de dispersión. El pico de machos ocurre unos 10 días por delante del de las hembras. En Sèquia Vella (Figs.13a-b) parece haber una relación de causa efecto entre la desecación de la acequia, provocada por la sequía, y la desaparición de adultos. En 93 se deseca la acequia a partir de julio coincidiendo con la desaparición de los adultos. En el 94 se deseca la acequia a partir de junio y los adultos avanzan un mes su dispersión. En el 95, siendo un año de fuerte sequía, se esperaba que se desecara la acequia pero al no ocurrir (desconocemos el motivo), los adultos retrasan su desaparición al 20 de junio. Tanto esta circunstancia como lo ocurrido en el 97 –inicio muy

temprano de la cría y dispersión muy temprana (19 de junio)-- sugieren que en la dispersión de esta clase de edad pueden intervenir más factores.

3. Reproducción.

El anillamiento ha posibilitado que se estudien cuatro variables relacionadas con la reproducción: la fecha de aparición de las placas incubatrices, la magnitud y la fecha del pico de jóvenes y la productividad.

La variación estacional de las capturas de Carricerines reales jóvenes presenta dos picos (Figs. 6 y 7), uno, tras el período reproductor y otro otoñal. Las referencias de este último hay que considerarlas de una manera fiable solo a partir del año 96. En el primero las capturas comienzan en mayo, se incrementan hasta alcanzar un máximo entre junio y julio y disminuyen bruscamente en el mes de agosto. Este pico, dadas las fechas de captura, presupone que puedan ser nativos porque no hay recuperaciones de otras localidades en esas fechas (ver Cap.4) y es más marcado en CIBIMA que en Sèquia Vella, con la salvedad de que en esta última siempre se adelanta. El pico otoñal incluye una mezcla de individuos migrantes y nativos lo que implica esperar al capítulo de biometría para determinar si es posible identificar qué proporción corresponde a cada contingente. La abundancia de individuos juveniles durante el invierno es muy baja. Posiblemente los jóvenes tengan que enfrentarse no sólo a su inexperiencia sino también a unas condiciones climáticas desfavorables. No obstante, llama la atención que en áreas centroeuropeas se cite (Bauer en Leisler, 1973) la presencia de individuos en localidades con temperaturas matinales de -15°.

El análisis conjunto de la aparición de placas (Fig.10) y la fecha del pico de jóvenes (Fig.11) ha permitido observar diferencias importantes entre CIBIMA y Sèquia Vella en el inicio y finalización de la reproducción. La fecha media de aparición de placas en Sèquia Vella es muy tardía (14-V) y la fecha media del pico de jóvenes, muy temprana (13-VI). En CIBIMA las placas aparecen pronto (19-IV) mientras que la respectiva fecha del pico se retrasa (21-VI). Esto sugiere la existencia de diferencias en número de puestas entre las dos áreas. En este sentido, el mes que hay entre la fecha media de aparición placas y su

respectivo pico de jóvenes en Sèquia Vella, permite una puesta. En cambio el intervalo de dos meses en CIBIMA sugiere que puedan realizar dos puestas o reposiciones, que serían mucho más escasas en la otra área. Las variaciones interanuales en el inicio de la reproducción podrían responder a los efectos de las variables climáticas, retrasando o adelantando las fechas de inicio de aparición de placas.

En cualquier caso que la fecha de inicio de la reproducción dependa de variables climatológicas, puede pesar mucho a la hora de determinar la fecha de inicio de la dispersión que se está discutiendo. La escasez de lluvias y altas temperaturas a finales de invierno, provocan un avance en la desecación del Prat siempre gradual, que parece tener como efecto que el pico de dispersión sea menor porque ésta se realiza también poco a poco (no sincrónicamente). En cambio, bajas temperaturas y lluvias para el mismo periodo provocan que el área tarde más en desecarse, con lo cuál el pico de dispersión es mayor y los Carricerines reales terminan bien de criar y desaparecen todos al mismo tiempo (sincrónicamente). En cualquier caso habida cuenta que la correlación entre CIBIMA y Sèquia Vella no es del todo perfecta (ni significativa), no deben descartarse otras causas, diferentes a las climáticas, que se superpongan e influyan sobre las mismas variables.

Las referencias bibliográficas para las poblaciones europeas de Carricerín real muestran diferencias en cuanto a la fenología reproductiva en función de la ubicación de la localidad. Así, el inicio de la reproducción del Carricerín real en el lago Neusiedler autrohúngaro tiene lugar en el mes de abril, como ocurre en el caso del Prat en el área de CIBIMA. Leisler (1973) y Hoeger (1973) la centran en la segunda quincena. Este segundo autor habla de un intervalo entre mitad de abril y junio y de dos puestas. Harrison (1975) también habla de dos puestas y afirma que en áreas meridionales comienza a primeros de abril y en las septentrionales a finales de éste. Para la población de la Camarga francesa Blondel y Isenmann (1981) constatan dos periodos reproductivos, uno de menor intensidad entre finales de marzo y abril y uno posterior que se reinicia a mediados de mayo. Cramm (1992) también señala para esta población dos periodos reproductivos diferentes, uno que va desde la segunda semana de abril hasta la primera de julio y otro desde la primera de mayo hasta la tercera de julio, señalando, en cualquier caso, como rango central los meses de mayo y junio. Habla de una puesta y posteriores puestas de reposición. En las

poblaciones italianas parece ser que el periodo de nidificación se avanza con respecto al del Prat. En concreto, en Marano Lagunare (NE), Guzzon (1997) sitúa la puesta del primer huevo para la tercera semana de marzo y Quagliarini (1999), en el lago Massaciuccoli (1.050 ha) en el NW italiano, apunta cambios importantes en pocos años en el comportamiento reproductivo de la especie. Para el período 1979-1987 habla de una puesta y sitúa el inicio de la reproducción en la primera semana de junio, mientras que para el período 1991-1997, confirma dos puestas y sitúa el inicio a mediados de marzo. Baccetti (1985), señala que en este lago durante julio-septiembre parte del área se seca.



Macho cantando

Foto: G. Ros



Picoteando
cerca del agua

Foto: G. Ros



Muda activa
29-VIII-02



Placa incubatriz



Malófagos
en primarias



Barras de crecimiento
26-VII-02



Capturado en red



Parásitos en cloaca



Liberándolo
de la red

LÁMINA 2

CAPÍTULO 4

MIGRATOLOGÍA

INTRODUCCIÓN.

Migratológicamente resulta complejo clasificar las especies de aves en función de los modelos existentes (Bernis 1966; Baker 1978). La información de este capítulo viene a aportar argumentos en este sentido ya que cada una de las poblaciones de Carricerines reales de las que disponemos datos fiables presenta conductas migratorias diferentes, no encajando de forma genérica y uniforme en ningún paradigma teórico. Algunas informaciones sobre la especie aparecidas en publicaciones “generalistas” del tipo atlas o guías (Cramp, 1992; Tellería et al. 1999) podrían hacernos pensar que la especie está sometida a un proceso de cambio conductual importante, cuando en realidad dichas citas están arrastrando informaciones desajustadas sin más.

Su caso es un ejemplo más de la sorprendente plasticidad que presentan los desplazamientos de las aves y de lo complejo que resulta cualquier intento de clasificación. Como bien apunta Dorst (1976), las especies presentan tan amplia variedad de estrategias en sus movimientos que en realidad conforman un “conjunto de casos particulares”. Esta reflexión crítica referente a las limitaciones de los modelos no pretende ni mucho menos invalidarlos sino reafirmar la dificultad que en definitiva casi siempre hay a la hora de explicar lo que ocurre a nivel natural.

La ambigüedad a la hora de considerar la migratología del Carricerín Real es, además, una muestra del conocimiento poco exhaustivo que se tiene de ella. Los conocimientos sobre su migratología se reducen a las informaciones que genera el anillamiento científico de aves. Dicha metodología está ligada a las actuaciones en las que participan grupos de anillamiento o anilladores individuales que actúan de forma desigual por toda la geografía circumediterránea, en donde se ubica esta ave. En cualquier caso, son muy pocos los estudios disponibles tanto a nivel español (Aymí, 1991; Cantos, 1992; Taylor, 1994) como europeo (Leisler, 1973; Glutz y Bauer, 1991; Cramm, 1992; Guzzon, 1997), no existiendo análisis recientes de recuperaciones a pesar de haber aumentado considerablemente.

Este capítulo pretende aportar nuevas informaciones sobre los desplazamientos de las poblaciones de Carricerín real europeas más occidentales (Austria, Francia, Italia, Península Ibérica, Córcega, Mallorca ...) entre las que se enmarcan nuestras localidades de estudio (P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y Goles del Riu Millars) y revisar tanto su distribución geográfica como la fenología de sus movimientos migratorios en base al análisis de las recuperaciones. Ello va a permitirnos: (1) Conocer las estrategias migratorias que presentan las diferentes poblaciones de Carricerín real. (2) Saber dónde invernan, qué distancia las separa de las áreas de cría y, finalmente, (3) durante que períodos se encuentran en las áreas de cría y de invernada.

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

El tratamiento migratológico incluido en este capítulo ha tomado en consideración los datos disponibles sobre anillamientos, recuperaciones y autorecuperaciones una vez solicitados a las oficinas respectivas de las localidades y países donde está ubicada la especie.

1. Fuentes de información.

Las bases de datos corresponden a:

- a. Aves anilladas en el extranjero y recuperadas en España, y viceversa, existentes en los ficheros de la Oficina de Anillamiento de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza actualizadas hasta 2001.
- b. Aves anilladas y recuperadas fuera de España existentes en los ficheros de EURING, actualizadas hasta 2002.
- c. Aves anilladas y recuperadas en Francia disponibles en los ficheros del C.R.P.B.O. (Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux) actualizadas hasta 1995.
- d. Ficheros de capturas y autorrecuperaciones en: P.N. dels Aiguamolls de l'Empordà de 1993 a 1996 (Grup Català d'Anellament). P.N. de S'Albufera de Mallorca de 1989 a 1993 (Grup d'anellament Parc Natural de S'Albufera). Isla de Menorca de 1983 a 1992 (Grup Ornitològic Balear).

e. Datos propios sobre capturas, recuperaciones y autorrecuperaciones en las localidades del Parc Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (1990-2002), Goles del Millars (1994-2002) y Marjal de Peñíscola (1999-2002).

2. Algunas consideraciones metodológicas previas.

El análisis de las muestras de datos requiere la consideración de algunos aspectos metodológicos que han influido en la adquisición de los mismos y que van a ser determinantes a la hora de interpretar los resultados de los marcajes.

(1) La intensidad de anillamiento en cada una de las localidades. Los anillamientos puntuales o el mismo hecho de que en algunas localidades no existan Estaciones de Esfuerzo Constante (EEC) que operen durante todo el año provocan un vacío informativo durante algunos períodos respecto a la variación y la abundancia de la especie.

En el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón), en la estación denominada CIBIMA, el marcaje viene aplicándose de forma ininterrumpida desde la primavera de 1990 hasta la fecha con 85 m de red, en intervalos diarios de 4 horas desde la salida del sol, un día a la semana –a excepción de la temporada 1991 en la que la frecuencia fue de una vez al mes. En el mismo parque natural se practicó el mismo esfuerzo constante durante 5 años consecutivos –del 1993 al 1997-- en la estación conocida como Sèquia Vella y durante 3 (1998, 1999 y 2000) en una tercera denominada Torberes.

En la localidad Goles del Millars (Borriana, Castellón) se iniciaron los marcajes en el 87 si bien comenzó a aplicarse la metodología de esfuerzo constante desde el 1994 hasta la fecha --9 años--, para un total de 63 m. de red.

En el P.N. del Delta de l'Ebre (Tarragona) ha venido centrándose básicamente el esfuerzo en la participación en campañas de anillamiento internacionales (Piccole Issole iniciada en 1988, European-African Songbird Migration Network iniciada en 1992) que ocupan franjas temporales centradas en los pasos migratorios, post o prenupciales. El anillamiento durante invernada y época de cría es esporádico si bien se está intentando incluir dicha área en el

proyecto SYLVIA con la intención de cubrir el período estival comprendido entre el 1 de mayo y el 8 de agosto y un bloque invernal desde el 16 de diciembre al 28 de febrero (GCA, 2001).

Para el caso de las localidades Marjal del Moro (Sagunto) y P.N. de l'Albufera (València) la intensidad en el marcaje de aves ha variado mucho, estando más en función de las disponibilidades personales de los anilladores y de los grupos que actúan en la zona que de la metodología.

Otras localidades menos representativas, en cuanto a volumen de recuperaciones disponibles se refiere, son el P.N. del Fondó d'Elx (Alicante) y la Marjal de Peñíscola (Castellón). En ambas viene aplicándose hasta la fecha la metodología de esfuerzo constante. En la primera desde 1992 –11 años-- y en la segunda desde 1999 –3 años-- para un total de 55 y 63 m. de red, respectivamente.

(2) Relacionado con este aspecto metodológico hay que considerar, a nivel ibérico, la existencia de marjales litorales, potencialmente importantes como localidades de paso, nidificación o invernada de Carricerín real que durante el período de estudio no han sido cubiertas por ningún anillador. Es el caso de la Marjal de Almenara (Castellón), las Marjales de Xeresa y de Pego-Oliva (Valencia) y de las Salinas de Santa Pola, Clot de Galvany y la Mata de Torrevieja (Alicante). Ello provoca un vacío informativo en lo que se refiere a distribución geográfica en una especie especialmente exigente en cuanto a preferencias de hábitat.

(3) Problemas de datación. El Carricerín real es una de las pocas especies de passeriformes en la que adultos y jóvenes realizan una muda completa postnupcial (Cramm et al. 1992; Svensson, L. 1996; Jenni y Winkler, 1994). A partir de ese momento lo único que permite diferenciar de manera fiable a individuos con códigos de edad Euring 3, 5 y 6 es el color del iris y el grado de permanencia de las manchas linguales, en ningún caso el estado del plumaje. Puesto que este método no aparece descrito en las guías de identificación de uso habitual y deben existir errores de datación, se han reconsiderado algunas de las informaciones remitidas.

3. Criterios para la clasificación de las recuperaciones.

3.1. Clases de edad.

La datación se ha realizado en base a códigos Euring (Clarabuch, 2000).

Los individuos que presentan o sugieren dudas han sido datados con código de edad 2.

Un individuo se considera joven cuando ha sido datado con código 3.

Un individuo se considera adulto cuando ha sido datado con códigos 4 ó 6.

Los individuos datados con código 5, han sido considerados como adultos o jóvenes en función del momento y del área.

En cuanto a la datación de individuos franceses o austrohúngaros, se han respetado las asignadas con código 3 para individuos anillados entre mayo y octubre inclusive. A los datados con código 3 ó 4 en noviembre y diciembre se les ha asignado un código 2 (edad desconocida) y a los que en primavera aparecen con código 2 se les ha asignado un 4.

3.2. Tipos de capturas.

Ha sido necesario clarificar los términos utilizados para las diferentes capturas que ha experimentado un pájaro, ya que se dan situaciones muy diversas. Se ha distinguido siempre entre la primera vez que se captura un individuo en una localidad determinada y las sucesivas capturas que pueda haber experimentado en dicha localidad. La primera captura en una localidad puede corresponder al anillamiento del individuo o al primer control en esa localidad. En el primer caso así se ha indicado, mientras que en el segundo se habla de primera captura. Cuando en una misma gráfica se analizan conjuntamente la distribución de anillamientos y primeras capturas se habla simplemente de primeras capturas. Para mantener la independencia de los datos solo se ha utilizado en los análisis

estadísticos una captura por individuo y localidad, que corresponde a la primera captura en la misma.

Hay algunos individuos que, al presentar varias recapturas en una misma localidad, también proporcionan información sobre el período en que la especie se encuentra en ese lugar. Estas capturas se han representado en las gráficas y se les ha denominado “capturas posteriores”. Cuando se dan otras circunstancias particulares se explican en la misma figura.

4. Sobre orientaciones y distancias seguidas por las diferentes poblaciones.

Para conocer las orientaciones y distancias, se ha calculado los ángulos de las líneas de vuelo que siguen los individuos considerados nativos de las diferentes poblaciones. La selección de individuos nativos en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca se ha realizado seleccionando sólo individuos capturados entre 15 de marzo a 31 de julio con el fin de eliminar transeúntes e invernantes. Para el cálculo estadístico de la orientación de los movimientos migratorios de las poblaciones estudiadas, se ha utilizado el programa ORIANA (Kovach, 1994).

B. RESULTADOS.

1. Los Carricerines reales austrohúngaros.

En el fichero austriaco existe información sobre 24 recuperaciones, 23 de las cuales corresponden a individuos anillados en 4 localidades ubicadas alrededor del lago Neusiedler (47°48'N,16°44'E) y 1 a un individuo anillado en Suiza y recuperado en este mismo lago. Estas recuperaciones se distribuyen en tres zonas o frentes (Fig.1).

El 66.6 % (N= 16) lo hacen en dirección SW distribuyéndose por el norte y centro de la península Itálica. En concreto, 11 de éstas se concentran en el norte de Italia alrededor del valle y desembocadura del río Po, en el Adriático. El 16.6 % (N= 4) se extiende en dirección SE a lo largo de Hungría y lagunas litorales de los países balcánicos. Uno de

ellos, anillado el 14-8-92 se recupera en época de reproducción (8-5-95) en el lago Húngaro de Balaton. El 12.5 % (N= 3) migra hacia el W, llegando a Suiza, franqueando los Alpes por la cara norte. Y finalmente un individuo (4.1%) pasa el invierno en el Lago Biguglia en la isla de Córcega (Francia). Todas las recuperaciones se producen en humedales, 14 (58.3 %) en espacios litorales y 10 (41.7 %) en espacios de interior (5 en Italia, 2 en Hungría y 3 en Suiza).

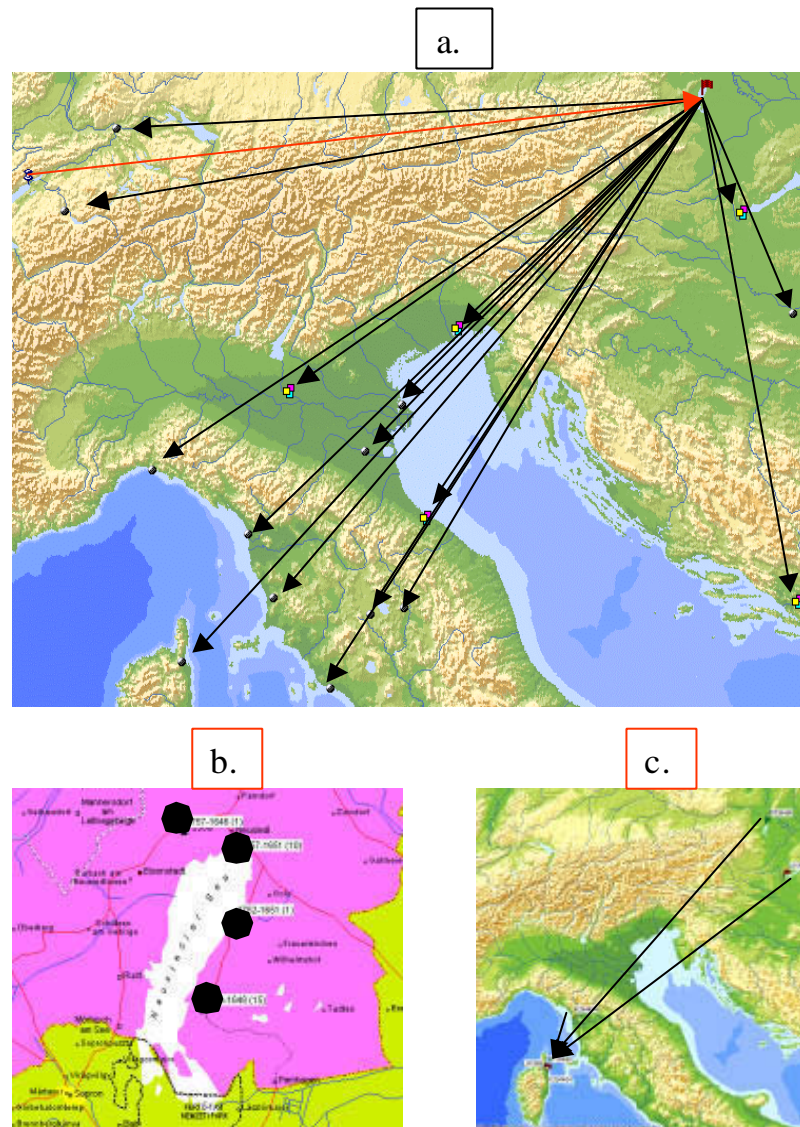


Figura 1. a. Carricerines reales anillados en el lago Neusiedler (Austria) y recuperados en otras localidades. La flecha roja indica anillado en Suiza y recuperado en el mismo lago. Puntos negros, una recuperación. Cuadro multicolor, varias recuperaciones. b. Localidades de anillamiento alrededor del Lago Neusiedler. c. Localidades de anillamiento de Carricerines reales recuperados en Lago Biguglia (Córcega, Francia).

Comentario especial merecen tres individuos que se recuperan durante la invernada en el lago de Biguglia (Córcega) y que constituyen los únicos datos disponibles de

recuperaciones insulares para la especie (Fig. 1.c). Podrían no pertenecer a las mismas poblaciones. Uno de ellos, ya citado, es anillado en el lago Neusiedler. Los otros dos, no incluidos en el fichero, se anillan, uno en el lago Balaton (Hungría) y otro en un humedal de la costa oeste italiana (Massarosa).

Las fechas de anillamiento en el lago Neusiedler de individuos que dan lugar a recuperaciones invernales abarca desde junio a octubre (Fig.2.a).

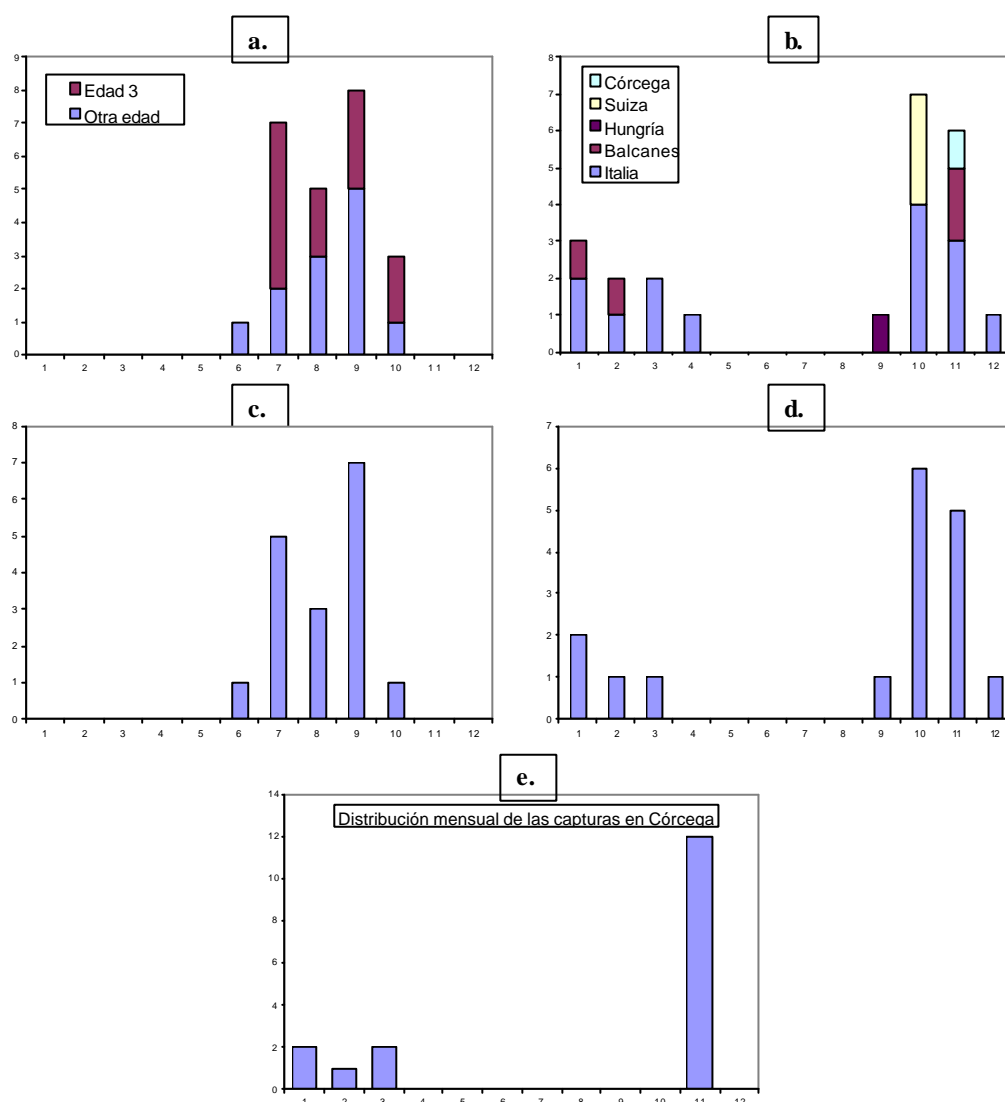


Figura 2. Distribución mensual de: **a.** Anillamientos en Austria de individuos que después se recuperan en otras localidades, clasificados por edad. **b.** Recuperaciones de estos mismos individuos clasificados por países de recepción. **c.** Anillamientos austriacos que generan recuperaciones primarias. **d.** Recuperaciones primarias de individuos anillados en Austria. **e.** Anillamientos y recuperaciones en Córcega (Francia).

El 70.8% de éstos (N= 17) son recuperaciones primarias (Fig.2.c-d) que presentan un patrón temporal no muy diferente de las que no lo son, motivo por el cuál se las ha considerado conjuntamente. La presencia en las áreas de invernada de estos mismos individuos se extiende desde octubre a abril (Fig.2.b-d), siendo Italia la región que más recuperaciones acoge. El máximo de capturas se produce en octubre y noviembre. Las recuperaciones citadas para la isla de Córcega se producen durante la invernada presentando un pico especialmente alto en noviembre (Fig.2.e).

La Figura 3 muestra las distancias recorridas por cada una de las poblaciones analizadas.

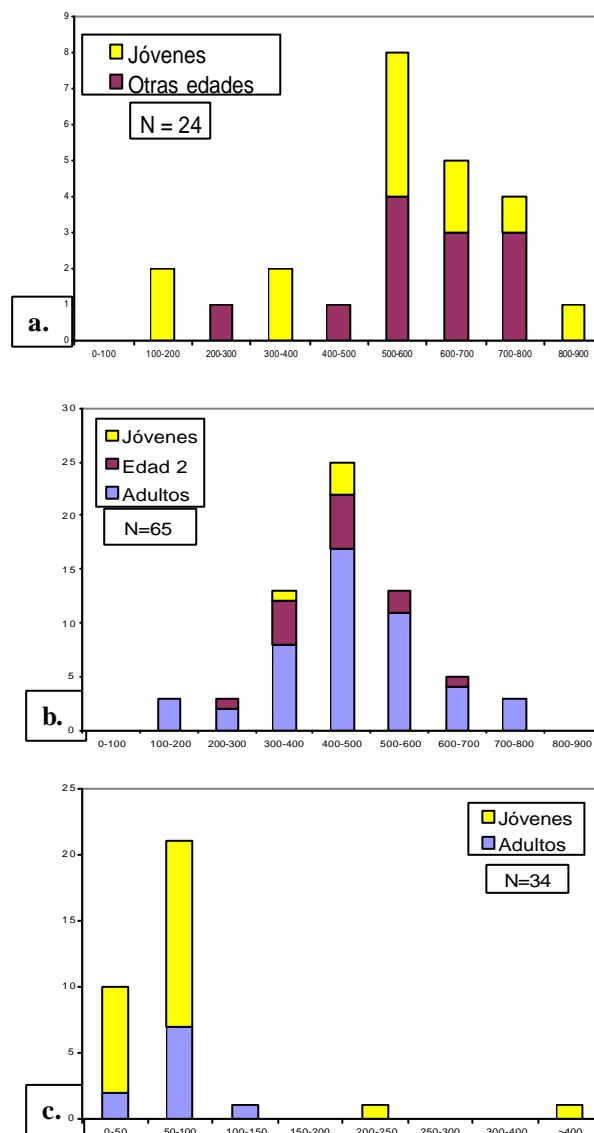


Figura 3. Histogramas de distancias recorridas por 3 poblaciones europeas de Carricerines reales: **a.** Población del Lago Neusiedler. **b.** Población francesa que se desplaza a la Península Ibérica. **c.** Población del P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (N= 34 incluye únicamente individuos anillados en el Prat y recuperados en otras localidades).

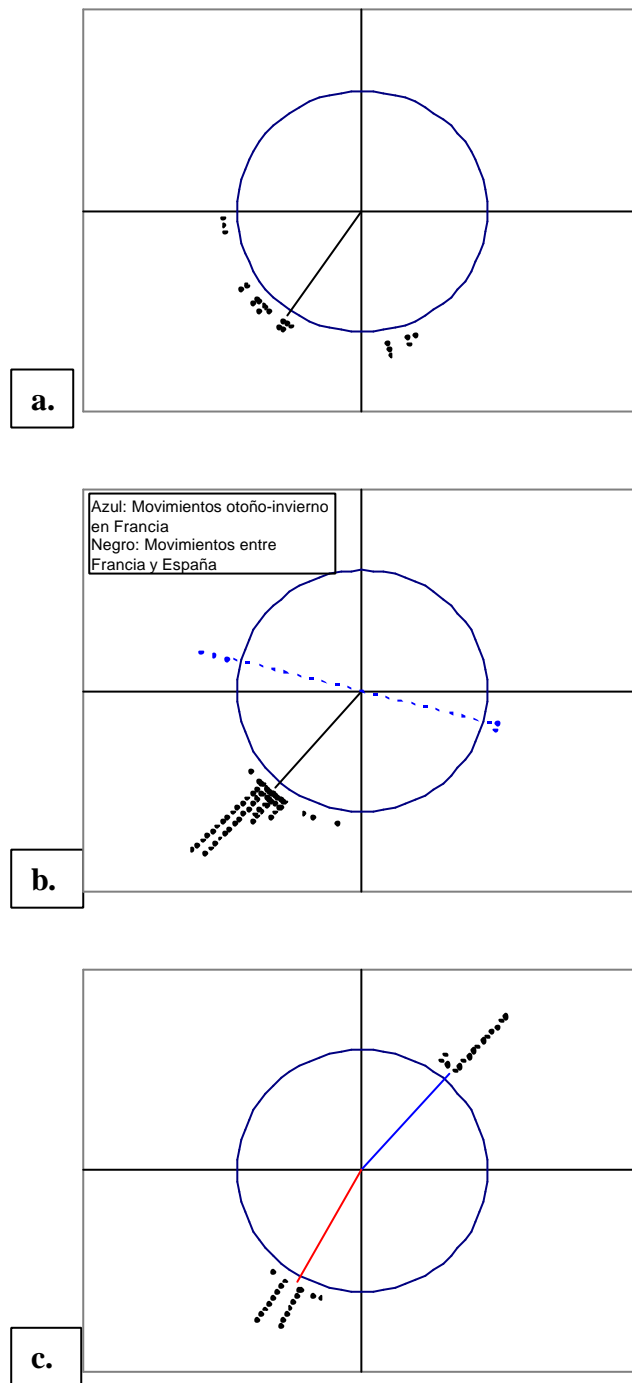


Figura 4. Orientación de movimientos seguidos por tres poblaciones europeas de Carricerín real. **a.** Población del lago Neusiedler (Austria). **b.** Poblaciones del sur de Francia (Hérault-Camargue). **c.** Población del P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca.

La distancia media de desplazamiento correspondiente a la población austriaca (Fig.3.a) es de 543.6 km (sd= 187.5; N= 24; Rango: 119-825). La distancia media para los jóvenes es de 493.2 km (sd= 221.4, N= 12) y para los de “otras edades”, en donde se incluyen adultos

e individuos de edad incierta, es de 593 km (sd= 137, N= 12). La diferencia entre distancias medias para estos dos grupos de edad no es significativa ($F_{1,22}= 1.761$; $p= 0.198$). La orientación migratoria seguida por esta población es SWE (Fig. 4a), con un ángulo medio de $214^{\circ}79'$ y una intensidad de orientación de $r= 0.85$ (Tabla 1).

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de la orientación de las líneas de vuelo de los Carricerines reales pertenecientes a 3 poblaciones europeas estudiadas.

Estadísticos	1	2	3	4
	Austria	Francia	CabanesS	CabanesN
N	24	65	41	24
Orientación media (μ)	$214,79^{\circ}$	$221,08^{\circ}$	$209,25^{\circ}$	$41,08^{\circ}$
Longitud del vector medio (r)	0,85	0,99	1	1
Desviación estándar circular	$32,61^{\circ}$	$6,38^{\circ}$	$4,65^{\circ}$	$2,14^{\circ}$
Error estándar	$6,63^{\circ}$	$0,79^{\circ}$	$0,73^{\circ}$	$0,44^{\circ}$
95% intervalo de confianza (-/+ para μ)	$201,79^{\circ}$ $227,79^{\circ}$	$219,53^{\circ}$ $222,63^{\circ}$	$207,82^{\circ}$ $210,67^{\circ}$	$40,23^{\circ}$ $41,94^{\circ}$

2. Los Carricerines reales franceses.

Se han recopilado 65 recuperaciones de Carricerines reales pertenecientes a poblaciones francesas. 41 (63%) corresponden a individuos anillados en Francia y recuperados en la Península Ibérica (Fig.5 a-b) y 24 (37%) son aves anilladas en varios humedales del litoral mediterráneo ibérico y recuperadas en Francia (Fig.5.c). Todos los individuos han sido capturados siempre en espacios litorales, nunca en humedales de interior como sucedía en algunos casos en Italia y Hungría.

Los 41 Carricerines reales anillados en Francia proceden de dos áreas, Hérault ($43^{\circ}18' N$, $03^{\circ}15' E$) (N=13) y Camarga ($43^{\circ}35' N$, $04^{\circ}45' E$) (N=28). Estos individuos se distribuyen a lo largo de 9 localidades del litoral Este de la península Ibérica (Tabla 2). Ser anillado en Hérault o en Camargue no supone ninguna diferencia en cuanto a su distribución geográfica en la Península Ibérica (Fig.7.a-d). Sin embargo los 24 anillados en la Península Ibérica únicamente se recuperan en la zona de Camarga, situada más al Este (Fig 5.c). A su vez existe una población francesa que se desplaza a lo largo de los humedales que van de Hérault hasta el extremo este de la Camarga (Fig.6). No hay ningún Carricerín real continental francés, que se recupere en ninguna isla ni en Italia posiblemente debido, esto último, a la limitación natural que supone las estribaciones de los Alpes en el sureste francés.

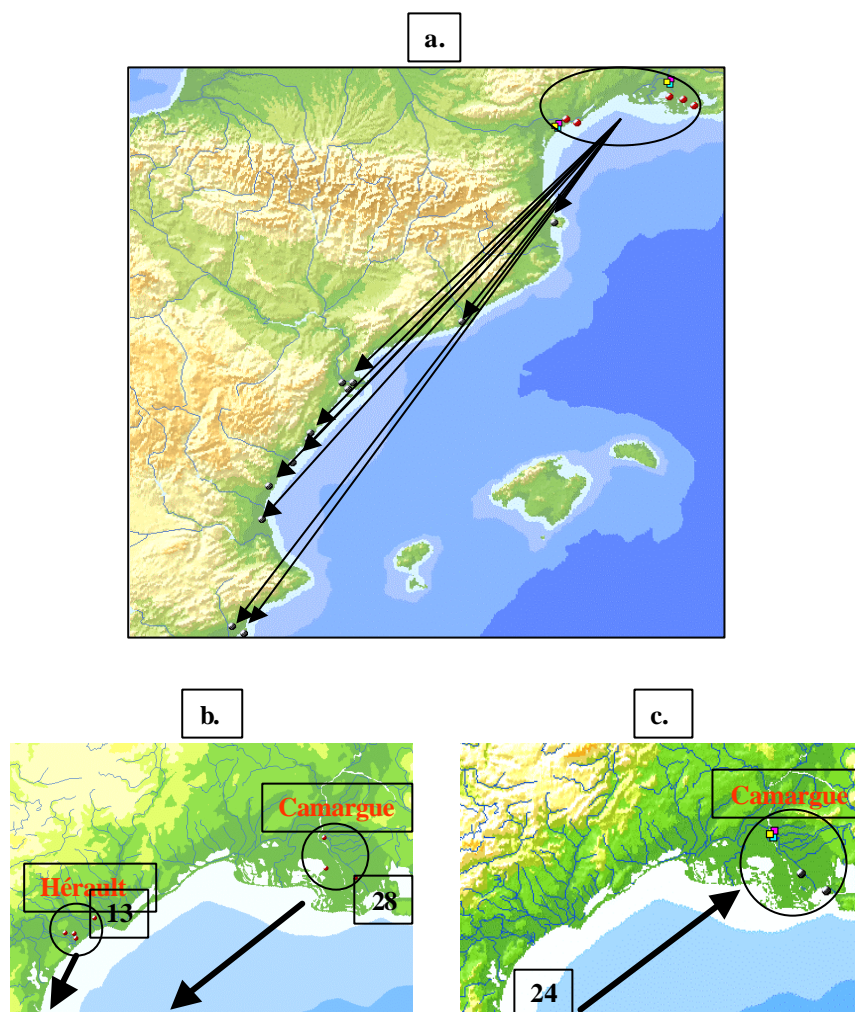


Figura 5 *a.* Carricerines reales anillados en Francia y recuperados en otras localidades. *b.* Localidades de anillamiento francesas que han generado recuperaciones en la Península Ibérica. *c.* Localidades de anillamiento francesas que han recibido Carricerines reales anillados en la Península Ibérica.

Tabla 2. Distribución en localidades de recuperación ibéricas de los Carricerines reales anillados en Francia. Se incluyen controles repetidos de un mismo individuo.

Localidad	Provincia	nº	Anillado en Hérault	Anillado en Camargue	Coordenadas
Aiguamolls de l'Empordà	GI	2	1	1	42 18 N, 03 09 E
Delta del Llobregat	B	8	2	6	41 19 N, 02 01 E
Delta de l'Ebre	T	20	7	13	40 43 N, 00 40 E
Prat de Cabanes-Torreblanca	CS	7	2	5	40 10 N, 00 11 E
Goles del Millars	CS	1	1		39 55 N, 00 00 E
Marjal del Moro	V	5	1	4	39 40 N, 00 17 E
Albufera de València	V	1		1	39 20 N, 00 22 E
Fondó d'Elx	A	2		2	38 16 N, 00 41 E
Clot de Galvany	A	1		1	38 12 N, 00 32 E

La distancia media de desplazamiento para los Carricerines reales que migran a la Península Ibérica (Fig.2.b) es de 458.4 km (sd= 128.6; N= 65; Rango: 115-747). La orientación seguida por estos migrantes es SW (Fig.4.b) presentando un ángulo medio de 221.08° y una intensidad de orientación de $r= 0.99$ (Tabla 1). La comparación entre las orientaciones medias de las poblaciones austrohúngara y la francesa no presenta diferencias significativas ($F= 2.04$, $p= 0.160$, $gl= 87$, $R1= 20.41$, $R2= 64.60$, Pooled $R= 84.92$). Pero si se compara la distribución de las orientaciones con el programa ORIANA (Kovach, 1994), agrupando los datos por sectores de 45° y eliminando los que de éstos no contienen observaciones, sí hay diferencias ($\chi^2_2= 19.77$; $p= 0.000$).



Figura 6. Movimientos de Carricerines reales anillados y recuperados en Francia.

Los anillamientos en Francia siempre se producen entre marzo y noviembre (Fig.7.a-b) durante la época de cría y los períodos de migración, con un pico máximo de captura en septiembre y octubre. Este mismo contingente es recuperado en la Península Ibérica entre octubre y marzo (Fig.7.d-e) durante los pasos y la invernada, presentando dos picos, uno máximo en noviembre y otro menor en febrero. El 41.5 % (N= 27) del total de recuperaciones son primarias.

La distribución mensual de los anillamientos en la Península Ibérica que después se recuperan en Francia (Fig.8.a) es muy similar a la distribución de recuperaciones en España de los individuos franceses (Fig.7.d-e). Sin embargo la distribución temporal de los

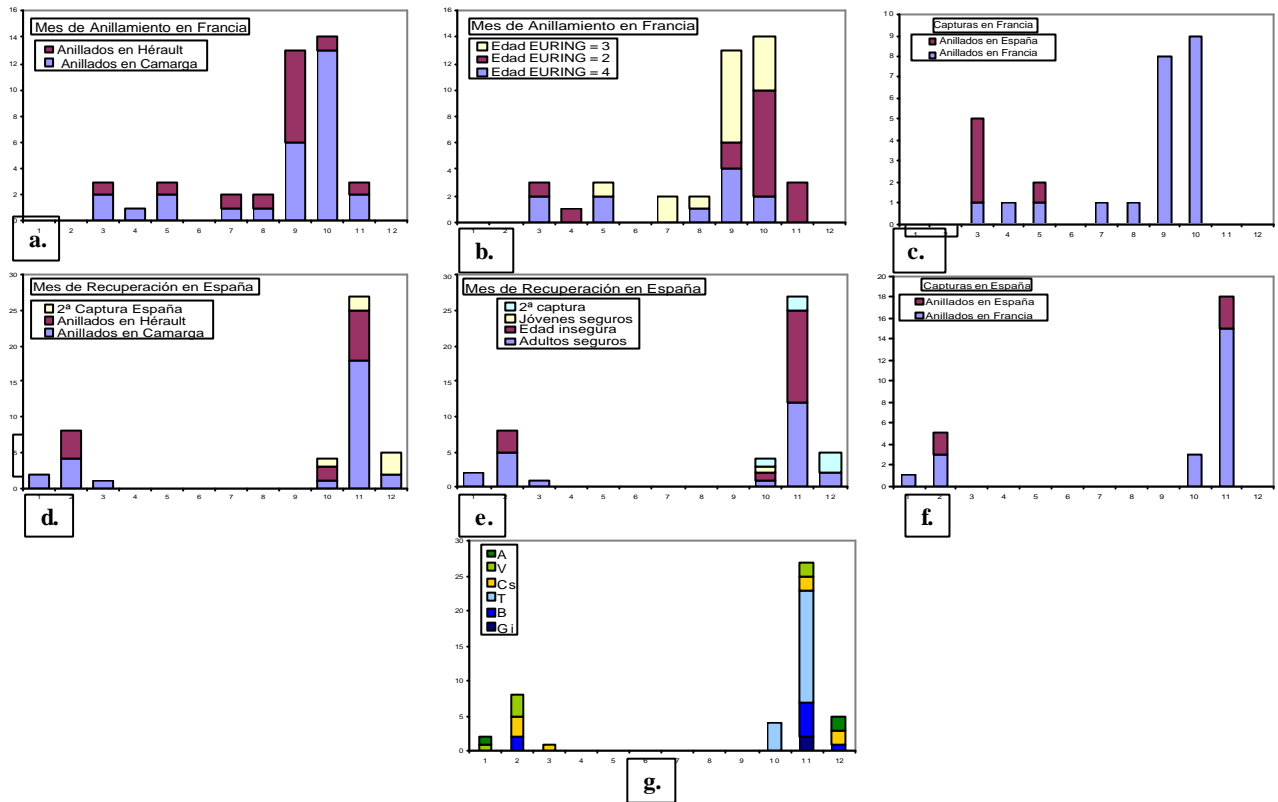


Figura 7. Distribución mensual de: a. Anillamientos en localidades francesas que generan recuperaciones en España. b. Estos mismos individuos clasificados por edades. c. Capturas primarias en Francia. d. Recuperaciones en España clasificadas por localidades de anillamiento y por edades (e). f. Capturas primarias en España. g. Recuperaciones en España por provincias.

anillados en Francia que después se recuperan en la Península Ibérica y la de los recuperados en Francia que han sido anillados en España son diferentes, debido básicamente al elevado número de recuperaciones que se dan en Francia en el mes de marzo (Fig.8.b).

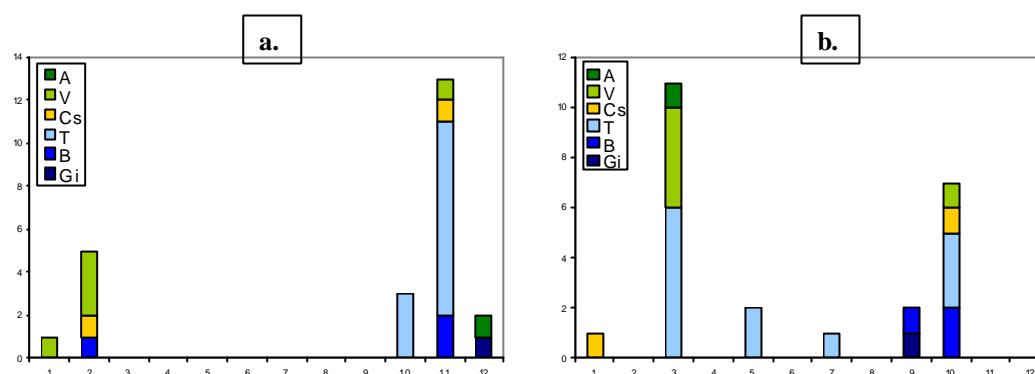


Figura 8. Distribución mensual de Carricerines reales anillados en España y recuperados en Francia. **a.** Mes y provincia de anillamiento en España. **b.** Recuperados en Francia según la provincia española de procedencia.

En las Figuras 7.d-e, 8.a y 11.a, que mezclan datos de recuperaciones procedentes de estaciones de Esfuerzo Constante con otras que no lo son, puede observarse que el pico de febrero es siempre menor que el de noviembre. Sin embargo, en las recuperaciones que se producen en las Estaciones de Esfuerzo Constante de Castellón (Fig.11.c) ambos picos vienen a ser iguales, sugiriendo que las capturas de jóvenes en Castellón se concentran en febrero y noviembre, meses que se corresponden con los períodos de paso de la población francesa. Es de significar en esta misma gráfica (Fig.11.c) la ausencia de capturas en enero.

La Figura 9.a muestra la distribución temporal de los Carricerines reales anillados y recapturados en Francia (N= 16). Hay un pico de capturas en septiembre-octubre y el patrón general es muy similar al de la Figura 7.b. Ahora bien, si se analiza la composición por edades del pico correspondiente a la época de paso –septiembre-octubre-- comprobamos que entre los anillamientos de individuos que después se recuperan en España predominan los jóvenes o individuos sin datar, mientras que entre los que después se recuperan en la misma Francia, predominan los datados como adultos (Fig.9).

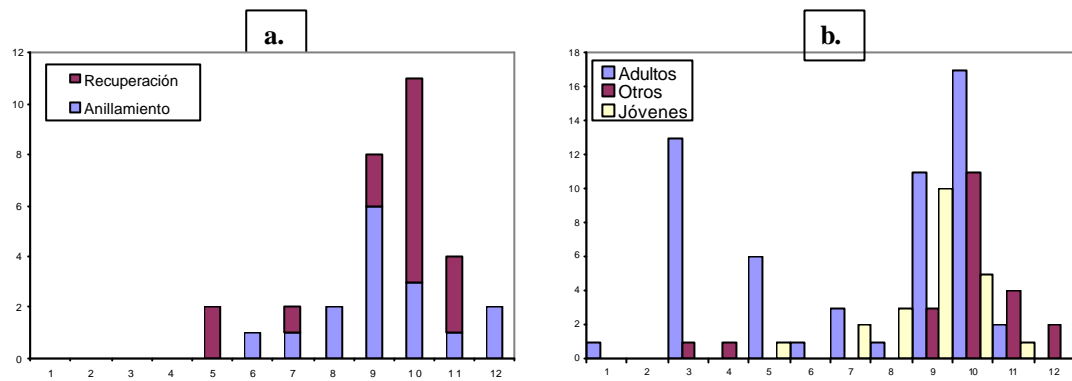


Figura 9. Distribución mensual de *Carricerines reales*: a. Anillados y recuperados en Francia. b. Capturados en Francia continental, clasificados por edad. (Incluye anillamientos y recuperaciones en Francia, anillamientos en Francia que después se recuperan en España y recuperaciones en Francia de los anillados en España).

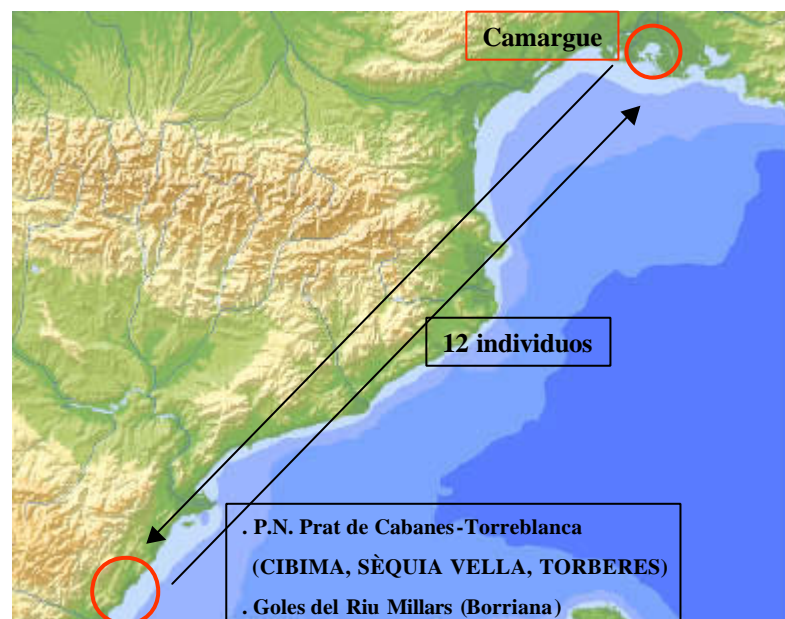


Figura 10. Movimientos de *Carricerines Reales* entre Francia y las Estaciones de Esfuerzo Constante de la provincia de Castellón (España): P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y Goles del Millars (Borriana).

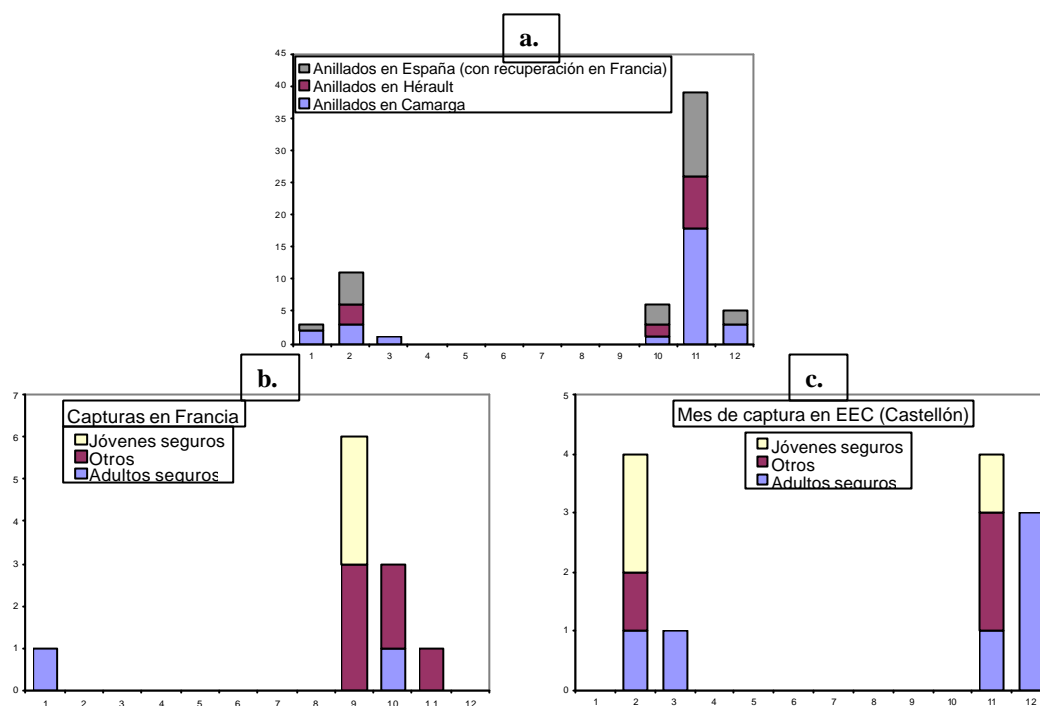


Figura 11. Distribución mensual de *Carricerines reales*: **a.** Invernantes franceses en España (incluye anillados en España con recuperaciones en Francia, anillados en Hérault y Camarga). **b.** Capturados en Francia procedentes de las ECC de Castellón, clasificados por edad. **c.** Capturados (incluye anillamientos y recuperaciones) en Estaciones de Esfuerzo Constante de Castellón procedentes de Francia, clasificados por edad.

3. Los *Carricerines reales* ibéricos.

En España se han producido un total de 89 recuperaciones de individuos anillados o recuperados en la propia península. De dicho total, el 89% (N= 80) están relacionadas bien en su anillamiento o en su recuperación con el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Figs. 12, 13 y Tabla 3), lo cuál ha permitido obtener información más detallada de los individuos nativos de esta población.

La distancia media de desplazamiento para la población del Prat es de 86.79 km (sd= 98.01, N= 24) en jóvenes y de 68.9 km (sd= 21.58, N= 10) en adultos (Fig.3.c). La diferencia entre estas dos clases de edad no es significativa ($F_{1,32} = 0.32$, n.s.). La media conjunta para toda esta población (N= 34) es de 81.52 km. (sd= 83; Rango: 29-505). La orientación migratoria seguida por esta población es NE y SW (Fig. 4.c), con un ángulo

medio de 209.25° para los que se desplazan hacia el S, y de 41.08° para los que lo hacen en dirección N. En ambos casos la intensidad de orientación es de $r=1$ (Tabla 1).



Figura 12. Movimientos de Carricerines Reales anillados en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y recuperados en otras localidades (excepto Francia).

Tabla 3. Distancia y número de recuperaciones entre el Prat de Cabanes-Torreblanca y otras localidades ibéricas

	Distancia		Anillados en	
	(km)	Nº de rec	Prat	Recuperados en Prat
Aiguamolls (Girona)	338	1	0	1
Sariñena (Huesca)	186	1	1	0
Delta de l'Ebre (Tarragona)	83	28	15	13
Peñíscola(Castelló)	30	2	2	0
Goles Millars (Castelló)	32	15	9	6
Marjal del Moro (València)	69	27	9	18
Albufera (València)	100	3	1	2
Fondó d'Elx (Alicante)	231	2	1	1
Motril (Granada)	500	1	1	0

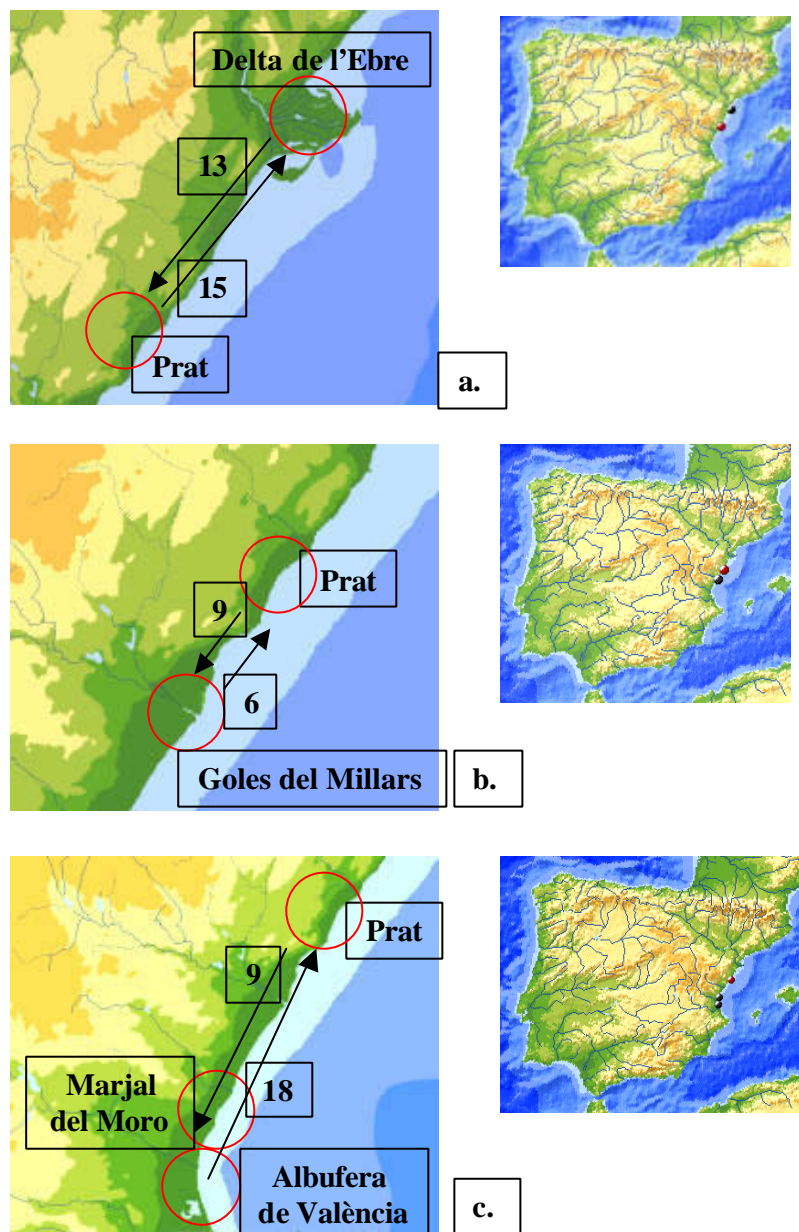


Figura 13. Movimientos de Carricerines Reales entre el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y 4 localidades ibéricas. **a.** Prat y Delta de l'Ebre (Tarragona). **b.** Prat y Goles del Millars (Borriana). **c.** Prat y Marjal del Moro-Albufera (València).

La comparación de las distancias medias recorridas entre individuos franceses y los anillados en el Prat da un resultado de $F_{2,120} = 116.3$ ($p = 0.000$). Y, a su vez, la comparación entre las distancias medias recorridas por los individuos de las tres poblaciones analizadas muestra (HSD de Tukey) que existen diferencias significativas entre las 3 ($p > 0.021$). A continuación se analizan con mayor detalle tanto la fenología

como la distribución geográfica de los movimientos entre el Prat de Cabanes-Torreblanca y estas localidades.

2.1. Prat Cabanes/Torreblanca-Delta de l'Ebre.

Entre ambas localidades se han producido un total de 28 recuperaciones (primeras capturas) (Fig. 13.a y Tabla 3). Las capturas en el Delta han tenido lugar, básicamente en Canal Vell, estación en la que se realizan normalmente las campañas de anillamiento.

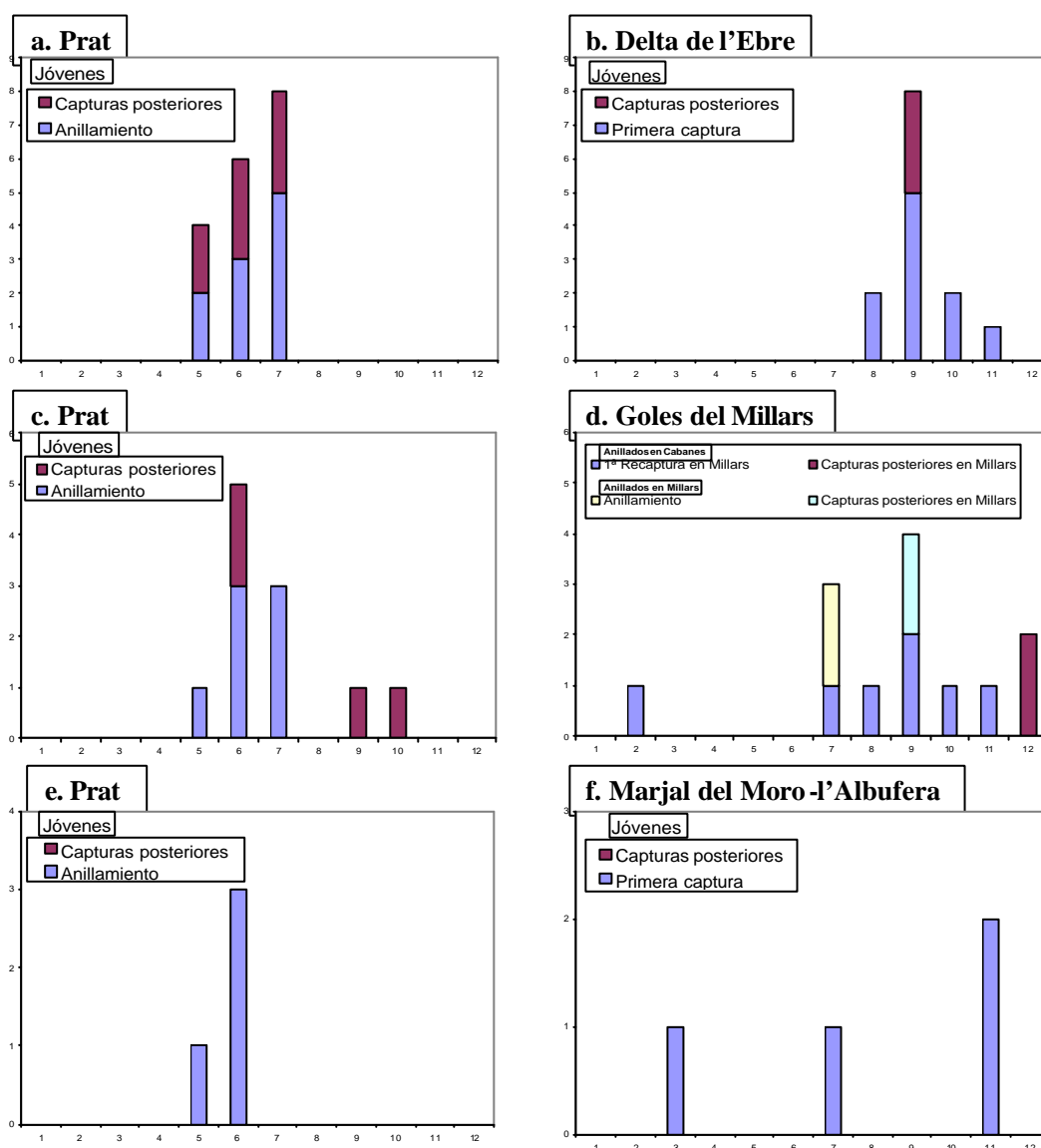


Figura 14. Distribución mensual de capturas de Carricerines reales jóvenes anillados en el Prat y recuperados en el Delta de l'Ebre (b), Goles del Millars (d) y Marjal del Moro-l'Albufera (f).

Por grupos de edad, en el Prat se capturan 10 individuos jóvenes, con 8 autocontroles posteriores, durante los meses de mayo, junio y julio (Fig.14.a) que son recuperados en el Delta entre agosto y noviembre, incluyendo en este mismo espacio 3 capturas posteriores (Fig. 14.b). En lo que respecta a adultos, en el Prat se capturan 2 individuos, con 1 autocontrol posterior, entre abril y julio (Fig. 15.a) que son recuperados en el Delta entre agosto y octubre, presentando además, en este último mes 4 capturas posteriores (Fig. 15.b). Esta última gráfica incluye 3 individuos que se anillaron en el Prat como jóvenes y que se recuperan posteriormente como adultos pero que no aparecen en la referida Fig.15.a. Por su parte en el Delta se capturan 13 individuos adultos, con 20 capturas posteriores. Las primeras capturas tienen lugar en agosto y se alargan hasta noviembre. Hay que considerar que en esta localidad no se ha anillado con regularidad durante la época de cría, razón por la cual no hay ninguna captura en julio. Este contingente de individuos se recupera en el Prat entre febrero y junio (Fig.15.c), habiendo también 2 controles en diciembre. Obsérvese que no se da ninguna recuperación en el Prat en enero.

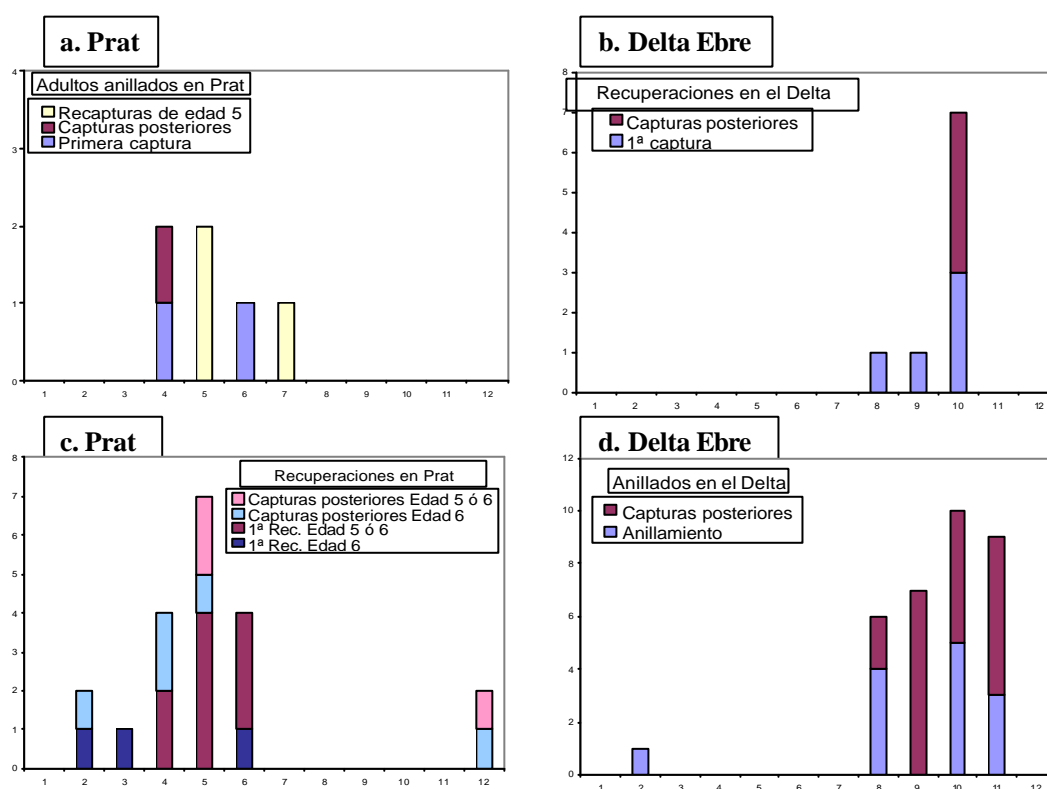


Figura 15. Distribución mensual de capturas de Carricerines reales adultos entre el Prat y el Delta de l'Ebre. **a.** Capturas de adultos en el Prat y recuperados **(b)** en Delta. **c.** Recuperaciones en el Prat como adultos de individuos anillados en Delta. **d.** Anillados en el Delta y recuperados en el Prat. (Las recuperaciones de adultos en el Delta **(b)** incluyen 3 individuos que fueron anillados como jóvenes en el Prat, y cuyo mes de anillamiento, por tanto, no se muestra).

Los 2 que figuran en febrero y uno de los dos de diciembre pertenecen a un mismo individuo que tiene historia en el Prat siempre como invernante, siendo probable que se trate bien de un Carricerín real en paso procedente de Francia bien de un nativo del propio Delta (Ala máx= 57; F8= 42.5). El otro caso de diciembre es anillado en el Delta en noviembre del 93 (datado como 4), capturado al marzo siguiente en el Prat como macho y vuelve a recapturarse en diciembre del 94, lo cual sugiere que este individuo en ese año no emigra. El resto de individuos recapturados en el Prat entre abril, mayo y junio, han pasado el invierno en el Delta --sin saber exactamente el período ya que no tienen EEC-- y vuelven al Prat a criar.

3.2. Prat Cabanes/Torreblanca-Goles del Millars.

Entre ambas localidades se han producido 15 recuperaciones (primeras capturas) (Fig. 13.b). Diferenciando grupos de edad, en el Prat se capturan 7 individuos jóvenes, con 4 autocontroles posteriores, entre mayo y octubre (Fig.14.c) que son recuperados en el Millars entre julio y febrero (Fig. 14.d). Dos de los anillados en julio, se autocontrolan respectivamente en septiembre y octubre siguientes, y tienen recuperaciones primarias en el Millars, uno a finales del mismo septiembre y otro en noviembre.

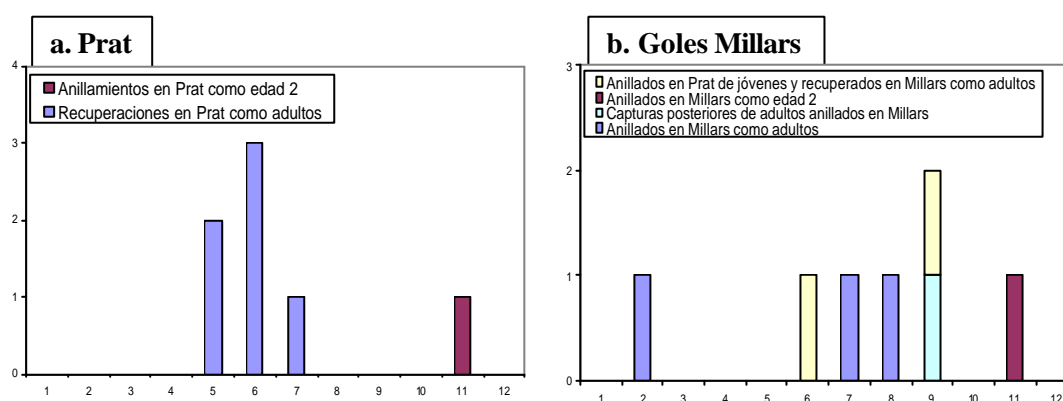


Figura 16. Distribución mensual de capturas de Carricerines reales adultos entre el Prat y Les Goles del Millars. **a.** Capturas en Prat de anillados en Millars (incluye 2 anillados como jóvenes en Millars y recuperados como adultos –edad 5– en el Prat). **b.** Capturas en Goles del Millars como adultos.

La Fig.14.d incluye, además, 2 individuos anillados como jóvenes en el Millars en julio, con dos autocontroles en el mes de septiembre, que se recuperan en el Prat en la temporada

siguiente de cría. Obsérvese que en el Millars no se da ningún control en enero. El hecho de que esta distribución mensual no se parezca a la de las otras dos localidades de la Fig.14 sugiere que quizá los jóvenes que abandonan más tarde el Prat lo hagan a áreas más cercanas. Por su parte, la presencia de adultos en les Goles del Millars (Fig.16.b) se concentra durante los pasos y, en menor medida, durante la invernada. La captura de estos individuos en el Prat tiene lugar durante el período de cría, entre mayo y julio (Fig.16.a). De este conjunto, hay un individuo que se captura en noviembre en el Prat, datado con código 2, y se recupera como adulto en el Millars en septiembre del año siguiente. Probablemente se habrá capturado en el Prat en paso. Otro individuo adulto (952892) se captura el 4-7-99 sin sexar en Millars y 23 días después (27-7-99) se recupera en el Prat. Podría tratarse de un nativo de alguna zona no controlada del Millars o de un nativo del Moro/Albufera que migra hacia el norte tal como hace parte de la población del Prat. Otro individuo (549931) se anilla como joven en el Prat (29-6-95) y se recupera como hembra adulta en Millars (26-6-01). En este caso puede tratarse de un individuo que se ha dispersado muy pronto del Prat en el 2001 por razones climáticas o puede ser un nidificante en Millars, cosa poco probable ya que no se ha capturado ninguna hembra con placa activa en 9 años de EEC ni se ha detectado en los transectos durante el período de cría.

3.3. Prat Cabanes/Torreblanca-Marjal del Moro/Albufera.

Entre estas localidades se han producido 27 recuperaciones (primeras capturas), 24 relacionadas con la Marjal del Moro (Sagunto) y 3 con l'Albufera de València (Fig.13.c). Diferenciando grupos de edad, en el Prat se capturan 4 individuos jóvenes entre mayo y junio (Fig.14.e) que son recuperados en la Marjal del Moro, 1 en marzo, 1 en julio y 2 en noviembre (Fig. 14.f). En cuanto a los adultos, la presencia de la especie en ambos humedales se concentra durante los pasos y la invernada. De hecho, los individuos que se capturan en el Prat entre marzo y agosto (Fig.17.a) (5 primeras capturas, 1 recuperación como adulto y 10 capturas posteriores) se recuperan en El Moro/Albufera (Fig.17.b) entre septiembre y febrero.

Debido a un problema de fiabilidad de datación en los individuos capturados en la Marjal del Moro-Albufera se han agrupado los de todas las edades (Fig.17.d). Esta gráfica muestra

la distribución mensual de los 18 anillamientos y 1 autocontrol producidos en Moro/Albufera desde agosto hasta diciembre, con un pico importante en septiembre. No hay ningún caso, de nuevo, en enero (como ya ocurriera en el Delta y en el Millars), y las dos capturas en febrero y la de marzo sugieren un pico de retorno hacia el Prat. La Figura 17.c muestra que la distribución mensual de las recuperaciones de estos 18 individuos, con 10 capturas posteriores, tienen lugar en el Prat, ya como adultos, entre marzo y septiembre.

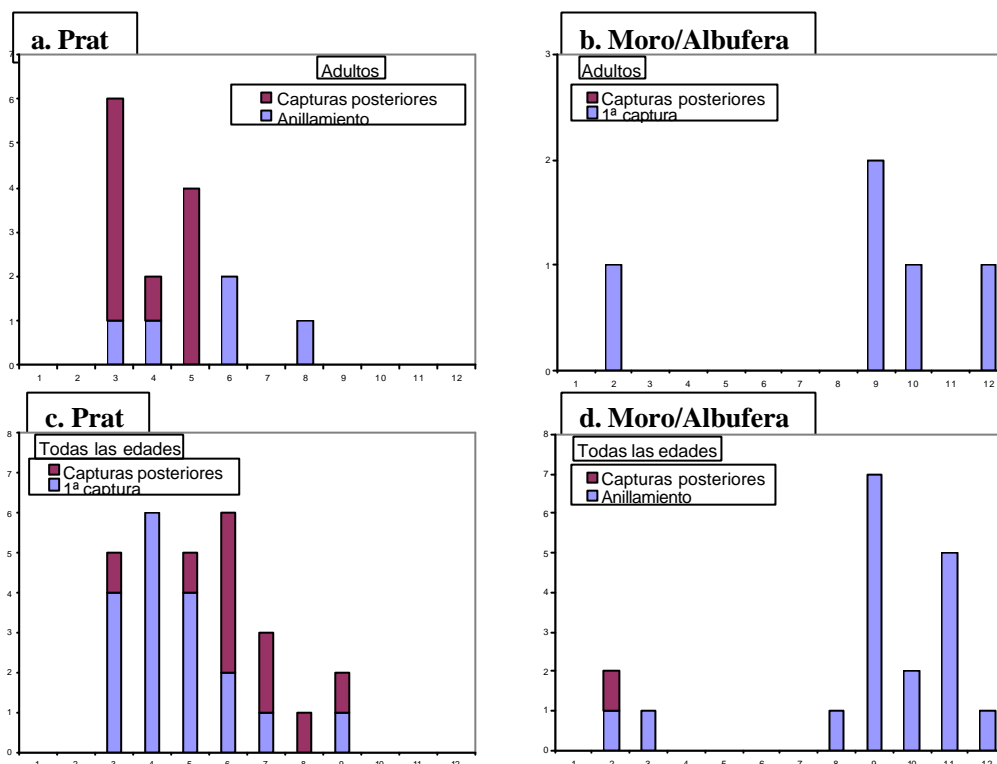


Figura 17. Distribución mensual de capturas de Carricerines Reales entre el Prat y la Marjal del Moro/Albufera de València. Capturas en Prat como adultos (a) y recuperados en Moro/Albufera (b). Capturas en Moro/Albufera de todas las edades (d) y recuperados en Prat como adultos (c).

Las recuperaciones que figuran en agosto y septiembre en el Prat (Fig.17.c) corresponden a un mismo individuo que se anilla el 7 de octubre de 1990 en la Marjal del Moro. Posteriormente se recupera 4 veces: en septiembre de 92 y de 93, y como macho el 26 de junio de 93 y el 1 de junio de 95. No cabe duda de que se trata de un nidificante que se desplaza hacia el sur a invernar.

3.4. Prat Cabanes/Torreblanca-Otras localidades.

Se han producido 7 recuperaciones que relacionan el Prat con otras localidades ibéricas distintas a las tratadas hasta ahora (Fig.12 y Tabla 3). Dos de ellas han tenido lugar en la Marjal de Peñíscola (Castellón), espacio húmedo altamente antropizado, pero de muy buena calidad de aguas, que dista del Prat 30 km en dirección NE. La primera es una hembra adulta marcada después de criar en el Prat en agosto de 1.999 y recuperada 4 años más tarde (30-IV-02) en esta marjal posiblemente nidificando ya que presentaba placa activa (Muyas, J.A. com. pers). El otro individuo se anilla en el Prat como joven en mayo y pocos días después (junio) se recupera en Peñíscola.

Dos recuperaciones relacionan el Prat con el P.N.del Fondó (Alicante) que dista de aquel 231 km. en dirección SW. Una corresponde a un macho joven anillado en el Prat el 28-V-98 que se recupera el 9-XI-98, por lo que invernaría en el Fondó, y de nuevo se vuelve a capturar en el Prat en la primavera siguiente (junio-julio). La otra es una hembra anillada en el Fondó en febrero (28-II-92), de edad desconocida, que se recupera 5 años más tarde(25-IV-97) criando en el Prat.

Un Carricerín real que se anilló en el Prat el 20-12-95, de edad desconocida, se recuperó en la laguna de Sariñena (Huesca) el 23-IV-96, en plena época de cría. Esta localidad dista del Prat 186 km. en dirección NW. Se trata de la única recuperación que muestra un movimiento hacia el interior de la Península.

Otro individuo se anilla en Els Aiguamolls de l'Empordà (Girona) el 19-X-97 y 10 días más tarde (31-X-97) se recupera en el Prat. Ambas localidades costeras distan 338 km. Es muy probable que sea un individuo de paso perteneciente a la población francesa de Hérault o de Camarga que se desplazan hacia el litoral Este ibérico a pasar el invierno.

Y la última recuperación corresponde a un individuo anillado el 28-V-98 en el Prat como joven, que se recaptura 5 meses después (24-X-98) en la desembocadura del río Guadalfeo en Motril (Granada) y de nuevo se captura en el Prat en el verano de 2000 (3-VII-00).

Ambas localidades distan 500 km y para la población del Prat de Cabanes-Torreblanca, se trata de la recuperación más lejana.

3.5. Movimientos entre localidades diferentes al Prat de Cabanes-Torreblanca.

Se han producido 9 recuperaciones dentro de la misma península Ibérica que no involucran al Prat, y que se muestran en la Tabla 4.

3.5.1. Recuperaciones primarias.

1. Carricerín real capturado a finales de abril (24-IV-97) en el Delta y recuperado en el Moro durante el mismo invierno a principios de marzo (7-III-98). La hipótesis más probable es que esté reproduciéndose en el Delta y se desplace al Moro (SW) a invernar, manteniéndose en esta localidad todavía en marzo por lo que seguramente retornaría al Delta muy tarde. La información que aporta este individuo es muy poco común. De hecho, esta hipótesis no se constata en ningún caso en la relación Delta-Prat (Fig. 15.d) en donde los movimientos que se observan son todos otoño-invernales. La no presencia de reproductores puede ser que esté indicando que en el Delta es un nidificante escaso como citan Martínez et al. (1998) o que en esta localidad se ha anillado muy poco durante la época de cría (Aymí, R. com. per.).

Tabla 4. Número de recuperaciones de Carricerín Real entre localidades ibéricas diferentes al Prat de Cabanes-Torreblanca.

Nº	Tipo recuperación	ANILLAMIENTO					RECUPERACIÓN	
		Anilla	Localidad	Fecha	Edad	Sexo	Localidad	Fecha
1	Primaria	887586	Delta Ebro	24/04/97	5		Marjal Moro	07/03/98
2	Primaria	442428	Llobregat	03/11/90	2	M	Delta Ebro	21/01/91
3	Primaria	AG4442	Delta Ebro	27/10/99	3		Marjal Moro	03/01/00
4	Primaria	623668	Delta Ebro	01/11/97	2		Rimini (Pesaro)	08/04/98
5	Secundaria	785059	Delta Ebro	25/11/95	3		Empordà	27/10/97
6	Secundaria	583297	Marjal Moro	25/09/93	4		Delta Ebro	15/10/94
7	Secundaria	825210	Marjal Moro	18/11/97	4		Delta Ebro	28/10/98
8	Secundaria	920769	Goles Millars	07/08/98	3		Delta Ebro	06/11/99
9	Secundaria	AG-5685	Llobregat	15/11/99	2	M	Peñíscola	30/04/01

2. Carricerín real anillado en noviembre en Delta de Llobregat (3-XI-90) y recuperado en enero siguiente en el Delta del Ebro (20-I-91). Podría tratarse de un individuo de paso.

3. Carricerín real anillado en octubre como joven en el Delta (27-X-99) y recuperado en enero siguiente en el Moro (3-I-00). Esto hace suponer que individuos, de paso o nidificantes, que en octubre están en el Delta, continúan viaje hacia el Sur.

4. Carricerín real anillado en noviembre (1-XI-97) en Tarragona y recuperado a principios del siguiente abril (8-IV-98) en Rimini (Pesaro, Italia). Excepcionalmente este individuo corrobora el hecho de que algún individuo de la población oriental pueda llegar a la península Ibérica. Al respecto caben varias hipótesis. (1) Puede tratarse de un ave italiana que haya bordeado las lagunas litorales en dirección W, y haya flanqueado los Alpes por el Sur para terminar invernando en la península Ibérica. (2) Puede ser austriaco (ver Fig.1). Podría haber llegado a Italia como el resto de austrohúngaros y haber continuado viaje, por el litoral en dirección W, hasta la península Ibérica. O tratarse de un individuo que, habiendo alcanzado los lagos suizos por la cara norte de los Alpes, continúa viaje, esta vez en dirección SW hacia las costas francesas y después hasta la península Ibérica. Que todavía esté en el mes de abril en Italia no es extraño, ya que hay tres casos en parecidas circunstancias (2 de ellos se recapturan la última semana de marzo y 1 en el mismo abril). De hecho, la reproducción en Austria es más tardía que en España (Leisler, 1973).

3.5.2. Recuperaciones secundarias.

5. Carricerín real anillado en noviembre en el Delta del Ebro (25-XI-95) se recaptura dos años después en octubre en Girona (27-X-97). Podría tratarse de un invernante francés capturado en paso que vuelve al área de invernada dos años después. Apoya esta hipótesis el hecho de que las dos únicas capturas relacionadas con Girona son de individuos de paso y que los Carricerines Reales franceses pasan por esta localidad en octubre y noviembre.

6 y 7. Dos Carricerines reales anillados en el Moro el 25-IX-93 y el 18-XI-97, respectivamente, se recuperan en el Delta en octubre (15-X-94, el primero y 28-X-98 el segundo). Ambos casos sugieren las mismas hipótesis: (1) Si fueran nativos del Prat

indicaría que un año han bajado a invernar al Moro y otro han subido al Delta. En ambos casos serían individuos que no muestran fidelidad a su lugar de invernada. (2) Podría tratarse de individuos nativos del Delta. El primero baja un año muy temprano a invernar al Moro y la siguiente temporada lo hace muy tarde o no se desplaza, pues en octubre todavía se encuentra en el Delta. El otro Carricerín real se captura invernando un primer año y al siguiente, como en el caso anterior, baja muy tarde o no se desplaza. Si fuera cierta esta hipótesis se consideraría una recuperación primaria. (3) O suponer que fueran nativos del Moro. En este caso el primer individuo todavía estaría en septiembre del primer año en el área de cría y en octubre del año siguiente se desplazaría al Delta (dirección Norte). El segundo se queda a invernar el primer año en su área de cría y a la temporada siguiente se desplaza al Delta, también en dirección Norte. (4) O en último caso que fueran franceses. El primer individuo llegaría un primer año tempranísimo al Moro y con un poco de retraso, con referencia a la primera fecha, en la segunda temporada. El otro Carricerín real un primer año estaría ya invernando en el Moro y al año siguiente es capturado en el Delta, tempranamente, de camino hacia el sur.

8. Carricerín Real anillado en agosto en el Millars (7-VIII-98) como joven y recuperado en noviembre del año siguiente (6-XI-99) en el Delta del Ebro. Cabrían tres hipótesis: (1) Que fuera nativo del Prat y que se hubiera desplazado un año hacia el SW y otro hacia el NE. De hecho no es infrecuente que jóvenes nacidos en el Prat se desplacen muy temprano a zonas cercanas como puede apreciarse en la Figura 14-d. (2) Que fuera nativo del Delta y pasara su primer invierno en Millars y el segundo no emigrara. (3) Que fuera nativo del Moro y se capturara un primer año en el Millars, de paso hacia el NE, y al año siguiente repitiera desplazamiento y se capturara en el Delta.

9. Carricerín Real macho anillado en el Delta del Llobregat en noviembre (15-XI-99) y recuperado en abril de dos años después en la Marjal de Peñíscola (30-IV-01). El movimiento de este individuo sugiere varias hipótesis: (1) Que fuera un nativo del Prat que está invernando, como otros tantos, en marjales del NE y que al cabo de dos años repitiera la misma operación y fuera recapturado a su paso por Peñíscola, en la misma dirección. (2) Que fuera un nativo de Peñíscola que inverna en 1999 en algún humedal del NE.

4. Caracterización migratológica de los Carricerines reales nativos del Prat de Cabanes-Torreblanca.

4.1. En el caso de los adultos nativos.

Las gráficas incluidas en la Figura 18 permiten crear una idea conjunta --a y b-- y por sexos --c, d, e y f-- sobre la distribución fenológica de individuos adultos nativos del Prat en relación a otras localidades ibéricas. En estas representaciones se han incluido como

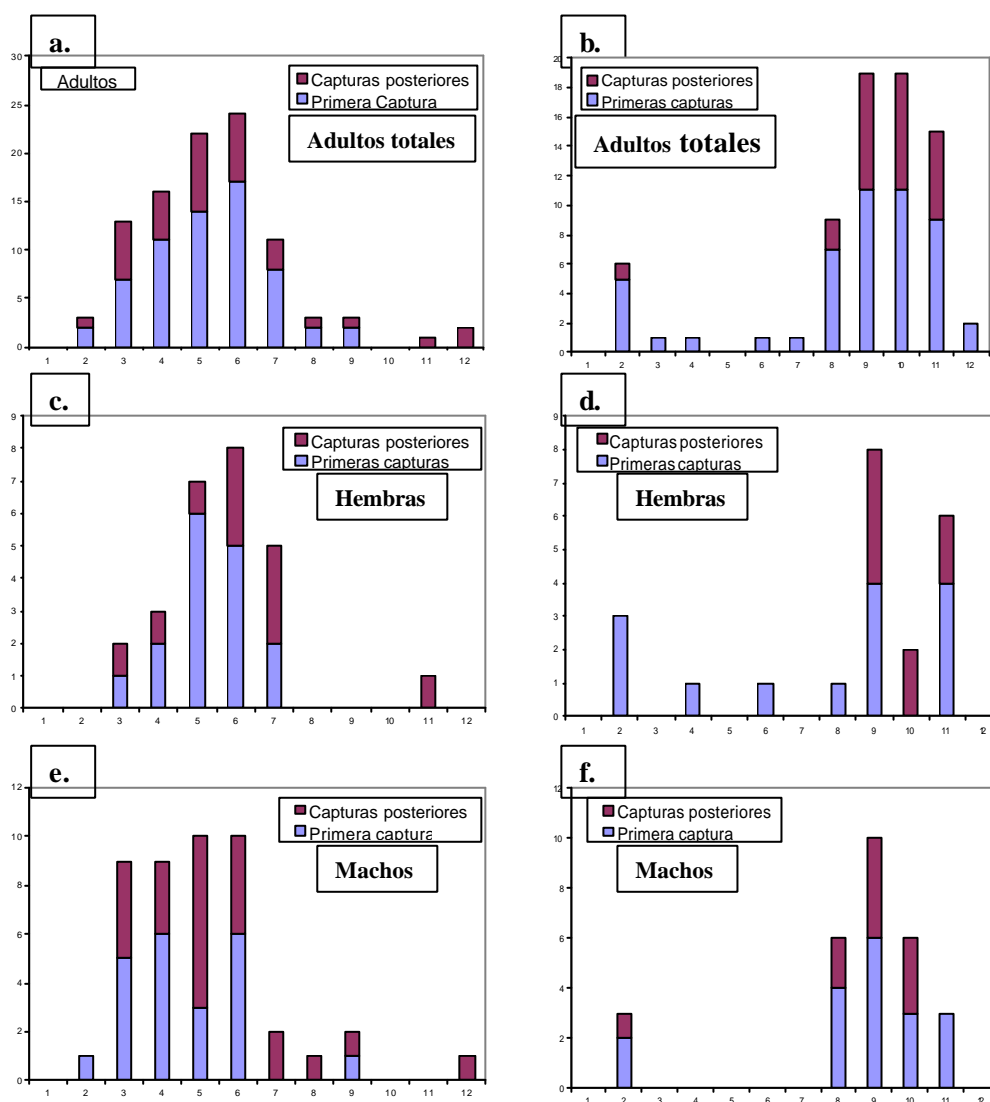


Figura 18. Distribución mensual de Carricerines reales adultos anillados en el Prat que han sido recuperados en otras localidades ibéricas (columna izquierda). Adultos totales (a), hembras (c), machos (e). Distribución mensual de estos mismos individuos durante los meses que han permanecido en otras localidades de la Península Ibérica (columna derecha). Adultos totales (b), hembras (d), machos (f).

“Primeras capturas”: a los individuos anillados en el Prat como adultos, a los anillados en el Prat como jóvenes (código Euring 3) que se recapturan por primera vez en el mismo Prat como adultos, y, finalmente, a los anillados en otras localidades que también se recuperan por primera vez en el Prat como adultos.

La Figura 18.a muestra que la población nativa del Prat, que se ha desplazado a invernar a otras localidades, retorna a criar entre febrero y marzo y vuelve a marchar, después de la cría, en julio y, puntualmente, en agosto y septiembre. Estos mismos individuos aparecen en otras localidades ibéricas (Fig. 18.b) muy tempranamente en algunos casos en junio-julio, y mayoritariamente entre agosto y noviembre, abandonando dichas áreas entre febrero y abril. En cuanto a la comparación de resultados por sexos las Figuras 18.c y e muestran que hay una tendencia a que los machos retornen al Prat antes que las hembras (al comparar la distribución entre sexos de primeras capturas agrupadas en períodos de 2 meses, $\chi^2_{4} = 8.024$, $p = 0.091$, Test exacto de Fisher = 7.397, $p = 0.041$). De hecho, seleccionando recuperaciones primarias entre el Prat y “Otras localidades”, en ambos sentidos, la media de entre primeras capturas para machos, en días julianos, es de 115.8 (sd= 46.59; N= 13), y la respectiva para las hembras de 168.8 (sd= 21.81; N= 5) ($F_{1,16} = 5.835$ ($p = 0.028$)) (Test de Mann-Whitney $Z = 2.268$, $p = 0.023$). Y si seleccionamos de entre estas recuperaciones primarias a los individuos anillados en otras localidades y recuperados en la siguiente primavera en el Prat, la media resultante, de entre primeras capturas, para machos es de 97.6 (sd= 27.57; N= 8), y para hembras de 160 (sd= 11.3; N= 2) ($F_{1,8} = 9.138$; $p = 0.016$) (Test de Mann-Whitney $Z = 2.089$; $p = 0.037$).

La Figura 19 muestra la distribución de capturas totales de machos y hembras anillados en el Prat –eje izquierdo Fig.19 a-b--, y la distribución de los individuos que han dado lugar a recuperaciones en otras localidades –eje derecho Fig.19 a-b con la intención de averiguar si estos contingentes responden a algún tipo de selección. Por una parte, se ha testado la población de machos y hembras que se desplazan a invernar a otras localidades con el total y no presentan diferencias (para las hembras, $\chi^2_{11} = 9.445$, $p = 0.501$; para machos nativos que tienen una captura + una autorrecuperación, $\chi^2_{8} = 7.537$, $p = 0.48$; para machos nativos que tienen una captura + dos autorrecuperaciones, $\chi^2_{7} = 6.95$, $p = 0.434$).

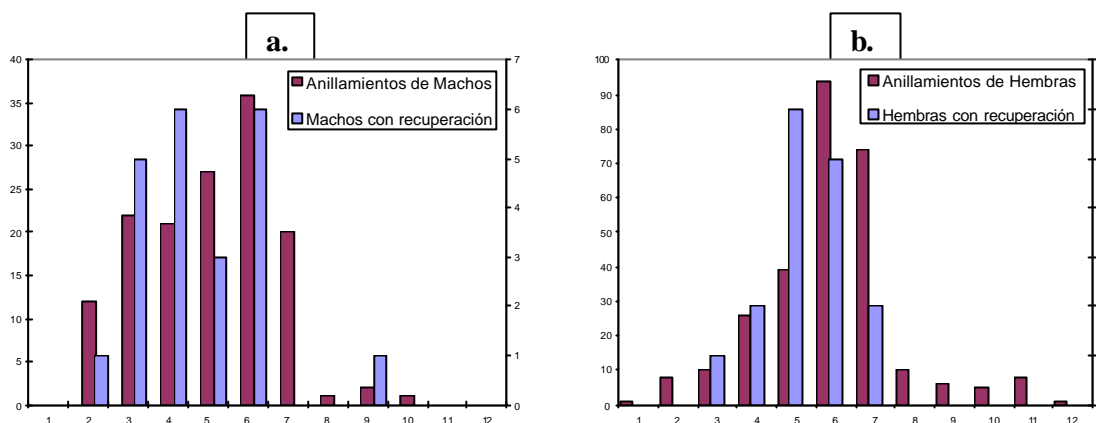


Figura 19. Distribución mensual de los Carricerines reales adultos anillados en el Prat y del número de individuos que dan lugar a recuperaciones en otras localidades. **a.** Machos. **b.** Hembras.

Que en otras localidades haya más recuperaciones de hembras que de machos en mayo, junio y julio, no responde a ningún tipo de selección especial sino a un efecto de proporción ya que durante esos meses también se han anillado más de unas que de otros. Así pues, la probabilidad de que un macho o una hembra se desplacen a otra localidad no depende, al menos, de la fecha en que se anilló. Por otra parte, se ha comparado el contingente de machos y hembras que no da lugar a recuperaciones en otras localidades y el resultado muestra que la distribución mensual entre ambos sexos es significativamente distinta ($\chi^2_{11} = 45.698$, $p = 0.000$). A parte de los pocos individuos que permanecen todo el año en el área, el volumen de machos autóctonos comienza a llegar en febrero, con un pico entre marzo y abril. El contingente de hembras, por su parte, llegan en marzo y presentan un pico entre mayo y junio. Ambos sexos muestran una acusada disminución de la población en agosto. En este sentido, los patrones fenológicos representados en la Fig. 18 y los de la Fig.19, coinciden.

4.2. En el caso de los jóvenes nativos.

Un primer análisis ha estudiado las posibles diferencias fenológicas entre los Carricerines reales adultos, acabados de analizar, y los jóvenes que se desplazan a invernar a otras localidades. Del resultado de la aplicación comparativa de los tests se infiere que los contingentes de jóvenes y de adultos nativos del Prat que se recuperan en otras localidades no presentan diferencias en cuanto a la distribución mensual de capturas ($\chi^2_8 = 8.651$;

$p=0.373$). En este sentido, la Figura 20 muestra esta distribución incluyendo las primeras capturas tanto de jóvenes como de adultos y las capturas posteriores y respectivas de ambos. Obsérvese que los nativos de ambas edades empiezan a llegar a otras localidades ya en junio, alcanzando un pico entre agosto y noviembre. No se produce ninguna recuperación en enero y algunos individuos aguantan en las respectivas áreas de invernada hasta el mes de abril.

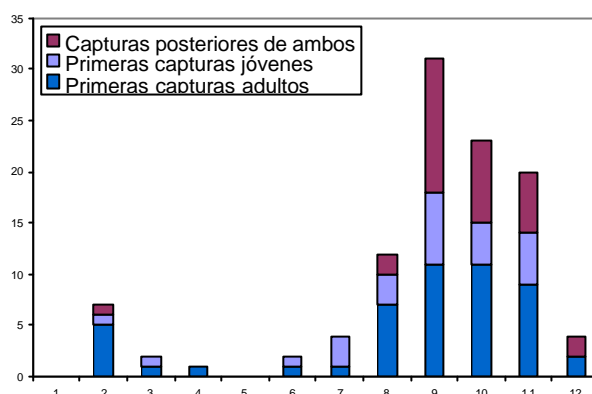


Figura 20. Distribución mensual de los Carricerines Reales nativos del Prat en las localidades de invernada. Incluye las primeras capturas de jóvenes, las primeras de adultos y las capturas posteriores de ambos.

El segundo análisis, se ha centrado en el estudio de la distribución fenológica de la población de jóvenes nativos del Prat en relación a otras localidades ibéricas. En este sentido, la Figura 21.a muestra la distribución mensual en el Prat de 24 primeras capturas y 15 capturas posteriores de individuos jóvenes nativos que se sabe han invernado fuera, antes de su primera época de cría. La Figura 21.b, por su parte, presenta la distribución de estos mismos individuos con 7 capturas posteriores durante los meses que han permanecido en dichas localidades. Obsérvese, por una parte, que la dispersión postnupcial en jóvenes tiene lugar en el Prat entre los meses de mayo y julio, desapareciendo prácticamente por completo en agosto. Y que la aparición de individuos en localidades de invernada comienza en junio y permanecen en ellas hasta prácticamente marzo. Hay dos datos que llaman la atención. Uno que haya individuos en el Prat todavía en septiembre y octubre, y otro que en el mes de enero no se produzca ninguna recuperación en ninguna localidad ibérica.

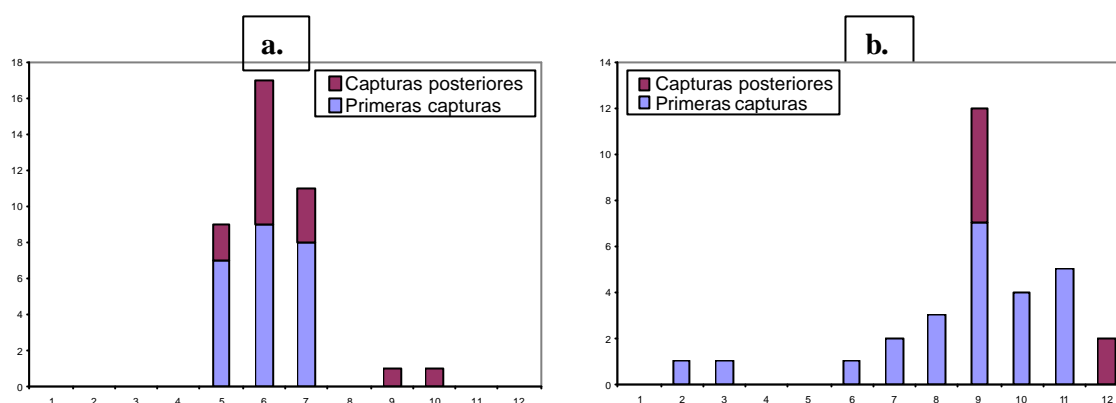


Figura 21. Distribución mensual de Carricerines reales jóvenes anillados en el Prat y recuperados en otras localidades ibéricas (a). Mes de permanencia en dichas localidades (b).

Un tercer análisis compara la distribución mensual de anillamientos de jóvenes que da lugar a recuperaciones en localidades ibéricas durante su primer invierno con la distribución de los que no (Fig.22.a). Según el resultado del test, ambos grupos presentan diferencias significativas ($\chi^2_{7} = 15.64$; $p = 0.030$). Ello es debido a que la proporción de jóvenes anillados en mayo que se recupera en otras localidades (7.6%) es muy superior a la proporción de anillados en los meses posteriores (1.6% y 2.7% para junio y julio, respectivamente). Se han considerado tres posibles hipótesis para explicar este resultado.

(1) Se ha supuesto que la diferencia pudiera ser debida a la influencia de los individuos capturados entre septiembre y diciembre, que no dan recuperaciones en invernada, y que por tanto podrían incluir un % de jóvenes nacidos en otras localidades ibéricas. Para excluir esta posibilidad se ha repetido el test considerando únicamente individuos anillados entre mayo y agosto. El resultado no cambia ($\chi^2_{3} = 13.214$; $p = 0.004$).

(2) Se ha supuesto que la diferencia respondiera a propensiones diferentes entre los Carricerines reales, según las áreas de ocupación en el mismo Prat. Para comprobarlo se ha calculado si la probabilidad de ser recapturados en otra localidad es la misma para los individuos de las tres Estaciones de Esfuerzo Constante del Prat. Los resultados señalan que no existen diferencias, ni en la distribución mensual de anillamientos totales de

jóvenes en las tres estaciones ($\chi^2_{14} = 18.598$; $p = 0.181$), ni en la % de éstos que son recuperados fuera ($\chi^2_2 = 1.821$; $p = 0.402$) (Tabla 5).

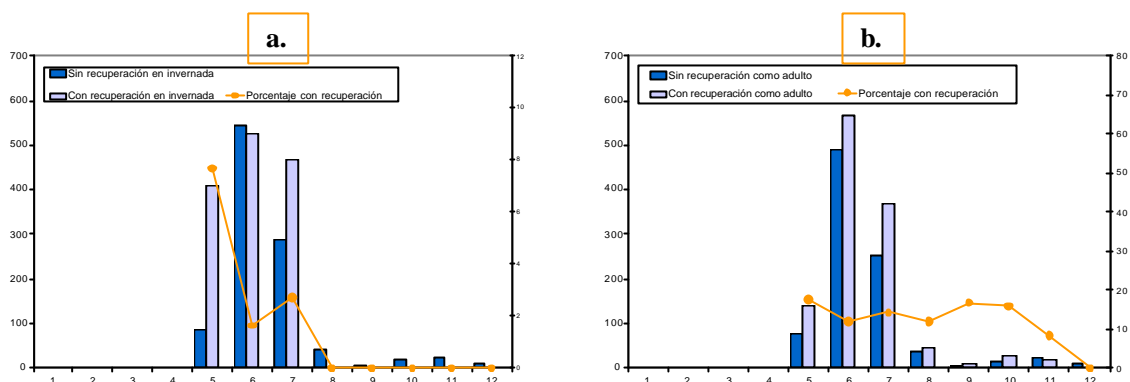


Figura 22. a. Distribución mensual de las capturas de individuos jóvenes clasificados en función de si dan lugar o no a recuperaciones en otras localidades en su primer invierno. b. Distribución mensual de las capturas de individuos jóvenes clasificados en función de si dan lugar o no a recuperaciones como adultos entre los meses de marzo y julio. La línea amarilla muestra el porcentaje de jóvenes anillados en cada mes que dan lugar a recuperaciones. El eje izquierdo corresponde a los jóvenes que no originan recuperaciones, el eje derecho a los que sí se recuperan y al porcentaje de recuperaciones.

Tabla 5. Distribución mensual de anillamientos totales de jóvenes en las tres Estaciones de Esfuerzo Constante del Prat (CRB: CIBIMA; CSV: Sèquia Vella; CTR: Torberes) y su correspondiente número de recuperaciones en otras localidades ibéricas.

mes	Anillamientos de Jovs en EEC			Con rec. en otras localidades		
	CRB	CSV	CTR	CRB	CSV	CTR
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	80	5	6	0	0	0
6	465	51	34	8	1	0
7	244	31	18	7	1	0
8	36	2	4	0	0	0
9	5	0	1	0	0	0
10	14	4	1	0	0	0
11	15	5	4	0	0	0
12	10	0	0	0	0	0
total	869	98	68	22	2	0

(3) Finalmente se ha supuesto que la diferencia pudiera ser debida a que los nacidos más temprano tuvieran un mayor índice de supervivencia que los nacidos posteriormente. Para comprobar si esta hipótesis es cierta se ha analizado si la proporción de jóvenes que se recapturan al menos una vez como adultos en época de cría (marzo a julio, ambos inclusive) varía en función del mes de anillamiento. El resultado es negativo ya que estas variaciones entre meses no alcanzan a ser significativas ($\chi^2_{7} = 5.106$; $p = 0.647$). La línea continua de la Figura 22.b muestra cómo la proporción de jóvenes se mantiene prácticamente constante al menos entre mayo y octubre.

4.3. Efecto de la edad, la orientación y el sexo sobre el comportamiento migratorio de los Carricerines reales del Prat.

4.3.1. Según la edad de recuperación.

Se ha estudiado si la condición de ser joven o adulto implica tener propensión o no a desplazarse a otras localidades. Para ello se ha calculado la proporción de los individuos anillados que se recuperan en otras localidades para cada clase de edad entre abril-julio, ambos inclusive, excluyendo los capturados en marzo debido a la todavía posible presencia de transeuntes. Así, de 564 adultos analizados se han recuperado 6 (1.06%) en otras localidades (2 en Delta, 3 en Moro/Albufera y 1 en Peñíscola). Y de 1.012 jóvenes han sido 24 (2.37%) los recuperados fuera (10 en Delta, 7 en Millars, 4 en Moro/Albufera y 3 en otras localidades). Los resultados obtenidos (Test de Fisher --de una cola--, $p = 0.047$) indican que la proporción de jóvenes que se recuperan en otras localidades es significativamente mayor que la de los adultos.

4.3.2. Según la localidad de recuperación.

También se ha analizado si la edad es un factor influyente o no en la tendencia de los Carricerines reales del Prat a desplazarse hacia el Norte o hacia el Sur. Para ello se han clasificado las recuperaciones de jóvenes y adultos anillados en el Prat según la localidad de control se sitúe al Norte o Sur de la del anillamiento. En este sentido, de 24 individuos anillados como jóvenes, se recuperan 11 en localidades ubicadas en dirección Norte y 13

en dirección Sur. Y de los 12 anillados como adultos, 6 se recuperan en localidades ubicadas en dirección Norte y 6 al Sur. Los resultados muestran que la edad no afecta a la orientación migratoria ($\chi^2= 0.056$, n.s.).

4.3.3. Según el sexo.

Finalmente se ha visto si ser macho o hembra implica tener propensión o no a desplazarse a otras localidades. Para ello se ha realizado una selección de individuos que han generado recuperaciones en otras localidades para el intervalo abril-julio. De los 248 individuos machos capturados entre abril y julio, 3 (1.21%) han sido recuperados invernando en otras localidades. Para el mismo período, de 246 hembras capturadas, 2 (0.81%) han sido las recuperadas posteriormente en otras localidades. Los resultados muestran que, a pesar de la baja muestra disponible, el sexo tampoco es determinante a la hora de desplazarse a localidades de invernada. Las diferencias entre machos y hembras anillados en el Prat que se recuperan en otras localidades son mínimas ($\chi^2= 0.194$, n.s.). La dispersión de jóvenes por sexos no ha podido testarse ya que sólo tenemos una muestra correspondiente a los que han sobrevivido en años posteriores. Para ello deberíamos haber dispuesto de sexado por ADN.

5. Los Carricerines reales insulares. Mallorca, Menorca y Eivissa.

A nivel insular español el Carricerín real parece concentrarse en tres núcleos de población en las islas Baleares (Fig.23).

En Ses Freixes (Eivissa), únicamente se han anillado 4 individuos y no ha sido probada la reproducción (Martínez y Palerm, 1998). En el P.N. de S'Albufera (Mallorca) se ubica la población más numerosa tanto a nivel insular como español y en donde se han anillado hasta el año 2000 (Tabla 6), 3.334 individuos (Anuaris Ornitològics de Balears de 1987 a 2000). La especie se reproduce también en las marismas de Son Bou y en Son Saura Nord (Menorca) (Ferrer et al. 1986) donde se han anillado hasta la misma fecha un total de 96 individuos. Estas poblaciones no han generado hasta la fecha ninguna recuperación. Los anillamientos en las islas han tenido lugar durante todo el año excepto en invernada.

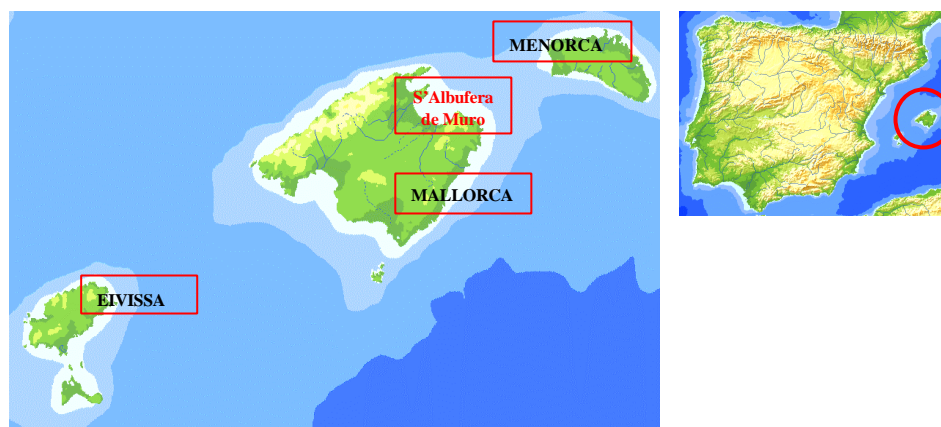


Figura 23. Mapa de Mallorca. Ubicación de S'Albufera de Muro.

Los datos parecen apuntar un carácter altamente sedentario de la especie en las islas (Aymí, 1991). No obstante, su presencia en Menorca e Eivissa se atribuye a una colonización tardía por individuos pertenecientes a la población mallorquina de S'Albufera (Ferrer et al. 1986), en donde se ubica el mayor núcleo. De hecho, en Menorca no existían datos anteriores a 1980 y la constatación de reproducción se comprobó en 1984.

Tabla 6. Anillamientos totales y acumulados de Carricerín real en las islas de Mallorca, Menorca e Eivissa para la década 1991-2000. (En el año 1.999 se ponen al día las bases de datos y se incrementa el número de acumulados que no coincide con el de las capturas).

años	Totales anuales			Totales acumulados		
	Mallorca	Menorca	Eivissa	Mallorca	Menorca	Eivissa
1991	20	0	0	1.917	30	0
1992	0	9	0	1.917	39	0
1993	0	11	3	1.917	50	3
1994	0	0	1	1.917	50	4
1995	27	8	0	1.944	58	4
1996	4	24	0	1.948	82	4
1997	14	4	0	1.962	86	4
1998	31	5	0	1.993	91	4
1999	249	0	0	3.325	91	4
2000	9	2	0	3.334	96	4

C. DISCUSIÓN.

Las cuatro poblaciones estudiadas presentan diferencias en cuanto a su estrategia migratoria. Los más similares son los casos de la población del sur de Francia y la austro-húngara, por lo que comenzaremos por una comparación entre las estrategias de estas poblaciones.

1. Comparación de las poblaciones de Austria y Francia.

En cuanto a estrategias migratorias, una diferencia fundamental entre ambas poblaciones estriba en que la población austriaca es totalmente migratoria, pues la especie desaparece de las áreas de cría en invierno (Leisler, 1973; Bertold, 1991; Cramp, 1992). Esta situación queda patente en los resultados de anillamiento (Fig. 2) que solo presentan capturas de la especie entre junio y octubre. Sin embargo, las citas reproductivas para el lago Neusiedler ubican la especie en la última semana de marzo (Cramp 1992), y la primera semana de abril (Kleindorfer et al, 1995). Harrison (1983) y Hoegher (1989) citan la cría para primeros de abril en el sur y finales de abril en el norte. Por ello, la falta de anillamientos en ese periodo muestra que el fichero analizado presenta limitaciones y muy probablemente se origina a partir de un esfuerzo de anillamiento desigualmente repartido. En este sentido, la aparición de anillamientos de jóvenes ya en julio también indica que los adultos deben de haber regresado al área antes de lo que muestra la Figura 2. Esta población se distribuye geográficamente durante la invernada (Fig.1.a) por lagunas del norte y centro de la península Itálica, Hungría, litoral de los países balcánicos y Suiza (Leisler, 1973; Cramp,1992). Un individuo pasa el invierno en el lago Biguglia en la isla francesa de Córcega, formando parte de la única población occidental de la que disponemos información de que cruza el mar. El hecho de que la península Itálica sea estrecha repercute en la existencia de controles en las dos costas.

La población francesa, por su parte, es migradora parcial (Rocamora et al 1999). Hay individuos que permanecen en el sur de este país, como muestra la existencia de anillamientos y recuperaciones entre mayo y diciembre dentro de Francia (Figs. 6 y 9.a). Faltan sin embargo capturas de estos mismos individuos en la segunda mitad del invierno y

principios de primavera. No obstante hay una recuperación el 27 de enero de 1995 de un individuo anillado en España el invierno anterior (20 de febrero de 1994, Fig.8.b). En el Capítulo 5, dedicado a biometría, vuelve a plantearse el porqué de la falta de recuperaciones durante este periodo. Otra parte de la población se desplaza fuera de Francia y en este caso las recuperaciones han tenido lugar siempre en el litoral Español, desde Girona hasta Alicante (Fig.5.a), corroborando lo ya indicado por algunos autores (Aymí, 1991; Cantos, 1992; Castany y López, 1997). Los individuos adultos que se recuperan en España se han anillado en el sur de Francia entre marzo y octubre, y los jóvenes entre mayo y octubre. Existen incluso tres individuos, de datación dudosa, anillados en Francia en noviembre que se recuperan en España (Fig.7.b) pero no corresponden a recuperaciones primarias. El patrón temporal de las recuperaciones en Francia de los individuos anillados en España es similar (Fig.8.b).

Existen diferencias en los meses en los que los Carricerines reales de ambas poblaciones se detectan en las áreas de paso o invernada. Las recuperaciones fuera del área de cría de los Carricerines reales austriacos comienzan más temprano (Fig.2.b). Existe una recuperación en Hungría ya en septiembre, que podría corresponder a un individuo de paso hacia áreas más sureñas. El mayor número de recuperaciones tiene lugar en octubre (7) y noviembre (6) en las áreas de invernada de Italia y Suiza. El hecho de que todas las recuperaciones sean en octubre podría indicar que está de paso.

La llegada de los Carricerines reales franceses a la península Ibérica, por el contrario, no se ha producido nunca en septiembre, y el número de recuperaciones en octubre (4) es muy inferior al que se produce en noviembre (27) (Fig.7.e). La diferencia entre estos meses no es un artefacto debido a la desigual distribución del esfuerzo de captura porque el esfuerzo en todo caso sería probablemente mayor en octubre que en noviembre. En este sentido, tanto las recuperaciones que se dan en el Delta de l'Ebre (Fig.7.g) en el marco de un programa de anillamiento con esfuerzo constante diario del 1 de agosto a 31 de noviembre (4 en octubre y 16 en noviembre) como las que se producen en las EEC de Castellón (Fig. 11.c), tienen lugar, básicamente, en noviembre. Es de significar que los 2 únicos individuos recuperados en Girona (P.N. dels Aiguamolls), que podrían estar de paso dada su proximidad a Francia, y 5 en Barcelona (Delta del Llobregat) también se recuperan en este

mismo mes. Por tanto, este patrón refleja realmente que el abandono del sur de Francia y la llegada a sus áreas de invernada en España es más tardía que en la población Austrohúngara.

Las fechas de abandono de las áreas de invernada también muestra diferencias entre estas poblaciones. Aunque en este caso las incertidumbres sobre la variación del esfuerzo son mayores. Así como en Italia se capturan invernantes austriacos hasta abril (Fig.2.b), en España durante ese mes no se produce ninguna captura de invernantes franceses, ya que el máximo tiene lugar en febrero y la disminución en marzo (Figs.7.e y 8.a). Este mismo patrón se observa si consideramos los resultados de las EEC de Castellón (Fig.11). El retorno se produce antes, pues, en la población francesa, donde ya se anillan en marzo. El caso del individuo anillado en febrero-94 en Castellón y recuperado en enero-95 en Francia podría corresponder a un individuo que en el segundo año no emigra, más que a un retorno muy temprano al área de cría.

La presencia en área de invernada parece ser también diferente entre las poblaciones francesa (Fig.11.a) y austriaca (Fig.2.b) en el periodo central del invierno, aunque los datos son muy escasos como para hacer análisis estadísticos. La principal diferencia radica en que las capturas de Carricerines reales franceses en enero en la Península Ibérica son muy escasas (3). Y concretamente en las EEC de Castellón (Fig.11) son nulas. Por el contrario, en el caso de los austriacos invernantes en Italia o en los Balcanes, las capturas de enero son similares o superiores a las de otros meses del invierno (diciembre, febrero).

Finalmente, las orientaciones y distancias migratorias que presentan ambas poblaciones difieren bien poco. Concretamente, la orientación media de las recuperaciones de la población austrohúngara es de 214.79° , ocupando un mayor rango de grados ya que incluye el 66.6% de individuos que se desplazan en dirección SW, el 12.5% que lo hacen hacia el W (Suiza) y el 16.6% en dirección SE, hacia las costas de los países balcánicos. Por su parte, la orientación del contingente francés es de 221.08° , si bien está concentrada en dirección SW con una pequeña parte de la población que realiza movimientos dentro de la misma área.

En cuanto a las distancias medias de las recuperaciones de los respectivos migrantes es de 543.6 km para la población austriaca y de 458.4 km para la francesa. En el caso de la población austriaca el mayor desplazamiento lo realiza el individuo que llega al lago Biguglia en la isla de Córcega (Fig.1.c).

2. Los Carricerines reales Ibéricos.

La información sobre estos carricerines corresponde en realidad a la población del Prat de Cabanes-Torreblanca. Por tanto, es sobre esta población concreta sobre la que podemos aportar un esquema de su comportamiento migratológico, que podría ser algo diferente en otras poblaciones de la península.

En cuanto a estrategia migratoria, la especie en el Prat es migradora parcial reduciendo su presencia en el área durante el periodo invernal. Los Carricerines reales anillados en el Prat se han recuperado en un amplio abanico de zonas húmedas (Fig.12), que abarcan desde el PN dels Aiguamolls de l'Empordà (Girona) hasta la desembocadura del río Guadalfeo en Motril (Granada), pasando por la laguna de Sariñena (Huesca). Pero si nos ceñimos a los individuos anillados o recuperados en época de cría se ha de excluir de esta lista al humedal gerundense y a la laguna de Sariñena. El movimiento de parte de los Carricerines reales nativos del Prat presenta doble direccionalidad ya que se desplazan a humedales situados tanto al norte de su lugar de nacimiento (Marjal de Peñíscola, Delta de l'Ebre) como al sur (Goles del Millars, Marjal del Moro, Albufera de València, Fondó d'Elx).

La llegada de los primeros Carricerines reales adultos (Fig.18) y jóvenes (Fig. 21) a las áreas de invernada tiene lugar en el mes de julio, coincidiendo con el movimiento dispersivo en el Prat. Solo hay un caso de una recuperación de un adulto en el mes de junio de 2001 en el Millars (Fig. 16) probablemente debido a una ausencia de recursos tróficos en el área de cría. Por su parte, el abandono de dichas áreas se produce entre febrero y marzo.

En el resto de espacios, la presencia de los migrantes procedentes del Prat se extiende desde junio hasta abril, con un pico acusado entre agosto y noviembre (Fig.20). Es de

significar que la bajada importante de recuperaciones en diciembre y enero, mes en el que no hay ninguna, podría estar mostrando una dispersión de la especie por lugares donde no se anilla. No existen diferencias en lo que se refiere a la distribución mensual de capturas en jóvenes y adultos. Las diferencias que se observan en invernada entre los diversos humedales ibéricos también reflejan cómo se ha llevado a cabo la práctica del anillamiento en cada espacio. En el Delta (Figs. 14-b y 15 b-d), la concentración de su actividad entre agosto y noviembre y de abril a mayo limita conocer qué hace la especie durante el resto del año. En la Marjal del Moro y en la Albufera de Valencia (Figs. 14-f y 17 b-d), a pesar de que los marcajes no han seguido un protocolo concreto, se ha anillado durante todos los periodos, y todavía se captura un individuo en el mes de marzo. En el Millars (Figs. 14-d y 16-b), debido a que se lleva a cabo una Estación de Esfuerzo Constante coincidente con el Prat permite más opciones interpretativas. En este caso, que la distribución mensual de jóvenes no se parezca a la de las otras dos localidades sugiere que los Carricerines reales que abandonan más tarde el Prat lo hacen a áreas más cercanas. Y en el caso de los adultos, su presencia sugiere que hay concentración en el área durante los pasos y, en menor medida, durante la invernada.

La orientación que siguen los individuos nativos del Prat y las distancias recorridas en sus desplazamientos es diferente en dos sentidos a las que presenta la población austrohúngara y la francesa (Fig.4). Uno, porque realiza desplazamientos bidireccionales (NE y SW) y otro, porque la distancia media de desplazamiento es de 81.52 km, frente a 543.6 km la austriaca y 458.4 km la francesa. Posiblemente esta diferencia tenga que ver con un factor latitudinal. Los resultados también han mostrado que la edad y el sexo no influyen en la orientación migratoria seguidas por la población de nativos del Prat.

3. Caracterización de los Carricerines reales del Prat.

Los contingentes de jóvenes y de adultos nativos del Prat que se recuperan en otras localidades ibéricas no presentan diferencias en cuanto a la distribución mensual de capturas. Esta población, en su conjunto, sí presenta diferencias en relación al patrón migratológico de los Carricerines reales franceses y austrohúngaros. Tanto el abandono

del área de cría en julio como el retorno en febrero son más tempraneros que el de aquellas localidades.

En lo que respecta a la población juvenil, la dispersión postnupcial tiene lugar en el Prat entre los meses de mayo y julio, desapareciendo prácticamente por completo en agosto (Fig. 21). La aparición de estos individuos en otras localidades comienza en junio y permanecen en ellas hasta marzo. En el movimiento de jóvenes se ha constatado que la probabilidad de recuperar en otro humedal ibérico un joven anillado en mayo, es el triple (7.7%) que la de recuperar un joven anillado en junio-julio (1.6% y 2.7%). Ello nos lleva a preguntarnos dónde van los individuos nacidos durante junio-julio. Y a este respecto caben varias hipótesis no excluyentes. Podría ocurrir que los nacidos en junio-julio se dispersaran a otras zonas del Prat donde no se anilla. O que existiera un problema de competencia intraespecífica de forma que los nacidos antes se desplazaran más que los segundos porque el coste de irse les compensara de los inconvenientes de quedarse. O que pudiera deberse a un problema de competencia interespecífica ya que los jóvenes nacidos en mayo, comparten también zona con jóvenes y adultos de otras especies nidificantes (*A. arundinaceus*, *L. luscinioides*, *C. juncidis*, *A. scirpaceus*).

En cuanto a la población de adultos, la dispersión postnupcial tiene lugar entre julio y septiembre. En el retorno, hay una tendencia a que los machos lleguen al Prat antes que las hembras (Fig. 18 a-c-e). Mientras que el volumen de machos autóctonos comienza a llegar en febrero, presentando un pico entre marzo y abril, las hembras llegan en marzo y presentan un pico entre mayo y junio.

Según los resultados referidos a orientación parece ser que, tras la cría, la mitad de la población del Prat migra hacia el Norte y la otra mitad hacia el Sur. Considerando que los días de anillamiento en los humedales del Norte son más numerosos que en los del Sur (por ejemplo, en el Delta de l'Ebre hay una EEC que realiza la campaña European African Songbird Migration Network) la proporción de migrantes en las dos orientaciones es probablemente un artefacto derivado de la desigual distribución del esfuerzo. Probablemente el contingente de individuos que se desplaza hacia el Sur sea superior del que lo hace hacia el Norte. En estos movimientos, ni la edad ni el sexo juegan un papel

determinante respecto a la orientación a tomar en el desplazamiento a las localidades de invernada. En cambio sí que parece existir fidelidad al área de invernada, coincidiendo con los datos de Guzzon (1997), ya que no hay ningún individuo que se anille en el Prat y se recupere en al menos dos localidades diferentes.

4. Carricerines reales mallorquines.

En lo que respecta a las poblaciones insulares de la especie ubicadas en Mallorca y Menorca los datos disponibles inducen a pensar en la sedentariedad de las mismas, como ya indicara Aymí (1991). Apoyan esta hipótesis la inexistencia de recuperaciones, pese a los 3.401 individuos anillados en estas islas hasta el año 2.000 (Tabla 6). Respecto a la migratología de la especie Tellería et al. (1999) presentan un mapa de distribución en el que aparecen 22 individuos señalados como recuperaciones, cuando en realidad son autorrecuperaciones. Esta circunstancia nos puede hacer dudar hasta incluso de la hipótesis que presupone que la existencia de la población de Menorca es debida a una colonización de la de Mallorca (Ferrer et al. 1986; Mejías y Amengual, 2000). En Menorca no existían datos anteriores a 1980 y la constatación de la reproducción de la especie se comprobó en 1984.

Para la población insular de s'Albufera consideramos que es un error atribuir un alto número de capturas al paso importante de migrantes durante el octubre (Ferrer et al. 1986) ya que no se ha producido ningún control de aves anilladas en otros países ni en la Península. Lo más probable entonces es que se trate de movimientos dispersivos intrínsecos a la misma isla. No obstante existe un sesgo en cuanto a la distribución del esfuerzo de anillamiento ya que esta actividad se ha concentrado durante la época reproductora y en los pasos (Vicens, P. com. pers) y prácticamente nunca durante la invernada. Es muy improbable que durante la invernada lleguen invernantes franceses a S'Albufera, a pesar de que el anillamiento en este parque a partir de noviembre sea anecdótico, ya que se ha visto cuál es la ruta habitual que sigue aquella población.

CAPÍTULO 5

BIOMETRÍA

INTRODUCCIÓN.

Para el anillador de aves es importante conocer la caracterización biométrica de una población (Cramm, 1992; Svensson, 1996; Jenni y Winkler, 1994; Baker, 1993; Prater y Marchant, 1997) en tanto en cuanto le puede resultar útil para separar especies y subespecies o para distinguir sexos y edades. Y también lo es, pero a otro nivel, en la medida que la recopilación de datos tomados en el campo son imprescindibles para estudiar tasas de crecimiento, separar poblaciones o encontrar qué variables influyen en la supervivencia o el éxito reproductor.

Estudios detallados sobre biometría han servido para discriminar entre poblaciones locales e invernantes en una misma especie cuando los individuos concurren en simpatria en las mismas áreas y no presentan diferencias morfológicas claras. Senar et al. (1994) analizan el contorno alar para diferenciar Lúganos invernantes y transeúntes, midiendo la longitud del ala máxima y las distancias del resto de primarias con referencia a aquella. Estandarizan esta medida para una determinada longitud de ala ya que consideran que está muy influida por el tamaño del ala y aplican la ecuación resultante a toda la población. Perez-Tris et al. (1999 y 2000) y Tellería et al (2001) diferencian formas alares en Petirrojos y Currucas capirotadas invernantes y nidificantes, midiendo la distancia desde la punta de cada primaria sin aplicar ninguna ecuación de corrección. También ha sido útil la biometría para cuantificar el crecimiento analizando variaciones en el aumento de tamaño entre sexos y edades y cómo influyen en ello razones genéticas o ambientales (Ontiveros, 1995; Potti, 2000; García et al. 2000; Villarán, 2001) o en estudios sobre senescencia para ver cómo ésta se hace patente con el paso de los años en la morfología de las aves (Moller y De Lope, 1999; Merom et al. 1999).

Muchos de los cambios que ocurren en los estudios mencionados son tan sutiles que su detección depende de una toma de datos exhaustiva. Para ello es necesario profundizar en la optimización de la toma de medidas biométricas en campo a fin de que éstas sean útiles en posteriores investigaciones. Para lo cuál, se considera importante, por una parte la estandarización (Gardiazábal, 1998), el saber qué información aportan las diferentes medidas que se están tomando y para qué (Pascual y Senar, 1996; Senar y Pascual, 1997) y

qué medidas son las más óptimas y permiten menor variabilidad en las mediciones (Jenni y Winkler, 1989; Senar y Pascual, 1997; García et al. 2000; Clarabuig, 2000).

A pesar de las líneas de investigación abiertas, la disponibilidad de información biométrica sobre el Carricerín real es precaria y hay que acudir a tratados –tipo guía o atlas-- que recogen exclusivamente datos descriptivos sobre caracteres de algunas poblaciones. Leisler (1973) y Berthold (1991) lo hicieron para la población del lago Neusiedler austrohúngaro. Bibby (1981) hizo lo propio con aves del sur de Francia. Cramm (1991) recopiló información de individuos italianos y griegos (de pieles), valencianos, mallorquines, húngaros. Svensson (1996) en la “Guía para la identificación de passeriformes europeos” recoge valores biométricos de individuos de la población austriaca. Guzzon (1997) describe las medidas biométricas de individuos capturados en una zona del nordeste de Italia entre marzo-88 y diciembre del 95. Gutiérrez y Figuerola (2000) citan datos biométricos sobre invernantes en Catalunya.

Apuntaba Svensson (1996), que son pocas las categorías de edad o de sexo totalmente diferenciables morfológicamente ya que siempre se incluye un pequeño porcentaje de individuos que no pueden clasificarse. Y ello ocurre con el Carricerín real porque siendo como es uno de los pocos passeriformes en los que jóvenes y adultos realizan una muda completa de verano, resulta complejo determinar su edad en los meses siguientes a ésta. Se hace necesario, pues, considerar no sólo las variaciones geográficas de las especies sino también la variación individual dentro de cada población, clase de edad o sexo.

El presente capítulo incluye tres bloques. En el primero se pretende caracterizar biométricamente la población de Carricerines reales del Prat de Cabanes-Torreblanca, partiendo de una descripción de medidas biométricas en machos y hembras en función de la edad. En el segundo se comparan, por una parte, las medidas biométricas de tres poblaciones nidificantes ibéricas en un gradiente del Mediterráneo -Delta de l'Ebre (Tarragona), Prat (Castelló) y Fondó d'Elx (Alacant),- para los que se analizan diferencias entre sexos y edades en medidas de ala (cuerda máxima), P3, tarso, cola y peso. Y en el tercero, conociendo, por una parte, que hay un importante contingente invernante procedente de los humedales del sur de Francia (Hérault y Camargue) (Cap. 4) y que

presentan importantes diferencias en cuanto a estrategias migratorias, se comparan biométricamente ambos contingentes. En este último apartado se estudian diferencias en contorno alar y pluma a pluma entre estas poblaciones. Se explora si dichos resultados pueden usarse para la identificación de invernantes nativos y franceses y qué transcendencia tienen en las tendencias poblacionales (Cap. 3) y en migratología (Cap. 4).

A. MATERIAL Y MÉTODOS.

1. Para la caracterización biométrica de los Carricerines reales del Prat se han clasificado los individuos incluidos en la base de datos propia (capturas entre el año 1.990 al 2.002) en tres categorías de edad que corresponden a tres estadios de muda. En estas selecciones no se han considerado los datos de capturas y recapturas que han tenido lugar entre el 15 de julio y el 15 de septiembre por tratarse del periodo de muda, lo que excluye, por razones de seguridad, individuos que pudieran tener plumas creciendo.

a. Categoría 1: “Antes de la 1ª muda”. Incluye los individuos capturados como jóvenes (edad Euring 3) hasta el 15 de julio ya que anteriormente a esta fecha no se ha encontrado ningún joven mudando.

b. Categoría 2: “Entre la 1ª y 2ª muda”. Incluye 1) los individuos anillados como edad Euring 3 después de finalizar la 1ª muda –15 de septiembre. 2) Individuos anillados como edad Euring 5 antes del 15 de julio. 3) Individuos anillados como edad Euring 3 y recuperados entre el 15 de septiembre del mismo año y el 15 de julio del año siguiente.

c. Categoría 3: “Después de la 2ª muda”. Incluye 1) individuos directamente datados como edad Euring 6 entre el 15 de septiembre y el 15 de julio. 2) Individuos anillados como edad Euring 4 y recuperados tras haber realizado al menos una muda tras su fecha de anillamiento. 3) No incluye individuos anillados como edad Euring 3 y recuperados tras haber realizado 2 mudas para evitar el sesgo de la muestra hacia individuos que hubieran tenido mayor probabilidad de supervivencia.

Cada individuo en cada categoría se ha contabilizado una sola vez, eliminando las recapturas de un mismo individuo dentro de cada grupo. Ala (cuerda máxima), tercera primaria (P3) y cola se obtuvieron con una precisión de 0.5 mm. La medida de tarso se obtuvo con un calibre con precisión de 0.1 mm y se pesaron (masa corporal) los 4 primeros años con una báscula Pessola y hasta la fecha con una balanza digital con una precisión de 0.1 gr. En la medida de ala se usó el método de cuerda máxima (Svensson, 1996) mientras que para P3 se hizo según Berthold y Friedrich (1979). Estas medidas siempre fueron tomadas por la misma persona. Se comparan las variables biométricas entre individuos de CIBIMA y Sèquia Vella. Tanto la comparación de las variables biométricas entre sexos para cada edad como la respectiva entre los tres estadios de muda se ha realizado mediante un ANOVA.

2. El análisis del cambio biométrico con la edad para las medidas de ala máxima, P3, y peso se ha llevado a cabo a través del seguimiento de individuos anillados como jóvenes (edad Euring 3) con varias recapturas que se han clasificado en los periodos entre mudas descritos anteriormente. Cuando se producen varias recapturas de un mismo individuo en un mismo periodo entre mudas se promedian las variables analizadas. Los autocontroles han permitido analizar hasta 5 mudas. Se ha calculado una medida de crecimiento relativo entre mudas como la diferencia entre la medida antes y después de una muda determinada, dividida por la medida anterior a la muda. Se ha usado el test de Mann-Whitney para comparar el crecimiento medio entre sexos y un test de la “t” para comparar la media del crecimiento relativo entre mudas con el valor teórico “0”, como una manera de testar si en promedio una variable determinada cambia entre mudas.

3. Para la comparación biométrica entre poblaciones ibéricas nidificantes se ha usado la base de datos propia, la del Grup Català d’Anellament y la del Grupo GALA.

En el caso del Fondó se ha seleccionado una muestra de individuos autóctonos clasificados por sexos y edades. El intervalo temporal en la selección de adultos (edades 4-6), se ha fijado entre el 15 de marzo y el 15 de julio. El motivo del adelanto en el intervalo es que en el Fondó empiezan a criar antes y no se ha detectado movimientos como en el Prat, por lo cual hay mayor seguridad en suponer que se trata de individuos autóctonos. Para descartar

errores de estandarización en la medición de ala máxima, P3 y tarso entre los datos del Fondó y del Prat, teniendo en cuenta que se trata de “medidores” conocidos y “teóricamente” estandarizados, se han considerado, paralelamente, los datos de Carricero común (*A. scirpaceus*) del Fondó, medidos por anilladores del grupo GALA, y de Goles del Millars (Castelló) medidos por la misma persona que los Carricerines reales del Prat (J. Castany). Para ello se ha realizado una selección de individuos adultos sexados que se anillan en el Fondó entre el 1 y el 15 de junio (ambos inclusive) y en el Millars entre el 1 de junio y el 15 de julio (ambos inclusive) para el periodo 1994-2002.

En el caso del Delta la selección de la muestra de Carricerines reales no ha tenido en consideración edades ni sexos para un intervalo que incluye individuos capturados entre abril y mayo. Para comprobar si el método de medida en el Delta estaba estandarizado respecto al Prat se ha hecho un test de la "t" de muestras emparejadas, seleccionando individuos recuperados en Prat y Delta en el mismo periodo entre mudas a fin de asegurar que en ambos espacios se estuvieran midiendo las mismas plumas. Los resultados apuntan que en el Delta se mide un poco más en Ala-Máxima (N= 5) con una diferencia media de 0.58 mm (a favor del Delta) ($t = -2.44$; g.l. 5; $p = 0.058$). En el caso de P3 (N= 16), la diferencia media es de 0.13 mm a favor del Prat, ($t = 0.51$; g.l.= 13; $p = 0.6174$). Para corregir este probable sesgo en la longitud del ala máxima se ha calculado una ecuación de regresión utilizando la medida de ala máxima en el Delta como variable independiente y la medida de ala máxima en el Prat como variable dependiente, resultando una regresión altamente significativa ($F_{1,3} = 40.51$; $p = 0.008$; $r = 0.965$) y una ecuación según la cual:

$$\text{Ala en el Prat} = -3.9 + 1.0625 \times \text{Ala en Delta}$$

Las medidas de ala de la población del Delta se han corregido utilizando esta ecuación.

Para la selección de la población francesa de la Camarga se han usado los individuos recuperados en Catalunya y Prat de los que se dispone biometría. A la medida de Ala máxima del grupo catalán se le ha aplicado la medida de corrección anteriormente señalada. Se ha comparado las medidas de Ala, P3 y Peso.

4. En la comparación biométrica entre poblaciones invernantes se han usado las mismas bases de datos. Ahora bien, en la determinación de modelos de diferenciación morfométrica en poblaciones nativas e invernantes que comparten las mismas áreas, se han seleccionado Carricerines reales del Prat que han tenido al menos una captura entre el 1 de abril y el 15 de julio y también recapturas entre el 1 de noviembre y el 28 de febrero (N= 65). De esta manera consideramos individuos del Prat que se sabe que han pasado al menos un invierno en esta localidad y que por tanto pueden coexistir potencialmente con los invernantes franceses. De los franceses se ha usado únicamente las recuperaciones en Prat y en Millars (N= 11). Las medidas de los individuos autóctonos se han obtenido al menos, después de la primera muda, para homogeneizar el criterio con la muestra de franceses ya que éstos no disponen de edades seguras y en cualquier caso cuando llegan a la Península ya han realizado como mínimo esa primera muda. En ambos grupos se ha restringido la selección a individuos que disponían al menos de una de dos maneras de medir la fórmula alar: esto es, la longitud de cada una de las primarias desde la base de la pluma a la punta o la distancia entre la pluma más larga y el resto. Cuando ha habido capturas repetidas de nativos se ha tomado la fórmula alar que corresponde al intervalo temporal mencionado (entre 1-XI y 28-II), y siempre la más cercana a la muda para disponer de plumaje menos desgastado. Cuando han habido varias recapturas con fórmula dentro del intervalo temporal considerado, se ha seleccionado una al azar.

Las posibles diferencias poblacionales se analizan estadísticamente de diferentes maneras. Se comparan, por una parte, los contornos alares de las muestras de individuos seguros siguiendo tres procedimientos: 1) En base a las distancias desde cada primaria a la más larga, sin corregir por el tamaño (Pérez-Tris et al. 2000). 2) Según la longitud del ala hasta cada primaria estandarizadas para longitud ala= 56 mm (Senar et al.1994). Y 3) atendiendo la longitud de cada primaria medida directamente, estandarizadas para longitud ala= 56 mm. Con cada uno de estos tres tipos de medidas relacionadas con el contorno alar, se ha realizado un análisis de componentes principales, utilizando variables que corresponden a las primarias 2 a 10. De esta manera, se obtienen gradientes relacionados con variaciones en la forma del ala.

Con el objeto de explorar si las variables antes descritas, calculadas para cada primaria, podrían utilizarse para clasificar individuos en la población a la que sabemos que pertenecen, se ha utilizado modelos de Regresión Logística paso a paso. Para ello se ha codificado a los individuos de la población francesa con un 1 y a los del Prat con un 0. Las variables independientes en los diversos tipos de modelos estaban constituidas por los tipos de variable calculada para cada primaria. Puesto que en los primeros años de estudio no se registró la fórmula alar, se ha explorado también la capacidad de este tipo de modelos para clasificar los individuos a partir de las variables biométricas típicas (ala, P3 y tarso).

El procesamiento de los datos tomados en campo en el Prat se ha realizado mediante el programa MIGRATIO (Castany y López, 1992), pensado para gestionar en exclusiva datos de anillamiento. Los análisis estadísticos se han realizado mediante SPSS (Norusis, 1986).

B. RESULTADOS.

1. Caracterización biométrica de los Carricerines reales del Prat de Cabanes-Torreblanca.

Las Tablas 1, 2 y 3 presentan las medidas biométricas más comunes en los Carricerines reales del Prat de Cabanes-Torreblanca.

Los resultados de comparar (ANOVA) variables biométricas entre sexos (Tabla 4), muestran que en todas las medidas analizadas hay diferencias. Siempre las hay a favor de los machos en las variables ala, P3, tarso y peso. En la variable cola las diferencias son significativas antes y después de la 1ª muda pero no después de la 2ª, debido probablemente a la falta de muestra.

Tabla 1. Descripción de medidas biométricas para individuos antes de la 1ª muda.

		ALA	P3	COLA	TARSO	PICO Craneo	PICO Pluma	PICO Altura	PICO Ancho	PESO
Total	Media	53,46	40,09	43,23	19,51	11,80	8,38	2,54	2,76	9,10
	SD	1,379	1,161	1,483	0,567	1,182	0,539	0,119	0,414	0,556
	n	868	732	322	747	97	59	97	97	870
	min	49,00	37,00	39,00	17,30	9,70	7,50	2,20	2,20	7,60
	max	57,50	44,00	48,00	20,90	13,90	10,00	2,90	3,90	11,30
H	Media	52,50	39,50	42,20	19,19	11,14	7,80	2,68	3,08	9,02
	SD	1,010	0,866	1,037	0,461	1,316		0,192	0,349	0,486
	n	35	29	5	29	5	1	5	5	31
	min	49,50	37,50	41,00	18,30	9,70	7,80	2,40	2,50	8,00
	max	54,50	41,50	43,50	19,90	12,70	7,80	2,90	3,30	9,90
M	Media	54,51	40,91	44,36	19,86	11,51	8,00	2,56	2,84	9,33
	SD	1,084	1,228	1,376	0,457	1,246	0,356	0,106	0,417	0,529
	n	45	35	7	35	8	4	8	8	46
	min	51,00	38,00	43,00	18,70	10,00	7,50	2,40	2,20	8,30
	max	57,50	44,00	47,00	20,80	12,80	8,30	2,70	3,30	10,40

Tabla 2. Descripción de medidas biométricas para individuos después de la 1ª muda.

		ALA	P3	COLA	TARSO	PICO Craneo	PICO Pluma	PICO Altura	PICO Ancho	PESO
Total	Media	54,34	40,91	46,34	19,52	12,88	8,95	2,50	2,40	9,60
	SD	1,580	1,247	1,925	0,600	0,299	0,500	0,082	0,082	0,551
	n	80	76	41	80	4	4	4	4	79
	min	50,50	38,00	42,00	18,20	12,50	8,70	2,40	2,30	8,00
	max	57,50	43,50	49,00	20,70	13,20	9,70	2,60	2,50	11,30
H	Media	53,07	39,94	45,43	19,06	12,83	9,03	2,47	2,43	9,47
	SD	1,051	0,814	1,794	0,435	0,351	0,577	0,058	0,058	0,547
	n	35	34	20	35	3	3	3	3	34
	min	50,50	38,00	42,00	18,20	12,50	8,70	2,40	2,40	8,00
	max	55,00	41,50	49,00	19,90	13,20	9,70	2,50	2,50	10,50
M	Media	55,51	41,84	47,61	19,91	13,00	8,70	2,60	2,30	9,73
	SD	1,034	0,878	1,137	0,435					0,510
	n	41	38	19	41	1	1	1	1	41
	min	53,00	39,50	45,50	18,70	13,00	8,70	2,60	2,30	8,80
	max	57,50	43,50	49,00	20,70	13,00	8,70	2,60	2,30	11,30

Tabla 3. Descripción de medidas biométricas para individuos después de la 2ª muda.

		ALA	P3	COLA	TARSO	PICO Cráneo	PICO Pluma	PICO Altura	PICO Ancho	PESO
Total	Media	55,50	42,00	48,62	19,45	13,60	9,40	2,50	2,50	9,80
	SD	1,597	1,362	1,309	0,516	0,283	0,000	0,000	0,283	0,635
	n	100	88	13	92	2	2	2	2	104
	min	52,00	39,00	46,00	17,80	13,40	9,40	2,50	2,30	7,90
	max	58,00	44,50	50,50	20,50	13,80	9,40	2,50	2,70	11,10
H	Media	54,26	40,89	48,17	19,14	13,80	9,40	2,50	2,70	9,44
	SD	1,106	0,951	1,571	0,461					0,574
	n	45	40	6	45	1	1	1	1	47
	min	52,00	39,00	46,00	17,80	13,80	9,40	2,50	2,70	7,90
	max	56,50	42,50	50,00	19,90	13,80	9,40	2,50	2,70	10,70
M	Media	56,57	43,00	49,00	19,77	13,40	9,40	2,50	2,30	10,11
	SD	1,111	0,821	1,000	0,340					0,523
	n	50	44	7	43	1	1	1	1	52
	min	54,00	41,00	48,00	19,20	13,40	9,40	2,50	2,30	8,80
	max	58,00	44,50	50,50	20,50	13,40	9,40	2,50	2,30	11,10

A pesar de que las medidas de pico-cráneo y pico-pluma parecen aumentar con la edad, en la comparación no se ha considerado estos resultados por falta de muestra.

Tabla 4. Comparación de las variables biométricas (ANOVA) entre sexos dentro de cada edad.

Variable	Antes 1ª muda			Después 1ª muda			Después 2ª muda		
	F	g.l.	p	F	g.l.	p	F	g.l.	p
ALA	68.42	1,88	0.0000	103.64	1,74	0.0000	103.21	1,93	0.0000
P3	31.22	1,70	0.0000	89.99	1,70	0.0000	119.35	1,82	0.0000
COLA	12.86	1,12	0.0037	20.29	1,37	0.0001	1,34	1,11	0.2705
TARSO	37.52	1,70	0.0000	72.54	1,74	0.0000	53,53	1,86	0.0000
PESO	6.92	1,85	0.0101	4.47	1,73	0.0377	36.40	1,97	0.0000

La comparación de estas mismas variables entre edades, para cada sexo (Tabla 5) muestran que, exceptuando el tarso, todas aumentan con la edad. Concretamente, machos y hembras presentan, respectivamente, un aumento medio entre el primer estadio (antes de la 1ª muda) y el tercero (después de la 2ª muda) de 2.06 y 1.76 mm en ala máxima, 2.09 y 1.39 mm en P3, 2.32 y 2.98 mm en cola y de 0.78 y 0.42 g en peso.

Tabla 5. Comparación de las variables biométricas (ANOVA) entre edades para cada sexo. 0= antes de la 1ª muda. 1= después de la 1ª muda. 2= después de la 2ª muda o más.

Variable	Hembras				Machos				Totales			
	F	g.l.	p	S.N.K.*	F	g.l.	p	S.N.K.*	F	g.l.	p	S.N.K.*
ALA	22.56	2,94	0.0000	0<1<2	24.12	2,105	0.0000	0<1<2	104.2	2,997	0.0000	0<1<2
P3	17.63	2,82	0.0000	(0=1)<2	28.12	2,89	0.0000	0<1<2	113.6	2,849	0.0000	0<1<2
COLA	11.33	1,24	0.0026	**	8.15	1,24	0.0087	**	145.2	2,361	0.0000	0<1<2
TARSO	3.05	2,88	0.0524		2.41	2,91	0.0957		0.429	2,875	0.6510	
PESO	4.83	2,92	0.0101	0<(1=2)	20.78	2,108	0.0000	0<1<2	92.4	2,1003	0.0000	0<1<2

* Test a posteriori de Student-Newman-Keuls.

** Únicamente se ha comparado la cola para los grupos de edad 1 y 2 por falta de datos en el 0.

Los resultados de la descripción de medidas biométricas para los individuos clasificados en las localidades de CIBIMA y Sèquia Vella dentro del Prat (ver Fig.1, Cap.2) se presentan en las Tablas 6 y 7 y la comparación (ANOVA) de dichos resultados en la Tabla 8.

La no significación de la mayoría de comparaciones entre ambas localidades muestra que los grupos de individuos considerados son prácticamente idénticos. Únicamente hay diferencias en dos casos, a favor de Sèquia Vella, en 0.8 mm en el ala máxima de los machos tras la 2ª muda o posteriores y de 0.24 g en el peso para el total de datos antes de la 1ª muda.

Tabla 6. Descripción de medidas biométricas en individuos antes de la 1ª muda en CIBIMA y Sèquia Vella.

Variable	Localidad	Machos				Hembras				Totales			
		N	Media	SD	Rango	N	Media	SD	Rango	N	Media	SD	Rango
ALA	CIBIMA	40	54,61	0,888	51-56	31	52,41	0,965	49.5-54	802	53,45	1,373	49-57
	Sèquia vella	9	54,06	1,704	52-57.5	5	53,20	1,037	52-54.5	81	53,29	1,339	50-57.5
P3	CIBIMA	29	40,98	1,098	38.5-43	24	39,40	0,859	37.5-41.5	656	40,09	1,152	37.5-43.5
	Sèquia vella	9	40,50	1,639	38-44	5	40,00	0,791	39-41	82	40,21	1,799	37-52.5
COLA	CIBIMA	5	44,80	1,483	43-47	5	42,20	1,037	41-43.5	306	43,32	1,493	40-48
	Sèquia vella	1	44,50		44.5	0				6	42,92	1,242	41.5-44.5
TARSO	CIBIMA	29	19,80	0,445	18.7-20.6	24	19,12	0,441	18.3-19.9	664	19,50	0,557	17.3-20.8
	Sèquia vella	9	19,84	0,375	19.3-20.5	5	19,54	0,434	18.8-19.8	83	19,39	0,624	17.4-20.9
PESO	CIBIMA	41	9,30	0,531	8.3-10.4	27	9,06	0,517	8-10	797	9,08	0,561	7.6-11.3
	Sèquia vella	9	9,30	0,453	8.8-9.8	5	9,04	0,518	8.5-9.9	86	9,32	0,567	8.2-10.9

Tabla 7. Descripción de medidas biométricas de individuos clasificados en las dos estaciones. Los individuos se han clasificado en función de si se midieron tras la 1ª muda, la 2ª o posteriores.

Variable	Localidad	Machos				Hembras			
		N	Media	SD	Rango	N	Media	SD	Rango
Tras la 1ª muda									
ALA	CIBIMA	31	55,40	1,003	53-57	30	53,18	0,987	50.5-55
	Sèquia vella	6	55,83	1,329	54-57.5	2	53,50	0,707	53-54
P3	CIBIMA	29	41,76	0,903	39.5-43	29	40,03	0,778	38-41.5
	Sèquia vella	6	42,08	0,970	41-43.5	2	40,00	0,000	40
COLA	CIBIMA	16	47,66	1,221	45.5-49	16	45,78	1,798	42-49
	Sèquia vella	0				1	45,00		45
TARSO	CIBIMA	31	19,91	0,453	18.7-20.7	30	19,07	0,411	18.2-19.9
	Sèquia vella	6	19,83	0,398	19.4-20.5	2	19,25	0,919	18.6-19.9
PESO	CIBIMA	31	9,78	0,545	8.8-11.3	29	9,57	0,476	8.3-10.5
	Sèquia vella	6	9,48	0,376	9.1-10	2	9,05	0,354	8.8-9.3
Tras la 2ª muda o posteriores									
ALA	CIBIMA	29	56,29	1,264	54-58	33	54,26	1,160	52-56.5
	Sèquia vella	16	57,09	0,664	56-58	11	54,18	1,007	52.5-55.5
P3	CIBIMA	23	42,93	0,857	41-44	27	40,93	0,997	39-42.5
	Sèquia vella	16	43,19	0,727	42-44.5	12	40,75	0,892	39.5-42
COLA	CIBIMA	3	48,83	1,041	48-50	5	48,50	1,500	46-50
	Sèquia vella	0				0			
TARSO	CIBIMA	23	19,76	0,320	19.2-20.5	31	19,07	0,522	17.8-19.9
	Sèquia vella	15	19,75	0,364	19.2-20.4	13	19,29	0,243	18.9-19.6
PESO	CIBIMA	31	10,17	0,542	8.8-11.1	32	9,45	0,622	7.9-10.7
	Sèquia vella	16	10,04	0,554	9-11	14	9,46	0,475	8.6-10.5

Tabla 8. Comparación (ANOVA) de medidas biométricas entre individuos de las dos localidades.

Variable	Hembras			Machos			Totales		
	F	g.l.	p	F	g.l.	p	F	g.l.	p
Antes de la 1ª muda									
ALA	2,86	1,34	0,1000	1,98	1,47	0,1655	0,95	1,881	0,3289
P3	2,09	1,27	0,1595	1,04	1,36	0,3139	0,72	1,736	0,3953
TARSO	3,75	1,27	0,0633	0,07	1,36	0,7881	2,78	1,745	0,0959
PESO	0,00	1,30	0,9511	0,00	1,48	1,0000	13,97	1,88	0,0002
Tras la 1ª muda									
ALA	0,20	1,30	0,6609	0,83	1,35	0,3675			
P3	0,00	1,29	0,9513	0,63	1,33	0,4335			
TARSO	0,33	1,30	0,5707	0,15	1,35	0,7034			
PESO	2,29	1,29	0,1409	1,58	1,35	0,2169			
Tras la 2ª muda o posteriores									
ALA	0,03	1,42	0,8476	5,53	1,43	0,0233			
P3	0,27	1,37	0,6031	0,92	1,37	0,3422			
TARSO	2,11	1,42	0,1528	0,00	1,36	0,9304			
PESO	0,00	1,44	0,9829	0,60	1,45	0,4422			

2. Cambios biométricos de los individuos con la edad.

Corroborada así la existencia de un cambio biométrico “medio” con la edad en la mayoría de variables estudiadas, el presente apartado analiza si dichos cambios se producen en un mismo individuo para descartar que el crecimiento sea una apariencia debida a una selección de individuos mayores. Este análisis también proporciona información de hasta qué edad cabe considerar que está creciendo un Carricerín real. Se analizan las variables de ala máxima, P3 y peso. No se incluye la variable tarso ya que éste no crece con la edad.

2.1. Ala máxima.

La tabla 9 muestra cómo el ala máxima aumenta de tamaño en la 1ª y la 2ª mudas y no hay evidencias de que cambie en la 3ª y 4ª. Parece haber un indicio de disminución de crecimiento en la 5ª muda (pérdida de un 0.8%; $p = 0.1256$). Por sexos, ambos crecen tras la 1ª muda si bien los machos aumentan más que las hembras (2.5% y 1.3% respectivamente), invirtiéndose dichas proporciones en la 2ª muda.

Tabla 9. Estadísticos descriptivos referentes al crecimiento relativo del Ala-Máxima entre mudas consecutivas de un mismo individuo, por sexos, para todos los individuos (nativos del Prat). C.rel = crecimiento relativo. p(M-W): Test de Mann-Whitney para la comparación de sexos. Comp.0(t) = Comparación de la tasa media de crecimiento con “0” mediante un test de la “t”.

Estadísticos descriptivos							
MUDA		N	C.rel	SD	Mínimo	Máximo	p (M-W) Comp.0(t)
1	T	74	0,0235	0,0166	-0,0096	0,0588	0,0000
	H	20	0,0130	0,0149	-0,0096	0,0476	0,0010
	M	27	0,0252	0,0160	-0,0045	0,0588	0,0101 0,0000
2	T	23	0,0202	0,0159	-0,0044	0,0545	0,0000
	H	11	0,0253	0,0135	0,0092	0,0526	0,0001
	M	10	0,0132	0,0172	-0,0044	0,0545	0,0112 0,0387
3	T	7	-0,0015	0,0076	-0,0137	0,0088	0,6253
	H	1	-0,0137	.	-0,0137	-0,0137	
	M	5	0,0016	0,0058	-0,0060	0,0088	0,5772
4	T	8	0,0003	0,0171	-0,0180	0,0229	0,9677
	H	2	0,0003	0,0258	-0,0180	0,0185	0,9913
	M	5	0,0012	0,0184	-0,0174	0,0229	0,8902
5	T	4	-0,0083	0,0079	-0,0175	0,0018	0,1256
	M	3	-0,0053	0,0061	-0,0088	0,0018	0,2734

2.2. P3.

La tabla 10 muestra cómo en P3 el crecimiento sigue el mismo patrón que en ala máxima. Aumenta de tamaño en la 1ª y 2ª mudas para estabilizarse en la 3ª y posteriores. Los machos también aumentan más que las hembras en la 1ª muda (2.3% y 0.99% respectivamente), invirtiéndose las proporciones en la 2ª (2.9% las hembras por 1.5% los machos), aunque en este caso la diferencia es solo marginalmente significativa ($p=0.0781$).

Tabla 10. Estadísticos descriptivos referentes al porcentaje de incremento de P3 entre mudas consecutivas de un mismo individuo, por sexos, para todos los individuos (nativos del Prat). C.rel = crecimiento relativo. P(M-W): Test de Mann-Whitney para la comparación de sexos. Comp.0(t) = Comparación de la tasa media de crecimiento con "0" mediante un test de la "t".

Estadísticos descriptivos							
MUDA		N	C.Rel.	SD	Mín.	Máx.	p (M-W) Comp.0(t)
1	T	74	0,0265	0,0231	-0,0385	0,0897	0,0000
	H	18	0,0099	0,0225	-0,0385	0,0506	0,0789
	M	28	0,0292	0,0230	-0,0119	0,0844	0,0203 0,0000
2	T	23	0,0215	0,0196	-0,0118	0,0602	0,0000
	H	10	0,0290	0,0173	0,0120	0,0578	0,0005
	M	11	0,0157	0,0206	-0,0118	0,0602	0,0781 0,0295
3	T	7	-0,0005	0,0190	-0,0241	0,0272	0,9516
	H		-0,0241				
	M	5	0,0030	0,0193	-0,0230	0,0272	0,7484
4	T	8	-0,0043	0,0167	-0,0345	0,0123	0,4899
	H	2	0,0062	0,0087	0,0000	0,0123	0,5000
	M	5	-0,0118	0,0167	-0,0345	0,0061	0,1896
5	T	4	-0,0023	0,0106	-0,0118	0,0116	0,6888
	M	3	0,0008	0,0104	-0,0092	0,0116	0,9062

2.3. Peso.

Los resultados de la Tabla 11 muestran que entre el periodo juvenil y tras la 1ª muda la tendencia es a aumentar de peso (3.35%), variable que no presenta tendencia a variar hasta después de la 3ª muda, pero hay alguna evidencia de que tiende a disminuir tras la 4ª muda ($p=0.0476$). Esta disminución, marginalmente significativa, podría estar reflejando un

proceso de senescencia. No se detectan diferencias en el aumento de peso con la edad entre sexos.

Tabla 11. Estadísticos descriptivos referentes al porcentaje de incremento de peso entre mudas consecutivas de un mismo individuo, por sexos, para todos los individuos (nativos del Prat). C.rel = crecimiento relativo. P(M-W): Test de Mann-Whitney para la comparación de sexos. Comp.0(t) = Comparación de la tasa media de crecimiento con "0" mediante un test de la "t".

Estadísticos descriptivos							
MUDA		N	C. rel.	SD	Mínimo	Máximo	p (M-W) Comp.0(t)
1	T	78	0,0353	0,0660	-0,1279	0,2574	0,0000
	H	19	0,0440	0,0472	-0,0466	0,1412	0,0007
	M	28	0,0525	0,0497	-0,0705	0,1903	0,6646 0,0000
2	T	23	0,0041	0,0378	-0,0686	0,0599	0,6128
	H	11	-0,0033	0,0312	-0,0484	0,0449	0,7301
	M	10	0,0110	0,0422	-0,0686	0,0599	0,3600 0,4309
3	T	7	0,0178	0,0805	-0,1456	0,1067	0,5787
	H	1	0,0211	.	0,0211	0,0211	
	M	5	-0,0006	0,0855	-0,1456	0,0808	0,9888
4	T	8	-0,0398	0,0469	-0,1335	0,0216	0,0476
	H	2	-0,0539	0,0112	-0,0619	-0,0460	0,0931
	M	5	-0,0370	0,0605	-0,1335	0,0216	0,2431
5	T	4	0,0009	0,0438	-0,0577	0,0444	0,9690
	M	3	-0,0058	0,0511	-0,0577	0,0444	0,8626

3. Correlación entre la longitud de ala de joven y de adulto.

Confirmado que el ala crece con la edad, y que existe variación en cuanto a tamaño entre sexos, en este apartado se analiza en qué grado la longitud del ala de adulto, es decir, la que se alcanza tras la 2ª muda, está determinada y puede, por tanto, predecirse a partir de la longitud del ala de joven.

A través del cálculo del índice de correlación entre la longitud del ala antes de la 1ª muda y su longitud tras la 2ª, se ha podido comprobar que el ala-máxima del adulto está débilmente determinada por la del joven (En machos, $r = 0.407$; $N = 23$; $p = 0.054$. En hembras, $r = 0.550$; $N = 21$ $p = 0.010$). Un test comparando ambos coeficientes de correlación (Sokal y Rohlf, 1979) mostró que las diferencias no eran significativas ($t = 0.574$; n.s.).

Las correlaciones entre la longitud de P3 en el joven y tras la segunda muda también son relativamente bajas (En machos, $r = 0.446$; $N = 16$; $p = 0.084$. En hembras, $r = 0.564$; $N = 16$; $p = 0.023$). El test comparando ambos coeficientes de correlación (Sokal y Rohlf, 1979) mostró que las diferencias no eran significativas ($t = 0.405$; n.s.).

Los resultados de las correlaciones anteriores sugieren que las condiciones ambientales en que se encuentran los individuos durante el año y medio aproximado que tardan en alcanzar la longitud de ala definitiva tras la 2ª muda tienen una influencia importante sobre el crecimiento del ala.

4. Relación entre la biometría de jóvenes y fecha de nacimiento.

En este apartado se analiza si varía el tamaño de los jóvenes en función de la fecha de nacimiento. Para ello se ha calculado la correlación entre el ala máxima, P3 y el tarso de los jóvenes antes de la 1ª muda con su fecha de anillamiento.

Los análisis realizados muestran que el tamaño del ala máxima no varía en función de la fecha de anillamiento (machos, $r = -0.153$; $N = 44$; $p = 0.321$; hembras, $r = 0.066$; $N = 34$; $p = 0.709$; total de jóvenes incluyendo no sexados con alguna recaptura, $r = -0.044$; $N = 1.072$; $p = 0.151$).

Y lo mismo sucede con P3. El tamaño de ésta en jóvenes no varía en función de la fecha de anillamiento. Ni en machos ($r = -0.049$; $N = 34$; $p = 0.782$), ni en hembras ($r = 0.190$; $N = 30$; $p = 0.314$) ni considerando todos los individuos ($r = 0.016$; $N = 941$; $p = 0.631$).

Tampoco en el tarso existen correlaciones significativas con la fecha de anillamiento ni en machos ($r = -0.155$; $N = 41$; $p = 0.333$), ni en hembras ($r = -0.183$; $N = 32$; $p = 0.316$), ni para todos los individuos ($r = 0.048$; $N = 823$; $p = 0.171$).

5. Comparación biométrica entre poblaciones nidificantes ibéricas de Carricerín real.

5.1. Prat de Cabanes-Torreblanca, Fondó d'Elx, Catalunya (Delta de l'Ebre y Aiguamolls de l'Empordà).

Para poder disponer de una mayor muestra de individuos de Catalunya se han agrupado los datos de Carricerines reales capturados en abril y mayo en Delta de l'Ebre y en Aiguamolls de l'Empordà, datados como edad 5 y 6, ya que se ha observado que entre ellos no hay diferencias en ninguna de las medidas consideradas (ANOVAs: $0.1 < p < 0.6$). Ahora bien, hay que tener en cuenta que la falta de un buen tamaño de muestra, el hecho de que la mayoría de los individuos de la muestra catalana estén sin sexar y que se haya tenido que aplicar la ecuación de corrección en ala máxima a esta población, antes descrita, aconsejan que los resultados que se deriven se tomen con cautela.

Los resultados muestran (Tabla 12) diferencias significativas entre las poblaciones en las tres variables analizadas. Los del Fondó, que parecen ser los más grandes, difieren en ala máxima en 0.63 mm de los Catalanes y 1.43 mm de los del Prat. En P3, a pesar de que

Tabla 12. Medidas biométricas en Carricerines reales de Catalunya, Prat y Fondó. S.N.K.= Test a posteriori de Student-Newman-Keuls.

Variables	Localidad	N	Media	SD	Rango	F	gl	p	S.N.K.
ALA	Catalunya	17	55,79	1,582	52,9-58,3	10,21	2,226	0.0001	Pr < Fo
	Prat	180	54,99	1,687	50,5-58				
	Fondó	32	56,42	2,048	50,5-60,5				
P3	Catalunya	17	42,29	1,263	40-44,5	3,38	2,21	0.0358	
	Prat	164	41,50	1,415	38-44,5				
	Fondó	32	41,97	1,656	37,5-45,5				
PES	Catalunya	18	10,18	1,080	7,4-12,1	4,33	2,23	0.0143	Fo=Pr<Cat
	Prat	183	9,71	0,606	7,9-11,3				
	Fondó	32	9,79	0,579	8,2-10,7				

el test a posteriori S.N.K. no llega a apreciar diferencias, éstas se observan en otra dirección, ya que los catalanes son 0.3 mm mayores que los del Fondó y 0.7 mm mayores que los del Prat. En peso vuelve a repetirse este patrón, los catalanes pesan 0.47 g más que los del Prat y 0.39 g más que los del Fondó.

5.2. Prat de Cabanes-Torreblanca, Fondó d'Elx.

La calidad de los datos de que se dispone en estas dos localidades, permite una comparación más exhaustiva. Los resultados descritos en las Tablas 13 y 14, con sus respectivas comparaciones (ANOVA) en la Tabla 15, muestran diferencias entre ambas en ala máxima y tarso y no en peso ni en P3 a pesar de que ésta forme parte del ala. Estas diferencias en las extremidades, que se dan en todas las clases de edad y siempre en el mismo sentido, parecen estar indicando que las poblaciones de Carricerín real del Prat y del Fondó podrían diferir en el conjunto esquelético.

Tabla 13. Descripción de medidas biométricas de machos y hembras de Carricerín real del Prat y Fondó.

Variable	Localidad	Machos				Hembras			
		N	Media	SD	Rango	N	Media	SD	Rango
ALA	Prat	91	56,09	1,195	53-58	80	53,74	1,227	50,5-56,5
	Fondó	20	57,50	1,513	55-60,5	12	54,63	1,494	50,5-56
P3	Prat	82	42,46	1,024	39,5-44,5	74	40,45	1,004	38-42,5
	Fondó	20	42,75	1,410	40,5-45,5	12	40,67	1,155	37,5-42
TARSO	Prat	84	19,84	0,393	18,7-20,7	80	19,10	0,449	17,8-19,9
	Fondó	20	20,23	0,520	18,9-21	11	19,79	0,545	19-20,8
PESO	Prat	93	9,94	0,548	8,8-11,3	81	9,46	0,559	7,9-10,7
	Fondó	20	10,01	0,494	9,1-10,7	12	9,43	0,541	8,2-10,2

Tabla 14. Descripción de medidas biométricas de jóvenes de Carricerín real del Prat y Fondó.

Variable	Localidad	N	Media	SD	Rango
ALA	Prat	868	53,44	1,374	49-57,5
	Fondó	33	54,23	1,431	51,5-56,5
F8	Prat	733	40,08	1,156	37-44
	Fondó	33	39,80	1,231	37,5-42
TARSO	Prat	748	19,51	0,567	17,3-20,9
	Fondó	33	19,96	0,580	18,6-21,2
PESO	Prat	870	9,10	0,560	7,6-11,3
	Fondó	33	9,05	0,429	8,1-10

Tabla 15. Comparación (ANOVA) de ala, P3, tarso y peso entre Carricerines reales machos, hembras y jóvenes del Prat y Fondó.

Variable	Hembras			Machos			Jóvenes		
	F	g.l.	p	F	g.l.	p	F	g.l.	p
ALA	5,15	1,90	0,0256	20,56	1,109	0,0000	10,37	1,889	0,0013
P3	0,45	1,84	0,5042	1,08	1,100	0,3019	1,86	1,764	0,1726
TARSO	21,62	1,89	0,0000	13,64	1,102	0,0004	20,21	1,779	0,0000
PESO	0,03	1,91	0,8597	0,23	1,111	0,6361	0,23	1,901	0,6281

Tabla 16. Descripción de medidas biométricas entre hembras y machos de Carricero común (*A. scirpaceus*) en Goles del Millars y Fondó.

Variables	Localidad	Hembras				Machos			
		N	Media	SD	Rango	N	Media	SD	Rango
ALA	Millars	43	62,60	1,772	57,5-66,5	66	64,34	1,448	60,5-68
	Fondó	95	62,98	1,438	59-68	116	64,55	1,187	61-68
P3	Millars	43	47,97	1,445	44,5-51,5	66	49,43	1,315	46,5-52,5
	Fondó	94	47,98	1,365	45-52,5	115	49,22	1,17	45,5-52,5
COLA	Millars	25	50	2,01	46-54	31	51,63	1,477	49-55
	Fondó	94	51,26	1,742	47-57,5	113	52,41	1,84	47,5-58
TARSO	Millars	43	21,79	0,716	20,3-23	67	22,27	0,604	21-23,3
	Fondó	96	21,68	0,597	19,9-23,1	114	22,19	0,605	20,7-23,5
PESO	Millars	43	10,13	0,925	8,8-12,1	64	9,9	0,697	8,7-12,3
	Fondó	96	10,67	1,108	8,4-14,3	116	10,04	0,462	8,5-11,2

Con el fin de descartar cualquier posibilidad de que estos resultados pudieran ser debidas a diferencias en la forma de medir se ha comparado una extensa muestra de datos de machos y hembras de Carricero común nidificantes en el Fondó y en los Goles del Millars, medidos por los mismos anilladores. Los resultados (Tablas 16 y 17) muestran que la media de ala y tarso, así como P3 y peso, son prácticamente idénticas en ambas poblaciones y sólo se detectan diferencias significativas en la media de la longitud de la cola. Por tanto, estos resultados permiten descartar que la diferencia en el caso de los Carricerines reales se deba a la forma de tomar las medidas del ala y el tarso.

Tabla 17. Comparación (ANOVA) de medidas biométricas entre Carriceros comunes (*A. scirpaceus*) de Goles del Millars y Fondó, clasificados por sexos. .

Variables	Hembras			Machos		
	F	gl	p	F	gl	p
ALA	1,75	1,136	0,1882	1,07	1,18	0,3031
P3	0,01	1,135	0,9412	1,23	1,179	0,2682
COLA	9,60	1,117	0,0024	4,70	1,142	0,0318
TARSO	0,88	1,137	0,3510	0,77	1,179	0,3808
PESO	7,84	1,135	0,0059	2,40	1,178	0,1235

6. Comparación biométrica entre poblaciones invernantes de Carricerín real.

6.1. Prat de Cabanes-Torreblanca, Fondó d'Elx, Delta de l'Ebre.

Los resultados que se presentan en la Tabla 18 comparan las medidas de ala-máxima, P3 y peso de Carricerines reales capturados entre diciembre y enero en las tres poblaciones ibéricas (Prat N= 68; Delta N= 15; Fondó N= 13) y muestran que estos grupos de invernantes no difieren en ninguna de estas tres medidas. El análisis de estos datos se ha realizado mezclando edades y sexos para respetar la homogeneidad.

Tabla 18. Comparación (ANOVA) de medidas biométricas entre Carricerines reales invernantes (diciembre y enero) en Prat, Delta y Fondó.

Variable	F	gl	p
Ala	2.03	2,93	0.137
P3	0.259	2,93	0.772
Peso	2.508	2,91	0.087

6.2. Individuos franceses recuperados en el Delta y Prat.

En este apartado se comparan datos biométricos de Carricerines reales capturados en el Delta y en el Prat con anilla francesa o recuperados en Francia con anilla española. Los resultados (Tabla 19) muestran una tendencia a que los recuperados durante la invernada en Catalunya (mayoritariamente en el Delta de l'Ebre) tengan alas algo más largas, en promedio, que los que se recuperan en el Prat. Concretamente, la diferencia en ala máxima es de 1.12 mm.

Tabla 19. Medidas biométricas descriptivas entre Carricerines reales franceses capturados en el Delta y en el Prat. ANOVA de medidas biométricas entre Carricerines reales franceses capturados en el Delta y en el Prat.

Variabes	Localidad	N	Media	SD	Rango	F	gl	p
ALA	Delta	30	58,34	1,288	56,1-60,9	4,693	1,37	0,0368
	Prat	9	57,22	1,563	55-59,5			
P3	Delta	36	43,42	1,337	41-46	2,213	1,45	0,1439
	Prat	11	42,68	1,722	41-45,5			
Peso	Delta	36	10,64	0,802	9,1-12,4	0,415	1,45	0,5225
	Prat	11	10,82	0,845	9,3-12,2			

6.3. Comparación de la forma del ala entre invernantes franceses y los nativos del Prat.

6.3.1. Análisis del contorno alar.

Diversos autores han estandarizado las medidas de las primarias a la medida esperada para una determinada longitud del ala, eliminando así el efecto del tamaño lo que permite comparar solo las diferencias en la forma (Senar et al 1994; Lleonart et al 2000).

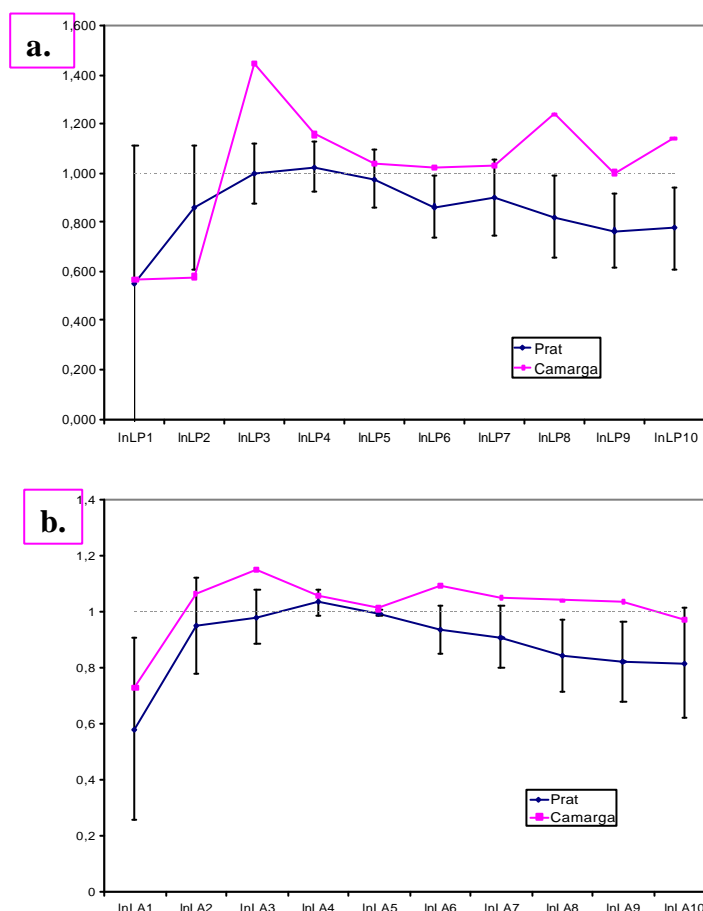


Figura 1. Representación de la pendiente obtenida para cada pluma correspondiente a las dos poblaciones de Carricerines reales (Prat y Camarga). **a.** LnLP: Logaritmo neperiano de las longitudes de las primarias. **b.** LnLA: Logaritmo neperiano de la longitud del ala hasta la punta de cada primaria. Se muestran los intervalos de confianza para las plumas de los Carricerines reales del Prat.

El método de corrección utilizado por estos autores se basa en la estimación de la pendiente (b) de la relación alométrica entre la medida de la de la longitud alar hasta la punta de cada primaria y la longitud alar (cuerda máxima). Este tipo de relación puede ser

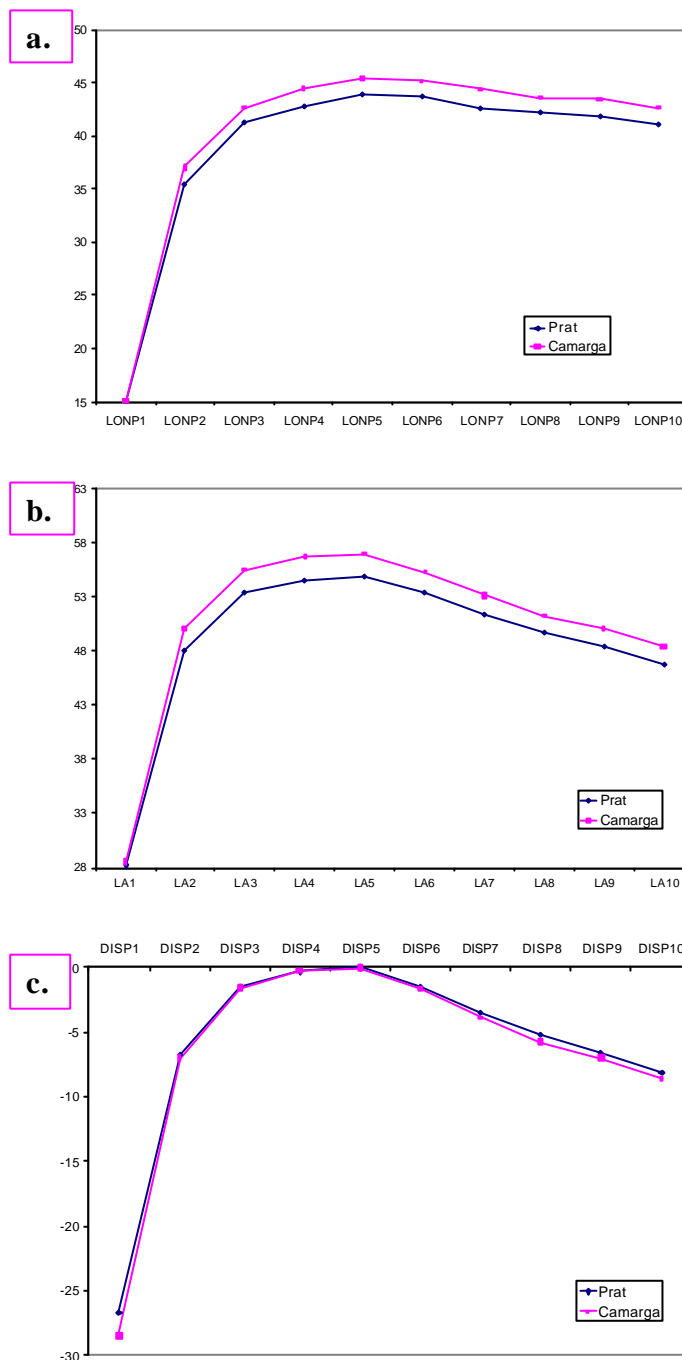


Figura 2. Representación de la forma del ala sin corregir por el tamaño aplicada a las poblaciones de Carricerines reales del Prat (línea azul) y de la Camarga (línea roja). **a.** Basada en las medidas de longitud de cada primaria. **b.** Basada en la longitud del ala hasta la punta de la primaria más larga. **c.** Basada en la distancia entre P5 y el resto.

diferente entre poblaciones, por lo que se ha calculado estas pendientes de forma separada para los nativos del Prat y los pertenecientes a la población de la Camarga, según sabemos por su anillamiento y recuperación. También se ha calculado estas pendientes para la relación entre la longitud de cada primaria y la longitud del ala, y se ha aplicado la

corrección correspondiente a estas variables. Esta corrección se ha aplicado a la longitud del ala hasta la punta de cada primaria (calculada como: longitud alar menos la distancia entre la punta de la primaria en cuestión y la más larga). Las pendientes de las relaciones alométricas entre cada variable y el ala se muestran en la Figura 1. En esta solo se muestra los intervalos de confianza de la población del Prat ya que la muestra francesa es muy pequeña y los intervalos de confianza son, por tanto, muy amplios. Aunque solo se detecta una diferencia significativa entre pendientes, en el caso de la longitud de P3 (Análisis de ANCOVA: Interacción localidad x logaritmo neperiano de LP3. $F_{1,62} = 5.06$; $p = 0.028$), frecuentemente éstas se sitúan en la muestra francesa fuera del intervalo de confianza de la muestra del Prat, lo que sugiere que sea conveniente aplicar la corrección utilizando pendientes diferentes para cada población.

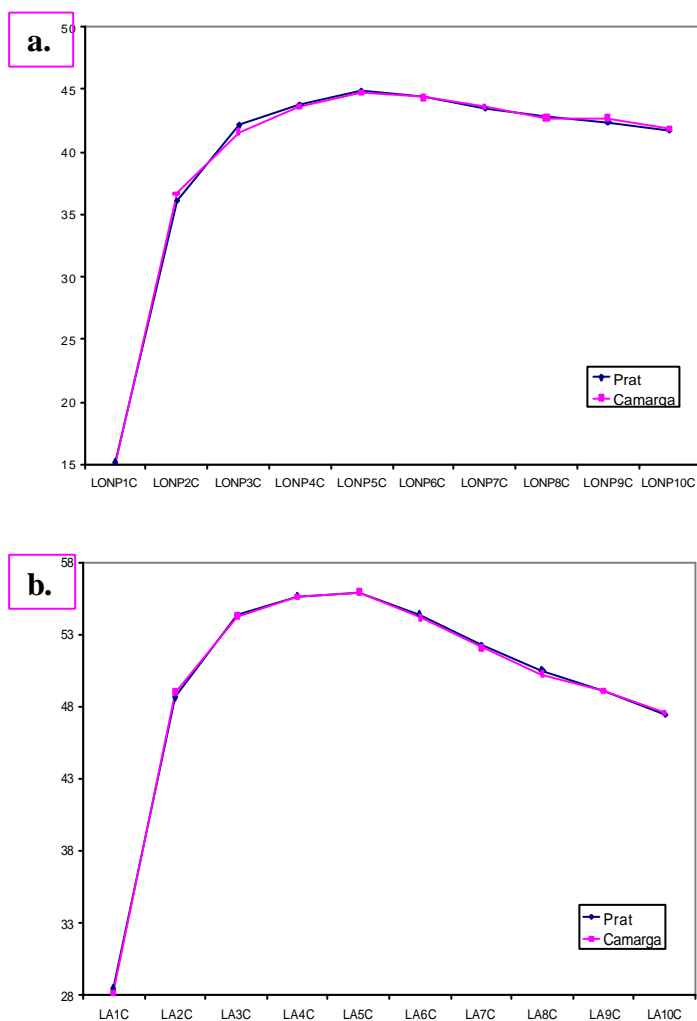


Figura 3. Representación de la forma del ala corregida por el tamaño en las poblaciones de Carricerines reales del Prat (línea azul) y de la Camarga (línea roja). **a.** Longitud de cada primaria. **b.** Longitud del ala hasta la punta de cada primaria.

En la Figura 2 se representa la forma del ala --contorno alar-- sin aplicarle la corrección del efecto del tamaño. En las figuras 2.a y 2.b hay diferencias significativas en todas las plumas, excepto en P1, mientras que en la Figura 2.c, las diferencias son únicamente significativas en P1 y P8.

En la Figura 3 se representa la forma del ala tras estandarizar todas las medidas para una longitud de ala de 56 mm. La superposición de líneas es prácticamente coincidente entre el contorno del ala de una y otra población. En cuanto a longitudes de primarias (Figura 3^a) existe una diferencia significativa en la longitud de P3 ($F_{1,64} = 5.96$, $p = 0.017$) y una marginalmente significativa en la longitud de P2 ($F_{1,64} = 3.33$, $p = 0.073$). No resulta significativa ninguna de las diferencias en las variables representadas en la Figura 3.b.

Por tanto, según los resultados representados en las Figs. 2 y 3 el contorno alar de ambas poblaciones es prácticamente igual.

6.3.2. Análisis multivariante del contorno del ala.

Con el fin de obtener gradientes de variación en la forma del ala se han aplicado Análisis de Componentes Principales a los tres tipos de variables referentes a las primarias: 1) Datos de las distancias desde la punta de cada primaria a la más larga sin corregir por el tamaño (Pérez-Tris et al. 2000), 2) la longitud del ala hasta cada primaria estandarizadas para longitud de ala= 56 mm (Senar et al. 1994; Lleonart et al. 2000) y 3) la longitud de cada primaria estandarizada para una longitud de ala= 56 mm. La Tabla 20 muestra los resultados de estos tres Análisis de Componentes Principales.

En el primer análisis no aparece correlación en P5 porque esa distancia es 0 (la pluma más larga) en casi todos los individuos.

En los dos primeros ACPs, el primer eje (F1) representa un gradiente de aumento de la longitud de las plumas posteriores a la punta del ala (6 a 10), mientras que el segundo eje (F2) representa un aumento de la longitud de las primarias situadas por delante de la punta

del ala (2 a 4). La correlación entre los ejes de ambos ACPs es muy alta (F1: $r = -0.9033$; F2: $r = -0.8903$). Sin embargo, en el tercer ACP, basado en la longitud de las primarias, P4 a P10 tienden a variar conjuntamente en el primer eje (F1) y P2-P3 en el segundo (F2). En este análisis los ejes no se correlacionan con los de los dos primeros (F1: con ACP1: $r = -0.2877$; con ACP2: $r = 0.3381$. F2: con ACP1: $r = -0.3466$; con ACP2: $r = 0.2178$).

La representación gráfica de la dispersión de los individuos en el espacio de los dos primeros ejes en los 3 ACPs (Fig.4) muestra una gran superposición entre los Carricerines reales de la Camarga y los del Prat. Esto muestra que ninguno de los tres procedimientos permite diferenciar estas poblaciones en función de los índices de forma alar basados en análisis multivariantes de plumas (ANOVAs $p > 0.41$).

Tabla 20. Correlaciones de las variables con los factores obtenidos en los Análisis de Componentes Principales (ACPs) para la forma del ala en Carricerines reales. Se analizan tres tipos de variables referidos a las primarias: (1) la distancia desde la punta de cada primaria a la punta de la más larga sin estandarizar, (2) la longitud del ala hasta la punta de cada primaria estandarizada para una longitud de ala= 56 mm y (3) la longitud de cada primaria estandarizada para una longitud de ala= 56 mm. En negrita las correlaciones mayores en cada eje.

Plumas	Distancia desde la punta de cada primaria a la más larga, sin estandarizar		Longitud del ala hasta cada primaria estandarizada para longitud del ala (56)			Longitud de cada primaria estandarizada para longitud del ala (56)	
	F1	F2	F1	F2	F3	F1	F2
P2	-0,1042	0,7890	-0,3315	0,6336	0,2573	0,2943	0,7403
P3	-0,1905	0,9083	-0,3280	0,8369	0,1830	0,5289	0,6210
P4	-0,3480	0,6873	-0,3308	0,7411	-0,0949	0,7126	0,2365
P5			0,1140	-0,2927	0,8998	0,7821	0,2332
P6	0,7736	0,1594	0,7301	0,2289	0,2211	0,8537	0,0117
P7	0,9053	0,0498	0,8854	0,1276	0,0962	0,8977	-0,2285
P8	0,9096	0,1771	0,8763	0,2507	-0,0462	0,9183	-0,1776
P9	0,9027	0,1180	0,8674	0,1652	-0,0846	0,8571	-0,2951
P10	0,8920	0,0655	0,8577	0,1398	-0,1415	0,7884	-0,3629
Autovalor	4,0242	1,9975	3,9128	1,9152	1,0058	5,2199	1,3467
% Varianza acumulada	50.3023	75.2707	43.4759	64.7557	75.9313	57.9992	72.9623

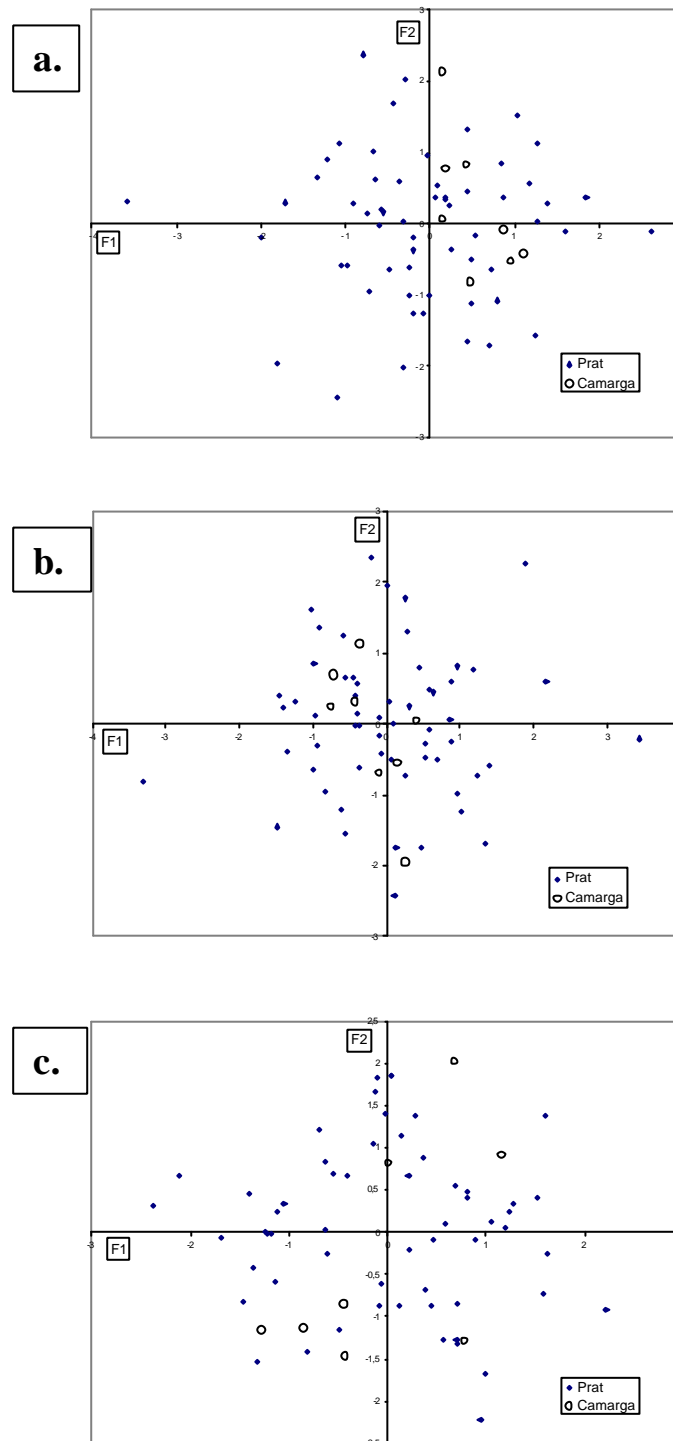


Figura 4. Gráficos de dispersión correspondientes a la ordenación de los individuos en el espacio de los dos primeros ejes de los Análisis de Componentes Principales de la Tabla 1. Los puntos representan a los individuos del Prat, los círculos a los de la Camarga.

6.3.3. Clasificación en poblaciones en función de las variables de las primarias.

En este análisis se explora si las variables descritas, calculadas para cada primaria, pueden utilizarse para clasificar individuos en la población a la que sabemos que pertenecen. Para ello se han utilizado modelos de Regresión Logística paso a paso. Los modelos significativos se muestran en la Tabla 21.

Tabla 21. Regresiones logísticas significativas para estimar la probabilidad de que un individuo pertenezca a la población francesa a partir de diversas variables relativas a las primarias. B: coeficiente de la función de regresión logística para cada una de las variables. E.T.: error típico. Wald: Test de Wald que compara cada B con "0". p: significación del test. Orden: orden por el que entran las variables en la regresión paso a paso.

Modelo	Tipo Variables	Orden	Variable	B	E.T.	Wald	p
1	Longitud de las primarias sin estandarizar	3	LONP2	1,7704	0,713	6,171	0,0130
		4	LONP3	-2,2133	1,244	3,166	0,0752
		2	LONP8	-3,7179	2,282	2,654	0,1033
		1	LONP9	7,3239	2,911	6,331	0,0119
			Constante	-127,1679	45,063	7,964	0,0048
2	Longitud de las primarias estandarizadas con ecuaciones específicas	2	LONP2C	2,8928	1,025	7,966	0,0048
		1	LONP3C	-5,9077	2,656	4,949	0,0261
		4	LONP8C	-4,9037	3,123	2,466	0,1163
		3	LONP9C	7,7646	3,306	5,515	0,0189
			Constante	18,5016	66,252	0,078	0,7800
3	Distancia desde la punta de cada primaria		DISP1	0,7926	0,294	7,290	0,0069
			Constante	-23,8516	8,262	8,335	0,0039
4	Longitud del ala hasta cada primaria		LA5	0,9720	0,338	8,255	0,0041
			Constante	-56,3785	19,120	8,695	0,0032

El primer modelo se ha generado a partir de la longitud de las primarias sin estandarizar y selecciona cuatro variables que corresponden a los pares de plumas P9-P8 y P2-P3, por este orden. El modelo 2, basado en la longitud de las primarias estandarizadas, selecciona las mismas variables aunque cambia el orden de selección de las plumas --P3-P2 y P9-P8. El modelo 3, se genera a partir de la distancia desde la punta de cada primaria y selecciona únicamente P1 y el modelo 4, basado en la longitud del ala hasta cada primaria selecciona P5. No se puede generar ningún modelo significativo a partir de las longitudes alares estandarizadas. La proporción de clasificaciones correctas calculada a partir de una probabilidad de corte de 0.5, es para los Modelos 1 y 2 del 98.3% de los individuos del

Prat y el 75% de los franceses, es decir, un 95.5% de clasificaciones correctas globales. Sin embargo el Modelo 2, a pesar de ser tan bueno como el 1, no puede aplicarse en la práctica para clasificar individuos ya que se desconoce la población a la que pertenecen y este conocimiento previo es necesario para estandarizar las variables. Los Modelos 3 y 4 solo clasifican correctamente el 12.5% y el 25%, respectivamente de los franceses por lo que no son muy útiles. Así pues, el único modelo de regresión logística con aplicación práctica para clasificar a los individuos en estas dos poblaciones es el primero, basado en la longitud de las primarias sin estandarizar.

Para determinar el punto óptimo de corte que permita el mayor número de clasificaciones correctas en este modelo, se ha representado cómo varía la proporción de clasificaciones correcta para cada población en función de la probabilidad de corte (Fig.5). Esta probabilidad óptima es 0.45, pues permite clasificar correctamente el 96.6% de los individuos del Prat y el 87.5% de los de Camarga.

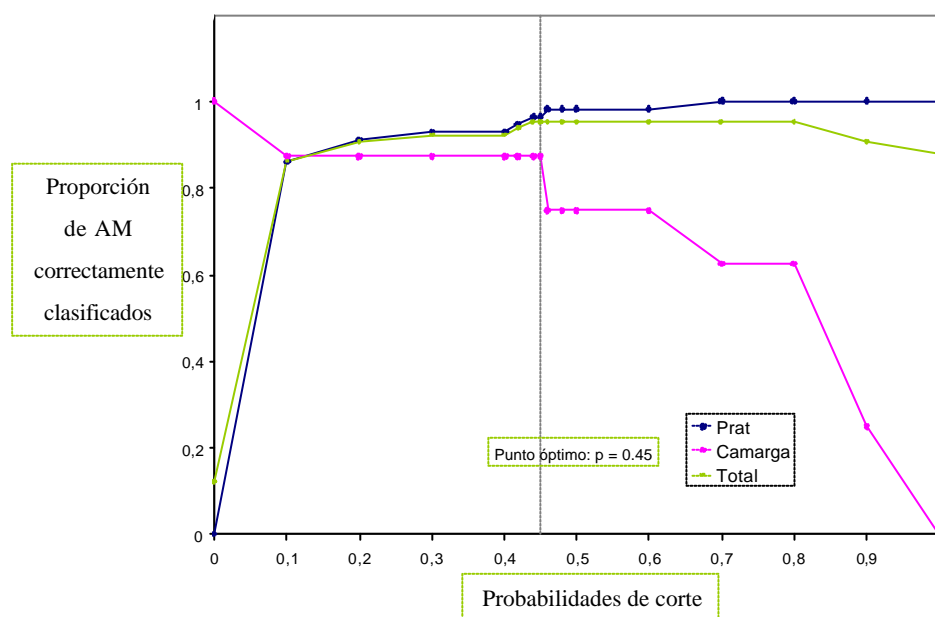


Figura 5. Representación gráfica de la variación del porcentaje de clasificaciones correctas en ambas poblaciones en el Modelo 1 (Tabla 21), basado en la longitud de las primarias sin estandarizar. La línea vertical muestra el punto óptimo de corte.

Los Modelos 1 y 2, presentan signos opuestos en los coeficientes de las plumas adyacentes (P2-P3 y P8-P9). Para su interpretación se ha representado gráficamente las relaciones

entre ambos pares de plumas en la Figura 6. En esta figura puede observarse, por una parte, que los Carricerines reales franceses tienen los pares de plumas P2-P3 (Fig.6.a) y P8-P9 (Fig. 6.c) mayores en promedio que los nativos del Prat. Sin embargo, aquellos individuos de la población francesa que presentan, por ejemplo, longitudes de P2 similares a los de la población del Prat tienden a tener longitudes de P3 menores que éstos. Es decir, una P2 relativamente larga junto con una P3 relativamente corta aumenta las probabilidades de que el individuo proceda de la Camarga, y de ahí los signos opuestos de los coeficientes de estas plumas en la regresión logística. Otro tanto puede decirse del par P8-P9, una P9 relativamente larga junto a una P8 relativamente corta aumentan la probabilidad de que se trate de un individuo de Francia.

Este patrón se observa aún más marcado en las gráficas de las longitudes de las primarias estandarizadas para la misma longitud de ala (Fig. 6.b y 6.d).

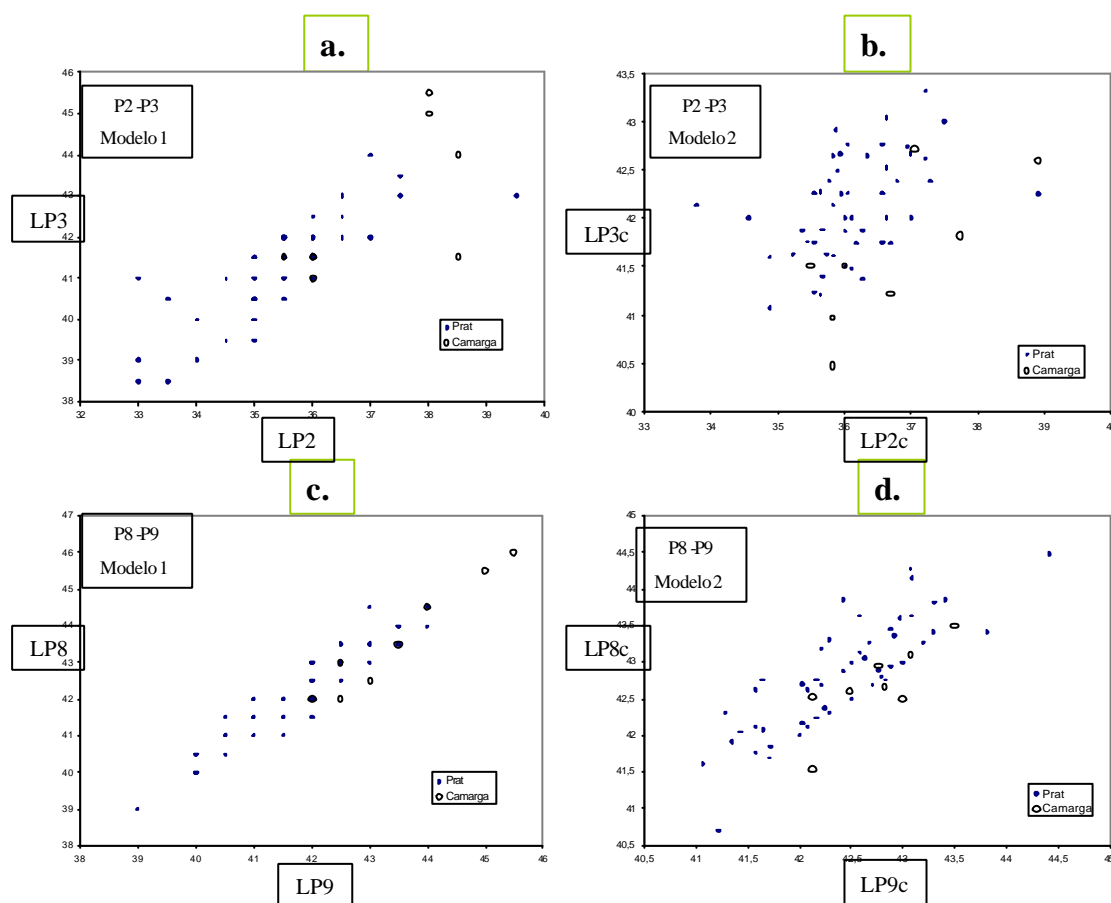


Figura 6. Representación gráfica de las relaciones entre las plumas P2-P3 y P8-P9 a,c -sin estandarizar- y b, d-estandarizadas para una longitud de ala de 56 mm.

7. Aplicación de la biometría al análisis de las tendencias poblacionales y fenología migratoria del Carricerín real.

7.1. Clasificación de los Carricerines reales en poblaciones.

En este último apartado se clasifica en poblaciones el total de individuos capturados en el Prat desde el inicio del estudio, ya que según se ha visto en el apartado anterior es posible obtener un modelo de Regresión Logística (Tabla 21) que permite diferenciar una alta proporción de Carricerines reales del Prat y de Camarga. No obstante para aumentar más el porcentaje de clasificaciones correctas se ha definido cinco criterios de clasificación de forma jerárquica, de manera que cuando un individuo no se puede clasificar por un criterio, se aplica el siguiente. Estos criterios son, por orden de mayor a menor jerarquía:

(1) Se consideran nativos del Prat los que presentan al menos una captura entre el 16 de marzo y el 31 de agosto (1.813 individuos) y se consideran franceses los capturados con su respectivo remite (11 individuos).

(2) Atendiendo a la ecuación derivada del Modelo 1 de Regresión Logística basado en las longitudes de los pares de plumas P9-P8 y P2-P3, aplicada a individuos que tienen fórmula alar y que presentan capturas entre el 1 de septiembre y el 30 de abril. Se clasifican así 155 individuos.

(3) Según la ecuación derivada del Modelo 4 de Regresión Logística basada en la longitud de ala máxima, aplicada a individuos que no tienen fórmula alar y presentan capturas entre el 1 de septiembre a 30 de abril. Se clasifican así 187 individuos.

(4) Individuos anillados en otras localidades ibéricas, y recuperados en Prat, se consideran nativos (43 individuos) ya que esas recuperaciones ocurren generalmente en época de cría (ver Capítulo 4).

Tras aplicar los criterios anteriores, quedan 17 individuos sin clasificar.

7.2. Fenología de invernantes.

Las figuras 7 y 8 representan la distribución temporal de las capturas de nativos y franceses para el periodo de septiembre a abril en CIBIMA y Sèquia Vella, respectivamente.

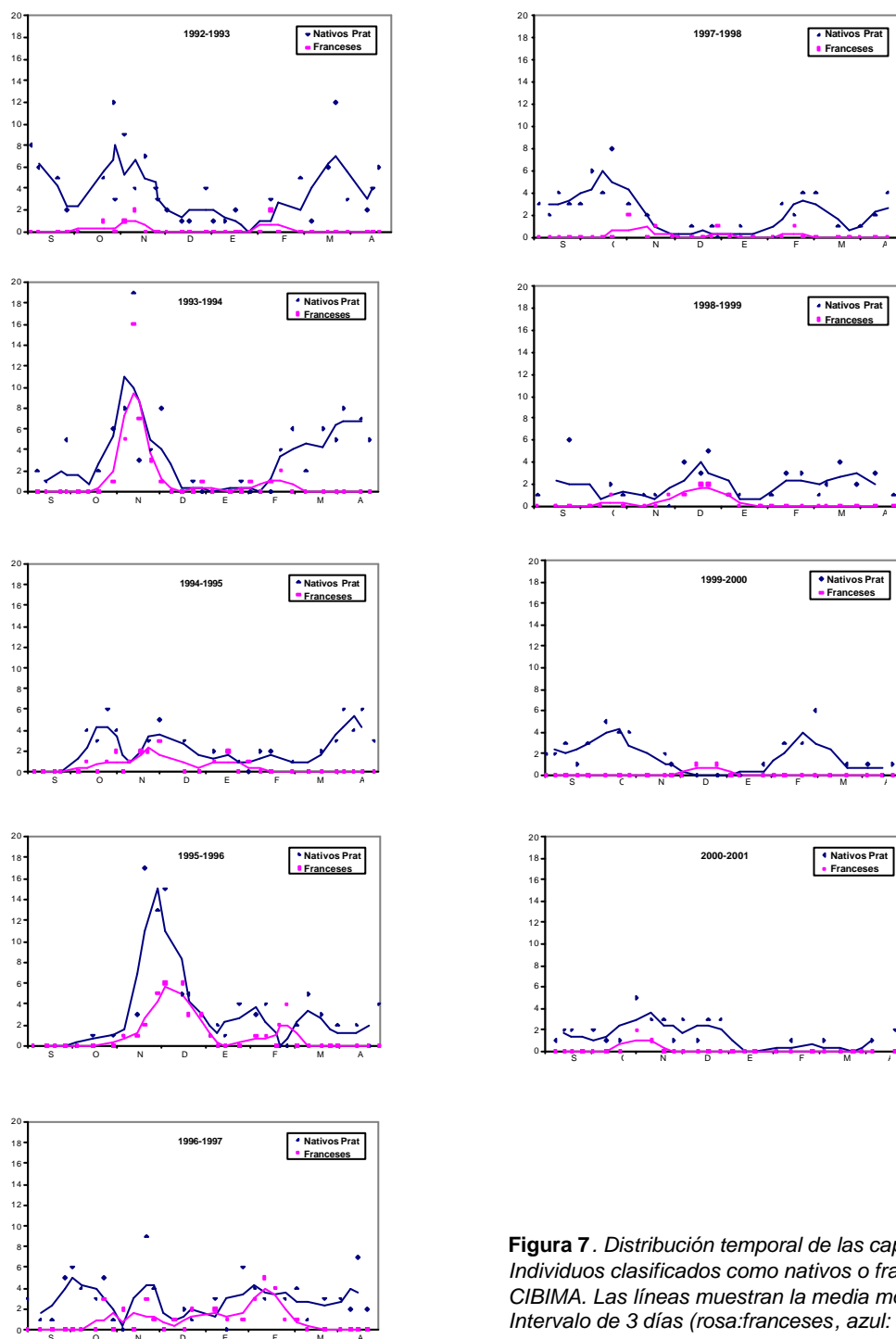


Figura 7. Distribución temporal de las capturas de individuos clasificados como nativos o franceses en CIBIMA. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días (rosa: franceses, azul: Prat).

Las gráficas de la Fig.7 muestran frecuentemente en CIBIMA un patrón bimodal, pues aparece un pico de Carricerines reales franceses en otoño, unos años adelantado hacia octubre y otros entre noviembre y diciembre, y otro menos marcado en febrero. Esta circunstancia se observa desde el invierno del 92-93 al del 95-96, y se suaviza hasta su práctica desaparición entre los inviernos del 96-97 al del 00-01. En los primeros años se observa un paso importante de individuos que no se queda a invernar, pero a partir del 97-98 este paso queda reducidísimo. En Sèquia vella (Fig. 8) las capturas de Carricerines reales franceses tienden a ser más escasas y no se ven nunca tan marcados los picos de noviembre y de febrero como en CIBIMA.

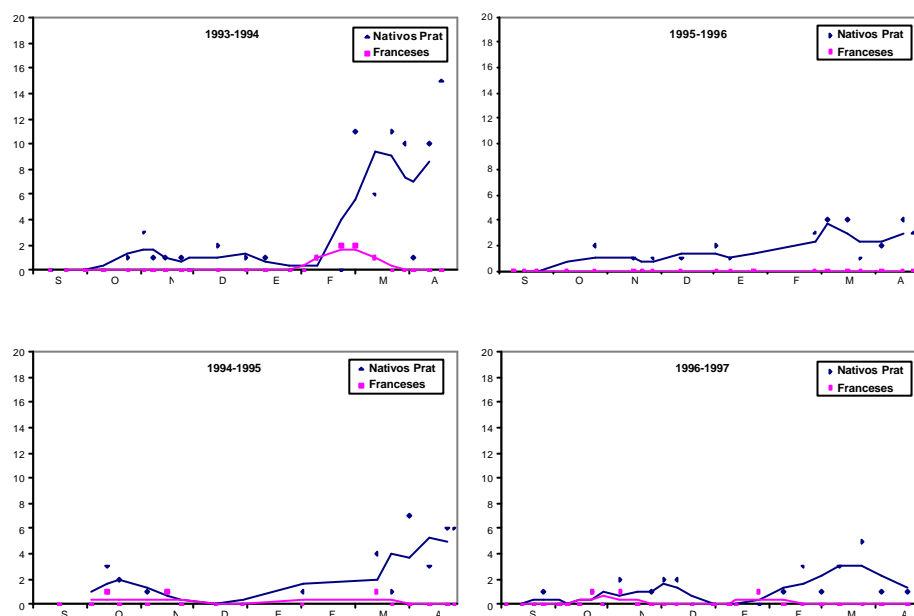


Figura 8 Distribución temporal de las capturas de individuos clasificados como nativos o franceses en Sèquia Vella. Las líneas muestran la media móvil para un intervalo de 3 días (rosa: franceses, azul: Prat).

La figura 9 muestra la variación interanual del índice de abundancia medio de Carricerines reales identificados como franceses (línea rosa) y como nativos (línea azul) capturados en CIBIMA y Sèquia Vella durante los meses centrales de invernada (diciembre y enero). CIBIMA presenta importantes fluctuaciones interanuales con un pico importante en el invierno del 95-96. En Sèquia Vella, en cambio, estas fluctuaciones no son tan acusadas. Un test de muestras emparejadas de Wilconxon muestra que en CIBIMA el contingente

invernante de nativos del Prat es mayor que el de los franceses ($Z= 2.549$; $p= 0.011$). Existe una correlación significativa entre la abundancia invernal de nativos y franceses ($r = 0.672$; $p= 0.047$) en CIBIMA.

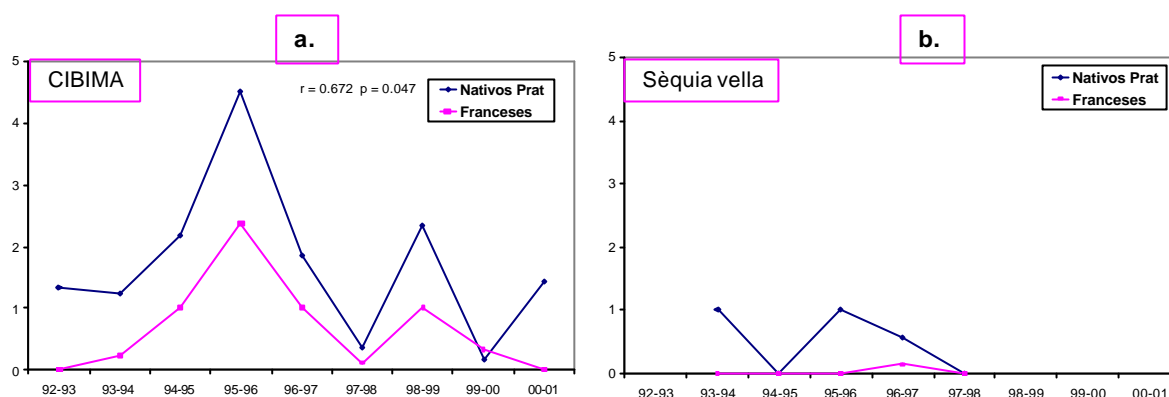


Figura 9. Índice de abundancia media durante la invernada –diciembre y enero-- de Carricerines reales franceses (línea rosa) y nativos (línea azul) en el Prat de Cabanes-Torreblanca. **a.** CIBIMA. **b.** Sèquia vella. En Sèquia vella el índice del invierno 97-98 se ha calculado a partir de las jornadas de anillamiento de diciembre.

Los picos de supuestos nativos del Prat que muestran las Figuras 7 y 8 podrían corresponder a la aparición de individuos que no se han recapturado nunca en época de cría, a nativos que sí se han recuperado o a individuos procedentes de otras localidades (Delta, Peñíscola, Moro, Albufera, Empordà ...) que son muy similares en biometría a los del Prat. Para identificar los Carricerines reales diferentes, se seleccionan los "supuestos" nativos del Prat, según los criterios de clasificación anteriormente señalados, y se representan en la Figura 10 en línea azul. A estos se les superponen los clasificados como nativos "seguros" del Prat según el criterio número 1 (capturados al menos una vez entre el 16 de marzo y el 31 de agosto) y se representan en línea rosa. Globalmente no parece haber grandes diferencias entre los picos de ambos conjuntos lo que vendría a confirmar que la mayor parte de éstos lo integran individuos invernantes nativos del Prat. Comentario especial requiere el pico de 10 individuos en un día de noviembre del 93 y un pico de tres días en 95 que podrían corresponder a individuos sin recapturas en el Prat procedentes de otras áreas y que por algún motivo se concentraran en CIBIMA. En el resto de invernadas apenas hay separación de líneas.

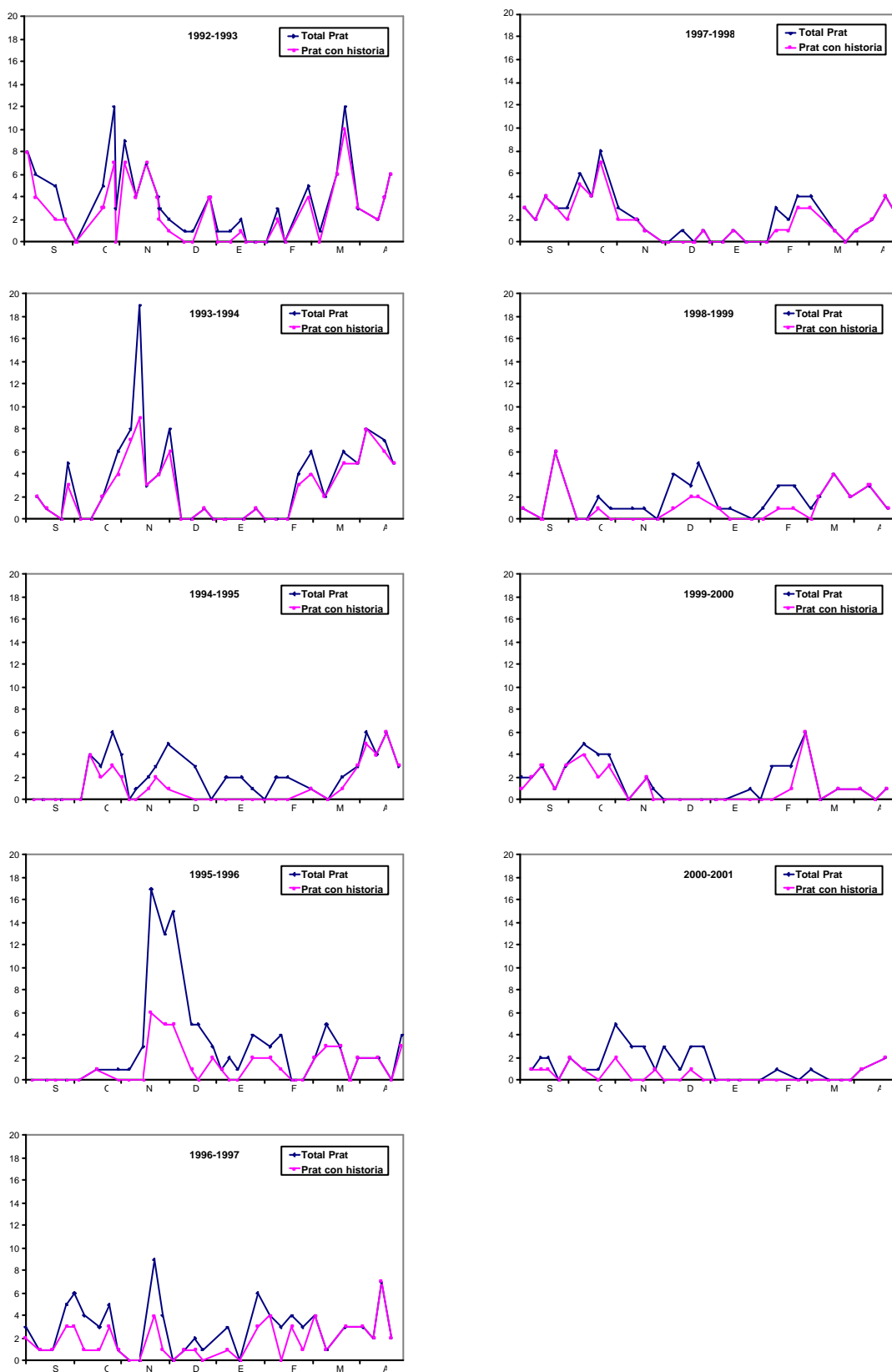


Figura 10. Carricerines reales considerados nativos del Prat en función de los criterios definidos en el texto. En azul se muestra el total y en rosa los nativos seguros clasificados por su historia.

Para presentar el patrón general de invernada del Carricerín real durante todos los años de Esfuerzo Constante en el Prat, según la clasificación de individuos realizada atendiendo los criterios señalados en el apartado 7.1, se ha representado en la Fig.11, la distribución de las capturas de individuos clasificados en poblaciones francesa y nativa en CIBIMA y Sèquia Vella.

Los individuos franceses (Fig. 11 a-c) aparecen en el Prat durante la segunda semana de octubre, presentando un pico importante durante el mes de noviembre y progresivamente reduciendo su presencia en diciembre hasta llegar a niveles mínimos en enero. Vuelven a incrementar su presencia durante febrero y abandonan la zona durante la primera quincena de marzo.

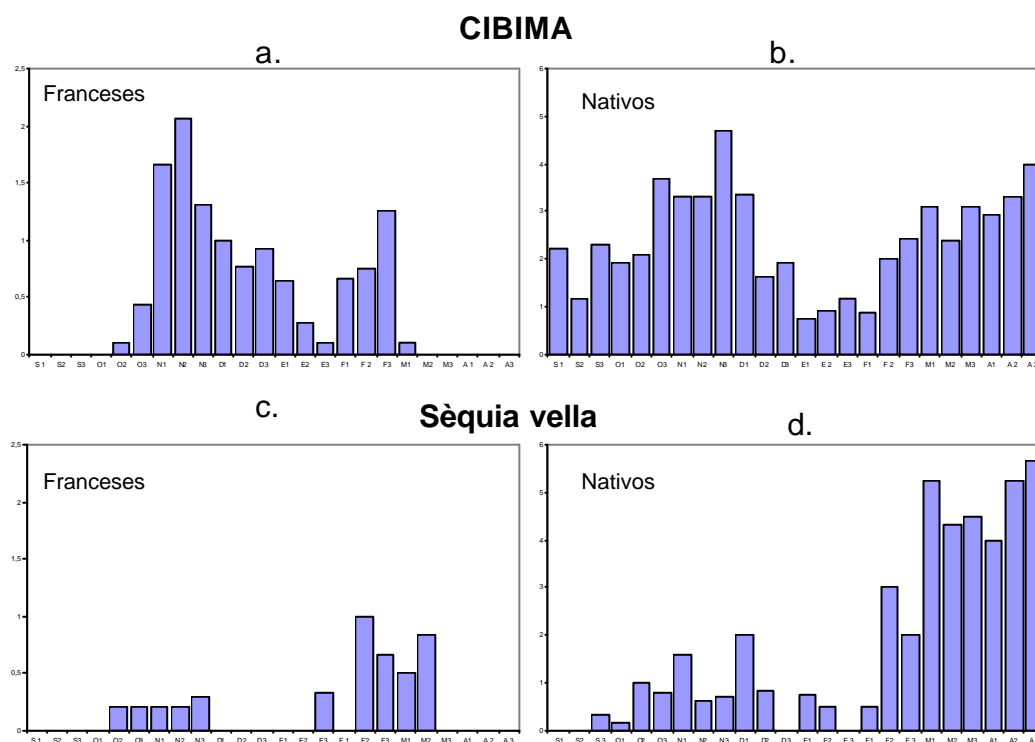


Figura 11. Número medio de Carricerines reales invernantes en el Prat agrupados por decenas de jornadas de esfuerzo constante. **a** y **b**: capturas de franceses y nativos en CIBIMA. **c** y **d**: capturas de franceses y nativos en Sèquia vella.

Las gráficas muestran diferencias importantes en la distribución de individuos franceses entre las dos estaciones. En la primera parte de invernada la mayor concentración de individuos tiene lugar en CIBIMA. En Sèquia vella su abundancia durante este periodo es

muy baja, llegando a desaparecer entre diciembre y la primera mitad de enero. Sin embargo el pico de invernantes del mes de febrero es prácticamente igual en ambas áreas alargándose en Sèquia vella incluso hasta la segunda quincena de marzo.

La población de Carricerines reales nativos (Fig. 11 b y c), que está presente en el Prat durante todo el periodo analizado, muestra una distribución invernal con dos picos. Uno centrado en los meses de octubre y noviembre, y otro en febrero y marzo. Hay una reducción importante de este contingente durante diciembre y enero. Las diferencias entre las dos estaciones son muy marcadas en los primeros meses de invernada, presentado CIBIMA una concentración de individuos tres veces superior a la de Sèquia vella. A finales de invierno, entre los meses de febrero y marzo, la distribución de este contingente se iguala en ambas y hay una mayor concentración de éstos al inicio de la primavera, posiblemente, ya de nidificantes, en Sèquia Vella.

C. DISCUSIÓN.

1. Biometría de la población de Carricerines reales del Prat y comparación con otras poblaciones europeas.

Los análisis muestran que entre los Carricerines reales machos y hembras del Prat hay dimorfismo sexual. No obstante, las diferencias son poco operativas a la hora de sexar individuos directamente en el campo debido a la superposición de rangos. Se ha explorado la posible existencia de diferencias biométricas entre los nidificantes de Sèquia Vella y CIBIMA, debido a que hay argumentos que podrían apoyar que una estación es “mejor” que la otra. De hecho ambas estaciones no coinciden en las fechas de reproducción, ni en la composición de su estructura vegetal, ni en sus respectivos comportamientos hídricos. Pero se ha visto que, en términos generales, los individuos de ambas áreas son prácticamente iguales. Únicamente ha habido diferencias en el ala máxima de los machos tras la 2ª muda o posteriores (Tablas 7 y 8) y no en P3. Esta pequeña diferencia podría estar indicando la aparición de machos pequeños en CIBIMA en años de sequía que bajaran la media.

Las poblaciones nidificantes de Carricerín real del Prat, Fondó d'Elx y Delta de l'Ebre muestran diferencias biométricas entre ellas (Tabla 12). En concreto, la del Fondó es mayor que la del Prat en ala y tarso, no en P3 (Tablas 13, 14 y 15). Descartadas posibles diferencias en la forma de medir (Tablas 16 y 17) este mayor tamaño requiere una explicación. Una posible hipótesis sería que previamente a los cambios ambientales que ha experimentado el Fondó en las últimas décadas la población fuera mayor y se redujera con el tiempo debido a la disminución de la calidad del agua y la alteración del hábitat. Este proceso podría haber producido una selección de los individuos más grandes al intensificarse la competencia por los cada vez más escasos hábitats apropiados.

La población de Carricerines reales catalanes -mayoritariamente del Delta de l'Ebre- también difiere de la del Prat en ala y peso. No obstante, su reducido tamaño de muestra, el que la mayoría de individuos no estén sexados y que se haya tenido que aplicar la ecuación de corrección en ala máxima por razones de homogeneidad sugiere que las conclusiones que se deriven se tomen con cautela.

En relación a otras poblaciones europeas de Carricerín real, en la Tabla 22 se recopilan las referencias biométricas de otras poblaciones europeas. Concretamente, en las de la Camarga (Bibby, 1981) no se especifican diferencias entre sexos ni entre edades ya que se exploran las diferencias de contorno alar --que no aparecen en la tabla-- entre tres *Acrocephalus*, el Carricerín real (*A. melanopogon*), migrante parcial de corta distancia, Carricerín común (*A. schoenobaenus*) y Carricero común (*A. scirpaceus*), migrantes totales de larga distancia. No obstante, la media de 55.2 mm de ala máxima que muestra la tabla está por debajo de la media correspondiente a las recuperaciones de individuos franceses en Prat y Delta de l'Ebre (Tabla 19). Podría ser que los 25 individuos referidos incluyeran jóvenes antes de la 1ª muda con alas más cortas. En peso no presentan diferencias.

Parece ser, según el autor (Guzzon, 1997), que los datos biométricos de individuos italianos corresponden a 66 individuos procedentes de la población austrohúngara del lago Neusiedler capturados durante 8 años entre octubre y abril en un área del noreste italiano (Friuli- Venezia Giulia). Dichas medidas, pues, las consideraremos conjuntamente a las que refieren para el mismo lago austrohúngaro Leisler (1972) y Glutz (1991)

correspondientes a individuos adultos. Se indica que el ala máxima de los jóvenes es una media de 2.5 mm más corta.

En esta población también hay dimorfismo sexual entre machos y hembras como ocurre en el Prat y el Fondó. La media en todas las medidas, tanto en machos como en hembras, es siempre mayor que las del Prat, Fondó (Tabla 13 y 14) y que las de los individuos recuperados franceses (Tabla 19).

Tabla 22. Medidas biométricas pertenecientes a otras poblaciones europeas.

Variables	Francia Camarga (Bibby, 1981)		Italia Friuli-Venezia (Guzzon, 1997)			Austria Lago Neusiedler (Leisler, 1972)				España Valencia (Cramm, 1992)			España Mallorca (Cramm, 1992)				
	sd		sd	Rango	Machos	sd	Rango	Hembras	sd	Rango	sd	Rango	sd	Rango			
n	25		66		15			8			4			9			
Ala (CM)	55.2	1.63	59.73	1.58	56-63.5	60.4	1.5	58-64	56.6	0.9	55.0-58.2	56.0	0.71	55-57	57.0	1.12	55-59
Cola						53.2	1.7	49.6-55.6	49.5	1.1	49.0-50.7	44.5	1.47	43-47			
Peso (g)	10.2	0.51	11.81	1.11	9.5-14.6	12.1	0.6	11.2-13.0	11.9	1.2	10.2-14.0						
Tarso			21.29	0.73	18.8-23	21.0	0.5	19.8-21.8	20.5	0.3	19.9-21.0	20.5		20.2-20.9	21.2	0.64	20.1-21.9

Los datos de otras dos poblaciones españolas, corresponden, en el caso de Valencia (Cramm, 1992), a una muestra de 4 individuos no sexados capturados en el mes de junio, cuyas medidas no difieren en relación a los individuos del Prat y Fondó. Las medidas de los 9 individuos de Mallorca, pertenecientes a la población de S'Albufera, corresponden a machos adultos capturados entre mayo y junio (Cramm, 1992), y sus rangos están 1 mm por encima de los del Prat y casi 1mm por debajo de los del Fondó. No obstante el pequeño tamaño de ambas muestras requiere cautela en las conclusiones.

2. Cambios biométricos con la edad.

Los Carricerines reales crecen con la edad (Tabla 5). Hay medidas que se mantienen prácticamente estables desde el nacimiento, como ocurre con el tarso (Pascual y Senar, 1996; Figuerola y Gutiérrez, 2000) y otras que varían bien cualitativamente, como el color de iris y las marcas linguales (Obs. pers; Glutz, 1991; Figuerola y Gutiérrez, 2000), o bien cuantitativamente, como es el caso de las plumas o el peso. El aumento de tamaño en ala (cuerda máxima) y P3 tiene lugar en la 1ª y 2ª mudas y se estabiliza en las posteriores

(Tablas 9 y 10). En ambas variables, los machos aumentan más que las hembras en la 1ª muda (2.5% y 1.3%, respectivamente), mientras que éstas crecen más que ellos en la 2ª invirtiendo las proporciones. Este hecho sugiere que alcanzar con prontitud mayor longitud alar sería más importante para los machos porque podría aportarles ventajas en la competencia por los territorios o las hembras. De hecho, en estudios sobre crecimiento alar realizados con Papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) (Potti, 2000), también se relaciona el aumento de ala de los machos con las ventajas derivadas de un asentamiento temprano en la migración primaveral. Recuperaciones en invernada confirman que el crecimiento del ala se da también en individuos de otras poblaciones (Figuerola y Gutiérrez, 2000). Los resultados conjuntos en cuanto a peso (Tabla 11), muestran un aumento tras la 1ª muda, mientras que tiende a permanecer estable en los dos años posteriores. Por el contrario, existe una tendencia significativa, a pesar de la escasez de datos, a que el peso medio disminuya tras la 4ª muda, lo que podría ser debido a posibles procesos de senescencia. Estudios de la Golondrina común (Moller y De Lope, 1999) y de Carricero común (Merom et al. 1999) apoyarían esta hipótesis, si bien en el Carricerín real requeriríamos de más información (mudas posteriores y mayor muestra) para validar dicha tendencia.

Investigaciones realizadas en diferentes especies de aves hipotetizan sobre el papel que juegan en el proceso de crecimiento del ala otras variables. Ontiveros (1995) en *Buteo buteo* ha observado que las oscilaciones experimentadas por las plumas durante su desarrollo pueden ser el resultado de la incidencia conjunta de factores tróficos y ambientales, sin mostrar una relación directa y clara con ninguno de ellos. Esto mismo parecen sugerir nuestros los resultados en Carricerín real tras explorar que el ala de adulto está débilmente determinada por el ala de joven, motivo por el cuál, podrían jugar un papel importante en el crecimiento del ala las condiciones ambientales. En esta misma línea, Potti (2000) estudia la longitud del ala y de la 1ª pluma primaria en *Ficedula hypoleuca* como índice de crecimiento del plumaje en vuelo y apunta que la existencia de fuentes de parecido en el crecimiento de las plumas alares pueden debidas a los genes, al ambiente común y, presumiblemente, a la calidad del territorio. Villarán (2001) concluye que son las razones climáticas derivadas de la altitud las responsables de que los machos de *Cinclus cinclus* sean más grandes en un sitio que en otro relativamente cercanos.

Otros estudios muestran que en algunas especies tener alas cortas y pesar poco puede ser el resultado de una mala alimentación y tener consecuencias negativas y por el contrario, en otras, las alas cortas en el joven pueden aportarles maniobrabilidad a la hora de esquivar posibles predadores (Alatalo et al. 1984; Merom et al. 1999; Figuerola y Gutiérrez, 2000) o ventajas en la búsqueda de alimento (Weiner, 2002).

3. Biometría de las poblaciones de invernantes.

Entre los individuos seleccionados de las poblaciones del Prat, Fondó y Delta, analizadas durante los meses centrales del invierno (diciembre y enero) no se detectan diferencias (Tabla 18). No obstante dichos análisis se han realizado mezclando edades y sexos para respetar la homogeneidad. En lo que respecta a la población invernante francesa, los resultados muestran una tendencia a que los recuperados en Catalunya (mayoritariamente en el Delta de l'Ebre) sean algo más grandes, en promedio, a los que se recuperan en el Prat (Tabla 19). Esto podría indicar, al igual que ocurre en otras especies passeriformes (Santos, 1980; Asensio, 1983; Cantos, 1992), 1) que los jóvenes, que son más pequeños, se desplacen más hacia el sur que los adultos o 2) que se diera una diferencia entre sexos, de manera que las hembras se desplazaran más al sur y los machos se quedasen más al norte. Ambas hipótesis no son incompatibles por lo que podrían ocurrir los dos procesos al mismo tiempo, pero no se dispone actualmente de información suficiente para valorar estas posibilidades.

Como se ha visto en el Capítulo 3, el Prat es un área en donde parte de la población nidificante coincide con contingentes invernantes, sobretodo procedentes de los humedales del sur de Francia (Herault y Camargue). Por tanto, resulta de interés explorar el ajuste de modelos de diferenciación morfométrica para identificar los individuos de ambas poblaciones tomando como referencia la fórmula alar.

Se han aplicado varios procedimientos para cuantificar la forma del contorno alar a los individuos procedentes de las poblaciones de Carricerín real de Camarga y del Prat. Y tanto con el método de Senar et al (1994) y Lleonart et al (2000) como el seguido por Pérez-Tris et al. (2000) y Tellería et al (2001) o el basado en considera la longitud de las

primarias sin estandarizar, se llega a la conclusión de que el contorno alar de ambas poblaciones tiene la misma forma (Figs. 2 y 3). Los análisis multivariantes (Tabla 20) realizados a partir de estas medidas han producido gradientes de variación similares en los dos primeros procedimientos pero diferente en el tercero, sin embargo no sirven para identificar qué individuos pertenecen a una u otra población.

En los dos primeros procedimientos el primer eje (F1) de ACP representa la variación en la longitud del ala hasta la punta de las primarias que se encuentra en posición exterior respecto a la punta del ala, mientras que F2 representa lo mismo referido a las primarias que se sitúan por detrás de la punta del ala. En el ACP basado en la longitud de las primarias, las que tienden a variar conjuntamente son las que se insertan próximas. Así P2 y P3, cuya longitud tienden a covariar surgen de la 1ª falange del 1^{er} dedo, mientras que P5 a P10 lo hacen del metacarpo (Jenni y Winkler, 2000).

Ha sido posible desarrollar modelos de Regresión Logística significativos que permiten estimar la probabilidad de que un individuo pertenezca a la población del Prat o a la francesa a partir de las medidas de algunas plumas concretas (Tabla 21). Así, el modelo basado en las longitudes de las primarias sin estandarizar permite clasificar correctamente durante la invernada el 96.6% de los individuos del Prat y el 87.5% de los de Camarga para una probabilidad de corte de 0.45 (Fig. 5). El modelo 2, basado en la longitud de las primarias estandarizadas también clasifica correctamente una elevada proporción de individuos pero no puede aplicarse en la práctica ya que requiere conocer precisamente el origen del individuo para determinar la ecuación de corrección a aplicar. En ambos modelos son determinantes los pares de plumas P9-P8 y P2-P3, que aunque siempre son mayores en promedio en la población francesa (Fig. 6) sus longitudes relativas contribuyen a diferenciar las poblaciones. Llama la atención que Carricerines reales franceses con P2 y P9 similares a los del Prat, sus respectivas P3 y P8, tiendan a medir menos que las de aquellos. Esto podría responder a la existencia de diferencias morfológicas en los huesos donde se insertan las plumas. Podemos hipotetizar que puesto que ambas poblaciones tienen la misma forma del ala, ésta probablemente es ventajosa por algún motivo. Entonces, para mantener la misma forma del ala con morfologías óseas algo diferentes, las longitudes de las plumas mencionadas deberían ser algo diferentes.

4. Implicaciones de la biometría en las tendencias poblacionales y la migratología del Carricerín real.

Como se ha visto en el apartado anterior, la biometría y los criterios basados en la historia de capturas de los individuos permiten clasificar con cierta seguridad a la inmensa mayoría de los Carricerines reales que en uno u otro momento año se encuentran en el Prat, lo que nos ha permitido representar la variación invernal de la abundancia de la población nativa del Prat y la francesa por separado. Los resultados han mostrado que en otoño las abundancias de ambas poblaciones son muy parecidas, mientras que en invierno la abundancia de los nativos es siempre mayor que la de los invernantes franceses.

La disminución de invernantes a partir del invierno del 96-97, ya sugerida en el capítulo de tendencias poblacionales (Cap.3), podría responder a varias causas. Que fuera la población nativa del Prat la que disminuyera o que fueran ambas. En el primer caso, el hecho de que los nativos del Prat hayan disminuido está apoyando una disminución de éstos también en invernada.

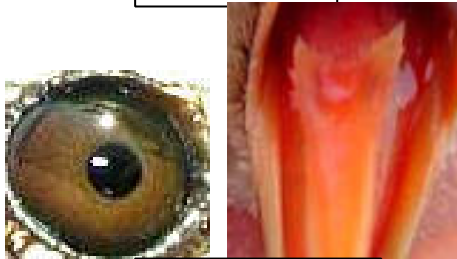
Por su parte, una reducción de las dos podría sugerir varias hipótesis. Podría pensarse que la población francesa disminuye paralela a la del Prat, hecho poco probable ya que las referencias bibliográficas (Rocamora y Yeatman-Berthelot, 1999) la consideran estable. O que hubiera ocurrido algo en el Prat que disminuyera la capacidad de acogida y no les resultara atrayente quedarse durante un tiempo en la zona. O hasta incluso pensar en que estuvieran cambiando sus hábitos migratorios y cada vez fuera menor la fracción de migrantes procedentes de Francia.

La escasez de capturas de individuos franceses en el periodo central del invierno (Fig.11) también viene a confirmar lo señalado en el capítulo de migratología (Cap.4) al analizar la ausencia de controles en estas mismas fechas. Este resultado apoyaría la hipótesis sugerida de que la mayoría de esta población no se queda en el área a invernarse, desplazándose a otros humedales de más al sur. Más complejo resulta hipotetizar sobre las oscilaciones de la abundancia de los individuos nativos durante el invierno ya que desaparecen casi por

completo al finalizar la época de cría, reaparecen en otoño, coincidiendo con la llegada de invernantes franceses, disminuye nuevamente su presencia en los meses centrales de invierno y retornan al área a criar a finales de febrero, principios de marzo. Una hipótesis probable que puede responder a este ir y venir de los nativos es su oportunismo. El Carricerín real podría disponer de hábitats alternativos en el mismo Prat que seleccionaría en función de la disponibilidad de alimento que presentaran dichas áreas en cada momento. De hecho, es relativamente fácil observar individuos “concentrados” en la zona de la depuradora durante el invierno, justo al final del transecto de CIBIMA, en un canal de drenaje con agua constante y presencia abundante de eneas y carrizos, en momentos en los que ni se le ve ni se le captura donde se ubican las redes.



Adulto
(2266 días)



Joven edad 5
(260 días)



Joven edad 3

Datando



Foto: Gregorio Ros



**Tomando medidas
biométricas**

CAPÍTULO 6

SUPERVIVENCIA

INTRODUCCIÓN.

El crecimiento de una población es el resultado del balance entre las entradas producto de la reproducción o la inmigración, y las salidas ocasionadas por la muerte o la emigración. Cuantificar estos procesos es pues básico para comprender la dinámica de una población concreta, pero requiere un estudio intensivo generalmente basado en el marcaje de los individuos.

En las últimas décadas el desarrollo de modelos matemáticos aplicados a estimar la probabilidad de supervivencia a partir de datos de marcaje y recaptura ha experimentado un desarrollo muy importante, que se ha visto además acompañado por un el acceso a programas especializados y flexibles que permiten ajustar modelos complejos a este tipo de datos (Lebreton et al. 1992, Lebreton 2001). Sin embargo, todavía son relativamente escasas las bases de datos de calidad, es decir, con un número suficiente de individuos marcados y un seguimiento temporal largo.

En el capítulo 3 hemos visto cómo los transectos realizados a lo largo del periodo de estudio muestran una brusca disminución de la abundancia del Carricerín real en el año 1994 o 1995, según se trate de las estaciones de Sèquia Vella o CIBIMA. Sería obviamente muy importante conocer las causas de tal descenso poblacional, aunque no resulta fácil. En principio, puede deberse a una disminución de la probabilidad de supervivencia, a un descenso de la fecundidad o a una combinación de ambos procesos. Aunque en este estudio no disponemos de medidas directas del éxito reproductor, ya que no se ha realizado un seguimiento de nidos de la especie, el funcionamiento de las estaciones de anillamiento con esfuerzo constante, especialmente la de CIBIMA que comenzó en 1990, ha generado una importante base de datos de anillamientos y recapturas que puede utilizarse para estimar tasas de supervivencia.

Además de un interés práctico relacionado con la conservación, como en este caso, o con la explotación racional de poblaciones naturales entre otras posibilidades, conocer las tasas

de supervivencia resulta de gran interés en biología evolutiva (Stearns 1992). La intensidad de la mortalidad que soporta una especie y cómo se distribuye ésta entre edades son factores que contribuyen a explicar la evolución de las diferencias en las historias de vida que se observan entre especies.

El método comparativo puede aportar hallazgos importantes en ecología evolutiva, y para ello es necesario disponer de estimas de supervivencia de un número elevado de especies que difieran en rasgos de su forma de vida (Bennet y Owens 2002), lo que es especialmente interesante cuando se trata de especies emparentadas. En Europa el género *Acrocephalus* incluye un grupo de varias especies de passeriformes palustres que difieren en tamaño, estrategia migratoria (migrantes trans-saharianos o de corta distancia, como el Carricerín Real) y sistema de apareamiento entre otras cosas. Por tanto, disponer de estimas de supervivencia para todas estas especies y en diversas poblaciones dentro de su área de distribución creemos que sería importante para ayudar a comprender los factores que influyen sobre las tasas de supervivencia en passeriformes. Dentro de este grupo, la especie de la que mejor se conoce su supervivencia y los factores que afectan a su variación anual es el Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*), estrechamente emparentado con el Carricerín Real, objeto de esta tesis pero a diferencia de él migrante de larga distancia (Peach et al. 1991). Existe también alguna información referente al Carricero Común (*A. Scirpaceus*) (Baillie y McCulloch 1993).

En los modelos de marcaje-recaptura que vamos a utilizar no es posible distinguir si un individuo emigra permanentemente del área o ha muerto, por lo que la supervivencia que se estima se denomina con mayor probabilidad supervivencia aparente, ya que la presencia de individuos de paso (“transients” o transeúntes) que difícilmente se vuelven a recapturar contribuye a sesgar esta estima hacia valores inferiores a la supervivencia real. Por ello es importante tratar de excluir de los ficheros de datos a estos individuos y comprobar si existe evidencia de su presencia mediante los tests adecuados. Si estos tests detectan la presencia de transeúntes es necesario aplicar modelos que corrijan su efecto sobre la supervivencia (Pradel *et al.* 1997). Estos modelos se basan en estimar una supervivencia específica para el primer año (a_1) tras el marcaje de una cohorte, ya que es esta primera supervivencia la que se verá sesgada por la presencia de transeúntes. Las supervivencias de

los años posteriores (a2) pueden modelarse como una supervivencia común para todas las cohortes y corresponderían a las de los residentes ya que la inmensa mayoría de los de paso no se vuelven a recapturar nunca. En nuestro caso, como se ha visto en el capítulo 3, se detecta al final de la época de cría la presencia de un pico de capturas de adultos, probablemente en dispersión, que contribuirá a que sea necesaria la utilización de este tipo de modelos.

En este capítulo se pretende no solo estimar la supervivencia de jóvenes adultos de Carricerín Real, sino también detectar si ésta ha variado a lo largo del periodo de estudio de manera que pudiera ayudar a explicar el decrecimiento de su población en el Prat de Cabanes-Torreblanca. También se pretende detectar si existe alguna relación entre la supervivencia y variables ambientales. El nivel hídrico del humedal podría tener alguna influencia sobre la supervivencia a través, por ejemplo, de un efecto sobre la disponibilidad de alimento. Sin embargo, no se dispone de esa variable, por lo que utilizaremos la lluvia acumulada en los doce meses previos a la época de cría como una variable seguramente relacionada con el nivel de agua en el parque. Los inviernos muy fríos podrían también afectar a la supervivencia, presumiblemente de forma negativa, por lo que exploraremos también la relación entre la supervivencia y la media de las temperaturas mínimas de los meses más fríos, enero y febrero.

A. MATERIAL Y METODOS.

1. Selección de individuos a analizar.

Como se ha visto en otros capítulos, en el área de estudio están presentes durante determinados periodos del año individuos procedentes de otras poblaciones, o individuos de la misma población del Prat que se concentran en la estación de CIBIMA durante una parte del año. Es importante tratar de seleccionar un grupo de individuos que tengan una reducida probabilidad de emigración permanente del entorno del área de captura. Sin embargo, utilizar criterios muy exigentes para seleccionar estos individuos conduce rápidamente a una reducción del tamaño muestral que puede dificultar la detección de relaciones de la supervivencia con características de los individuos o variables ambientales.

Además, el Carricerín real es una especie de presencia prácticamente continua en el área de estudio, lo que determina la necesidad de seleccionar una ventana temporal de capturas para estimar la supervivencia interanual.

Por tanto, hemos realizado varias selecciones de individuos utilizando diferentes criterios con un grado variable de amplitud temporal en la selección de las capturas (Tabla 1). Estos criterios son de dos tipos para los individuos anillados como adultos:

1. Se define un periodo de tiempo y se consideran todas las capturas que hayan tenido lugar dentro del mismo, independientemente de cuando fue anillado cada individuo. Así, si un individuo fue anillado fuera de ese periodo, la primera captura de su historia a analizar corresponde a la primera vez que se captura dentro del periodo definido.

Se han considerado dos selecciones con dos periodos de tiempo:

del 16 de marzo al 31 de agosto

del 16 de marzo al 31 de julio.

2. Se define un periodo de tiempo para el anillamiento y otro para las posteriores recapturas del mismo individuo. Consideramos pues a un individuo perteneciente a la población de estudio si se anilla en ese periodo. El criterio para las recuperaciones puede ser entonces más amplio y se ha considerado en todos los casos que abarca desde el 1 de marzo al 31 de agosto.

Se han definido tres selecciones de individuos a partir del periodo de anillamiento:

Del 16 de marzo al 31 de mayo

Del 16 de marzo al 30 de junio

Del 16 de marzo al 31 de julio

Respecto a los individuos anillados como jóvenes se han obtenido dos selecciones en función del periodo de anillamiento (Tabla 1), mientras que las recapturas válidas han sido las ocurridas entre el 1 de marzo y el 31 de agosto. Dado que la especie no presenta dimorfismo sexual en coloración solo se ha sexado una parte de los individuos, mayoritaria en época de cría, a partir de la forma de la cloaca y la presencia de placa incubatriz. Se ha

explorado la posible existencia de diferencias entre sexos a partir del subconjunto de individuos sexados de las selecciones 1 (457 individuos) y 5 (126 individuos) de la Tabla 1.

Tabla 1. Resumen de los criterios utilizados para seleccionar individuos de la población local para los análisis de supervivencia y número de individuos que los cumplen en cada caso. Edad se refiere a la edad de anillamiento. En los dos primeros criterios la primera captura de la historia individual puede ser tanto el anillamiento como una recaptura, si el ejemplar se anilló en otras épocas del año.

Selec.		Primera captura		Recapturas	Num.
Num.	Edad	Tipo	Periodo	Periodo	Individuos
1	Adultos	cualquiera	16-marzo a 31-agosto	16-marzo a 31-agosto	554
2		cualquiera	16-marzo a 31-julio	16-marzo a 31-julio	534
3		anillamiento	16-marzo a 31-julio	1-marzo a 31-agosto	456
4		anillamiento	16-marzo a 30-junio	1-marzo a 31-agosto	306
5		anillamiento	16-marzo a 31-mayo	1-marzo a 31-agosto	147
6	Jóvenes	anillamiento	hasta 31-Ago	1-marzo a 31-agosto	902
7		anillamiento	hasta 31-Jul	1-marzo a 31-agosto	861

2. Ajuste de los modelos

Para ajustar a los datos los modelos de supervivencia se ha utilizado el programa MARK (White y Burnham 1999). Se ha comprobado mediante la versión de RELEASE incluida en este programa si las selecciones de datos cumplían las suposiciones previas de este tipo de modelos. Posteriormente se ha comprobado la bondad de ajuste de los mejores modelos seleccionados en cada caso mediante la estimación de c y la probabilidad de su desviación utilizando el procedimiento de bootstrap implementado en MARK.

La selección de los mejores modelos se ha realizado mediante el criterio de información de Akaike (AICc). En el caso de que varios modelos presentaran diferencias relativamente pequeñas en el AICc se ha procedido al promedio ponderado de estos modelos para estimar las supervivencias, según se describe en Cooch y White (2002).

Se ha analizado si algunas variables climáticas tienen alguna influencia sobre las probabilidades de supervivencia, mediante el ajuste de modelos en los que la supervivencia aparente se fuerza a ser una función lineal de esas variables. Entre las potenciales variables la cantidad de precipitación podría afectar a la supervivencia ya que determina en gran medida el nivel hídrico del humedal, por lo que se ha probado si la cantidad de precipitación acumulada en los 12 meses previos a la época de cría (desde el abril anterior a marzo, ambos inclusive) influye sobre la supervivencia. También se ha puesto a prueba si la precipitación de los tres meses previos a la cría (enero a febrero) tiene alguna influencia sobre la supervivencia durante el primer año tras la primera captura en los modelos con transeúntes. La razón para esta prueba es la posibilidad de que la presencia de transeúntes se vea afectada por el nivel hídrico en el parque en el momento de iniciarse la reproducción. También se ha analizado la posible dependencia de la supervivencia de la temperatura. Para ello hemos utilizado la media de las temperaturas mínimas diarias de los dos meses más fríos (enero y febrero) como un indicador de la crudeza del invierno.

En el capítulo 3 se ha visto que la abundancia del Carricerín real ha disminuido claramente a lo largo del periodo de estudio. Para comprobar si esta disminución pudiera ser debida a una progresiva disminución de la supervivencia anual se ha probado el ajuste de modelos en los que la supervivencia es una función lineal decreciente del tiempo.

Las historias de capturas que se analizan aquí proceden de una estación de anillamiento con esfuerzo constante, por lo que se espera en principio que la probabilidad de recaptura sea similar entre años. No obstante, como ya se ha dicho, la frecuencia de visitas fue quincenal en 1991, y semanal en el resto de años, por lo que se ha probado también el ajuste de modelos en los que este año tiene una probabilidad de recaptura particular, y es constante en todos los demás.

B. RESULTADOS.

Los tests de bondad de ajuste de los modelos generales aplicados a las diferentes selecciones de individuos se muestran en la Tabla 2, donde podemos comprobar que los

tests globales no son significativos en ningún caso, ni tampoco la suma de los dos componentes del Test 3 ni el Test 2. Que este último test no sea significativo se puede interpretar en el sentido de que no se viola la suposición de homogeneidad en la probabilidad de recaptura de los individuos.

El Test 3 tampoco resulta significativo globalmente, pero uno de sus componentes, el Test 3.SR resulta significativo en las selecciones más amplias de individuos adultos. Este resultado se debe a que sus componentes de algunos años (2 o 3 según las selecciones) son significativos. En este test se compara si la probabilidad de recapturar en ocasiones posteriores un individuo que se sabe vivo en una determinada temporada es la misma para los marcados en esa temporada y para los que se marcaron anteriormente. El resultado significativo indica que esto no es así, probablemente y ya que se trata de individuos todos marcados como adultos, porque existe una mezcla de individuos residentes y transeúntes (transients) o de paso (Pradel et al. 1997). La solución en estos casos consiste en desestimar la primera recaptura de los individuos o en ajustar modelos con una diferente supervivencia en el primer año tras el marcaje, aunque esta última opción es más eficiente (Pradel et al. 1997). La selección de adultos anillados entre la segunda quincena de marzo y mayo no presenta este problema, pero a cambio el número de historias de captura a analizar, se reduce dramáticamente de varios centenares a 147.

Por tanto, en general los datos cumplen bastante satisfactoriamente las suposiciones de este tipo de modelos, y solo las selecciones más amplias de adultos, que incluyen el pico veraniego de capturas, muestran la detección de transeúntes.

Tabla 2. Resultados de los tests de bondad de ajuste del programa RELEASE para las selecciones de individuos de la Tabla 1.

Edad	Selec.	3.SR	g.l.	p	3.Sm	g.l.	p	Test3	g.l.	p	2.C	g.l.	p	Global	g.l.	p
Adultos	1	20,02	11	0.0451	1,53	8	0.9922	21.55	19	0.3073	10.30	11	0.5036	31.85	30	0.3745
Adultos	2	20,79	11	0.0356	1,61	8	0.9908	22.40	19	0.2648	12.39	11	0.3351	34.79	30	0.2503
Adultos	3	24,19	11	0.0127	1,80	8	0.9864	25.82	19	0.1352	12.65	11	0.3169	38.47	30	0.1380
Adultos	4	15,87	10	0.1033	2,07	8	0.9789	17.94	18	0.4595	2.77	9	0.9727	20.71	27	0.7996
Adultos	5	5,25	8	0.7305	0,47	3	0.9245	5.73	11	0.8911	2.89	7	0.8946	8.61	18	0.9679
Jóvenes	6	9,21	10	0.5121	4,05	9	0.9078	13.27	19	0.8246	4.72	10	0.9093	17.98	29	0.9446
Jóvenes	7	9,51	10	0.4842	3,54	8	0.8957	13.06	18	0.7882	5.38	10	0.8641	18.44	28	0.9145

1. Anillados como adultos.

En este apartado se analizan las historias de captura de las selecciones de individuos anillados como adultos. La Tabla 3 muestra el mejor modelo ajustado a cada selección, sin considerar el sexo de los individuos. Podemos apreciar que en el caso de los adultos el mejor modelo siempre estima la supervivencia a partir de una función de la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. Excepto en la selección número 5, el mejor modelo distingue también entre la supervivencia en el primer año tras el anillamiento y las supervivencias posteriores. En la selección número 4 (adultos anillados hasta junio) el test 3.SR no fue significativo (Tabla 2) pero el hecho de que en su mejor modelo también se incluya la diferenciación del primer año tras el anillamiento sugiere que también había transeúntes presentes. En todos los casos el modelo es aditivo, es decir, las variaciones interanuales de la supervivencia durante el primer año tras el anillamiento y el resto de años son paralelas.

Tabla 3. Mejor modelo en cada una de las selecciones en las que no se considera el sexo de los individuos. *a*: efecto del tiempo tras el anillamiento o primera captura considerada en la selección. Distingue entre la supervivencia durante el primer año tras el marcaje y en años siguientes. *MTminEF*: Media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. *Ed*: efecto de la edad. En el caso de los jóvenes es equivalente a “*a*” pues distingue entre la supervivencia en el primer año de vida y los restantes: *ed 1*: el primer año de vida, *ed2*: resto de años. *p(1991,cte)*: se modela la probabilidad de recaptura con un valor para 1991, y un valor constante para el resto de años. *p(IncrLin)*: se modela esta probabilidad como un incremento lineal a lo largo de los años. *: La primera captura considerada en la selección no es necesariamente el anillamiento, si no la primera que tiene lugar en el periodo correspondiente.

Sel.	Edad	Anillamiento	Recaptura	Mejor Modelo	AICc	Desviianza	Num. Par.
1	Ad	16-Mar a 31-Ago*	16-Mar a 31-Ago	? (a+MTminEF ²),p(1991,cte)	925,136	160,53	6
2	Ad	16-Mar a 31-Jul*	16-Mar a 31-Jul	? (a+MTminEF ²), p(1991,cte)	844,753	155,209	6
3	Ad	16-Mar a 31-Jul	1-Mar a 31-Ago	? (a+MTminEF ²), p(1991,cte)	777,221	161,145	6
4	Ad	16-Mar a 30-Jun	1-Mar a 31-Ago	? (a+MTminEF ²), p(1991,cte)	558,617	138,046	6
5	Ad	16-Mar a 31-May	1-Mar a 31-Ago	? (MTminEF), p(1991,cte)	306,876	96,098	4
6	Jov	hasta 31-Ago	1-Mar a 31-Ago	? (ed+t), p (IncrLin ²)	1232,351	154,911	16
7	Jov	hasta 31-Jul	1-Mar a 31-Ago	? (ed+t), p (IncrLin ²)	1178,981	150,492	16
8	Ad+Jov	4 + 6		F (ed1*t,ed2MTminEF ²), p(CrecLin)	1805,083	317,388	17

Los resultados expuestos en la Tabla 3 indican que la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero es importante en la supervivencia al menos de los adultos, y que este resultado se alcanza sea cual sea la selección de individuos que se realice. La única diferencia estriba en la necesidad o no de considerar diferente la supervivencia en el primer año tras el marcaje de cada cohorte de la de los restantes. Para estudiar con más detalle este efecto de la temperatura y la posible importancia relativa de otros tipos de modelos, vamos a analizar su proceso de selección en el caso del conjunto de individuos que no incluye transeúntes (5 en la Tabla 3) y en el de aquel que los incluye y presenta un mayor tamaño de muestra (1 en la Tabla 3).

En el caso de los adultos anillados hasta mayo (5), la Tabla 4 muestra el proceso de ajuste de modelos. Mediante el procedimiento de Bootstrap incluido en el MARK hemos calculado que la probabilidad de obtener una desviación como la del mejor modelo es 0.1, y hemos estimado $c = 1.344$, lo que indica una cierta sobredispersión. Los estadísticos en la Tabla 4 se han corregido teniendo en cuenta este valor de c . Podemos apreciar que aunque el mejor modelo es el que estima la supervivencia a partir de una función de la media de las mínimas de enero y febrero, el modelo siguiente presenta una diferencia en QAICc menor a uno, lo que implica que el ajuste de ambos es similar y en realidad no hay demasiada evidencia para preferir el primero. En este segundo modelo la supervivencia se estima mediante una función lineal decreciente de los años. Sin embargo, un modelo que combina en la misma función las temperaturas mínimas y la tendencia decreciente con el tiempo es peor que los modelos anteriores. También empeoran un poco los modelos si se fuerza que la supervivencia sea una función cuadrática de las temperaturas mínimas o el tiempo. El modelo en el que se fuerza a la supervivencia a ser una función de la precipitación acumulada en el año previo a cada ocasión de captura es peor que el que incluye el efecto de las temperaturas (diferencia en AICc 2.95). Los modelos en los que la supervivencia fluctúa libremente a lo largo del tiempo son claramente peores a los recién mencionados, y lo mismo ocurre con el modelo en que diferencia en cada cohorte la supervivencia en el primer año tras el marcaje del resto, que ocupa el último lugar de la tabla.

Los valores de los coeficientes (beta) de las funciones lineales nos indican el tipo de relación entre los parámetros F y p y las variables ambientales. En el caso del modelo que incluye las temperaturas mínimas, este coeficiente para la función que estima F es -3.628 (SE= 2.196, intervalo de confianza al 95%: -7.933 a 0.676) lo que refleja una inesperada relación negativa con la temperatura, es decir, que el aumento de las mínimas en el periodo central del invierno, se asocia con una disminución de la supervivencia de la especie. No obstante, su intervalo de confianza incluye el cero. En el caso del modelo en función de las lluvias el coeficiente de la función que estima F es positivo (1.673, SE= 2.770, intervalo de confianza al 95%: -3.7561 a 7.102) pero su intervalo de confianza es muy amplio e incluye plenamente el cero.

Tabla 4. Modelos ajustados a la selección de adultos num.5. Se ha corregido el ajuste utilizando un $c= 1.344$, de ahí el símbolo Q (Quasi-likelihood) delante de los parámetros. $TMminEF$: media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. $DecrLin$: ajuste a una función lineal decreciente con los años. $LluvAbrMar$: Lluvia acumulada desde abril del año anterior al marzo de cada época de cría, ambos meses inclusive. a : diferencia el primer año tras el marcaje de cada cohorte y años posteriores.

Modelo	QAICc	Delta QAICc	Weight	Model Likelihood	Num. Par.	QDeviance
? (TMminEF),p(1991,cte)	230,417	0	0,28076	1	4	71,496
? (DecrLin),p(1991,cte)	230,992	0,57	0,21061	0,7501	4	72,071
? (TMminEF, TMminEF ²),p(1991,cte)	232,067	1,65	0,12304	0,4382	5	71,037
? (DecrLin, DecrLin ²),p(1991,cte)	232,237	1,82	0,11301	0,4025	5	71,207
? (TMminEFyDecrLin),p(1991,cte)	232,309	1,89	0,10902	0,3883	5	71,279
? (TMminEFyLluvAbrMa),p(1991,cte)	232,501	2,08	0,09904	0,3528	5	71,471
? (LluvAbrMar),p(1991,cte)	233,364	2,95	0,06433	0,2291	4	74,444
? (t),p(1991,cte)	245,083	14,67	0,00018	0,0006	14	63,992
? (t) p(t)	252,679	22,26	0	0	20	57,033
? (a*t),p(1991,cte)	256,685	26,27	0	0	23	53,369

La Figura 1 muestra la evolución temporal de las estimas de supervivencia según los dos primeros modelos de la Tabla 4, y el resultado del promedio ponderado de las estimas de esos mismos modelos, excepto ? (TMminEFyDecrLin),p(1991,cte), que sería redundante. Las estimas de la probabilidad de recaptura son para 1991 $p= 0.085$ (SE= 0.096) y para el resto de años $p= 0.294$ (SE= 0.071).

La selección de individuos que acabamos de analizar (5) incluye solamente 147 historias de captura, por lo que resulta difícil demostrar de forma no ambigua las posibles relaciones entre la supervivencia y variables ambientales. Por tanto, se ha analizado el resto de selecciones de individuos que se describen en la Tabla 1, aunque mostraremos únicamente los resultados correspondientes a la selección de adultos número 1, que es la que incluye un mayor número de individuos (554).

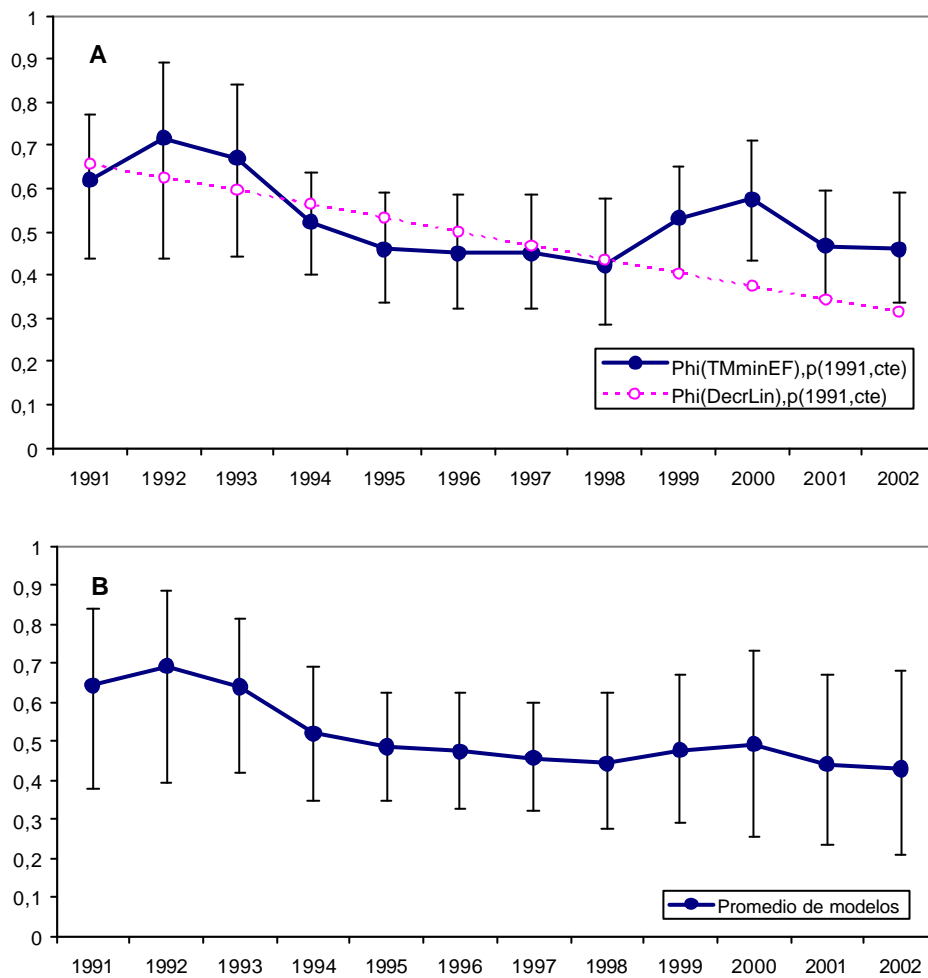


Figura 1. Evolución temporal de la supervivencia aparente (F). A: según los dos mejores modelos de la Tabla 4. B: Estima media ponderada de los modelos mostrados en dicha tabla.

La Tabla 5 muestra los modelos ajustados a la selección de individuos número 1. Los dos mejores modelos estiman la supervivencia a partir de funciones lineales de la media de las

temperaturas mínimas de enero y febrero y de estas temperaturas al cuadrado, y diferencian la supervivencia durante el primer año tras la primera captura de la del resto de los años, que es común para todas las cohortes. El mejor modelo es claramente aditivo, pues la diferencia en AICc con el modelo con interacción es casi de 6. La bondad de ajuste de este modelo estimada mediante Bootstrap es muy buena (Desviación $p < 0.51$: $c = 0.9634$). Los modelos que estiman la supervivencia mediante funciones del tiempo son claramente peores que los basados en temperaturas.

Tabla 5. Modelos ajustados a la selección de adultos num.1. *TMminEF*: media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. *DecrLin*: ajuste a una función lineal decreciente con los años. *LluvAbrMar*: Lluvia acumulada desde abril del año anterior al marzo de cada época de cría, ambos meses inclusive. *LluvEneMar*: Lluvia acumulada desde enero al marzo anterior a cada época de cría, ambos meses inclusive. *a*: diferencia el primer año tras el marcaje de cada cohorte (*a1*) y años posteriores (*a2*).

Modelo	Delta		Weight	Model	Num.	Desviación
	AICc	AICc		Likelihood	Par.	
F(a+TMminEF+TMmir ²),p(1991,cte)	925,136	0	0,83166	1	6	160,53
F(a*TMminEF*TMmin ²),p(1991,cte)	931,042	5,91	0,0434	0,0522	9	160,294
F(a+TMminEF),p(1991,cte)	931,071	5,94	0,04277	0,0514	5	168,501
F(a+DecrLin,DecrLin ²),p(1991,cte)	931,371	6,24	0,03682	0,0443	2	174,871
F(a*TMminEF),p(1991,cte)	932,782	7,65	0,01818	0,0219	6	168,176
F(a1TMminEF,a2DecrLin ²),p(1991,cte)	933,494	8,36	0,01274	0,0153	6	168,889
F(a*DecrLin*DecrLin ²),p(1991,cte)	934,042	8,91	0,00968	0,0116	6	169,437
F(a1*t,a2DecrLin ²),p(1991,cte)	937,009	11,87	0,0022	0,0026	14	155,902
F(a1*t,a2DecrLin),p(1991,cte)	939,336	14,2	0,00069	0,0008	15	156,139
F(a1*t,a2TMminEF),p(1991,cte)	939,721	14,59	0,00057	0,0007	15	156,524
F(a1*t,a2),p(1991,cte)	940,674	15,54	0,00035	0,0004	14	159,567
F(a1*t,a2TMminEFyLluvAbrMarz), p(1991,cte)	941,274	16,14	0,00026	0,0003	16	155,98
F(a+DecrLin),p(1991,cte)	941,314	16,18	0,00026	0,0003	5	178,744
F(a1*t,a2LluvAbrMarz),p(1991,cte)	942,57	17,43	0,00014	0,0002	15	159,372
F(a1TMminEF,a2*t),p(1991,cte)	943,323	18,19	0,00009	0,0001	14	162,216
F(a*DecrLin),p(1991,cte)	943,345	18,21	0,00009	0,0001	6	178,74
F(a1*t,a2DecrLin),p(IncrLin)	944,892	19,76	0,00004	0	15	161,695
F(a1LluvEnMar,a2TMminEF), p(1991,cte)	944,91	19,77	0,00004	0	6	180,305
F(TMminEF)p(1991,cte)	946,871	21,74	0,00002	0	4	186,331
F(a+ppAbrMarz),p(1991,cte)	948,867	23,73	0,00001	0	5	186,297
F(a*LluvAbrMarz),p(1991,cte)	950,646	25,51	0	0	6	186,04
F(a1LluvAbrMarz,a2*t),p(1991,cte)	950,971	25,84	0	0	14	169,864
F(a2*LluvEneMarz),p(1991,cte)	954,463	29,33	0	0	6	189,857
F(t)p(t)	972,002	37,87	0	0	23	171,857

El modelo que incluye el efecto de las lluvias durante el año anterior (modelo $F(a*LluvAbrMar),p(1991,cte)$) es también claramente inferior al modelo que incluye el efecto de la temperatura (Delta AICc= 25.51). Aunque mejora si se considera que solo la supervivencia de los residentes es función de las lluvias ($F(a1*t,a2LluvAbrMar),p(1991,cte)$), este modelo tampoco se sitúa entre los mejores y es incluso peor que un modelo en el que la supervivencia de los residentes es constante a lo largo del tiempo ($F(a1*t,a2),p(1991,cte)$). El intento de combinar temperaturas y lluvias en un mismo modelo ($F(a1*t,a2-TMminEFyLluvAbrMar),p(1991,cte)$) tampoco resulta aceptable. Para explorar si las lluvias previas a la época de cría podrían influir sobre la presencia de transeúntes, que se detectaría en las variaciones de la supervivencia en el primer año tras el marcaje de una cohorte, hemos ajustado el modelo $F(a1-LluvEneMar,a2-TMminEF),p(1991,cte)$ que tampoco resulta aceptable.

Por tanto, este análisis, al igual que el que muestra la Tabla 4, claramente apunta a que de las variables ambientales consideradas la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero es la que mejor se asocia con las variaciones de la supervivencia de los adultos. Además, en este segundo análisis, el coeficiente beta de la función que relaciona estas temperaturas con la supervivencia en el mejor modelo es claramente diferente de 0 y de nuevo negativo (-47.445; SE= 16.619; intervalo de confianza al 95%: -80.017 a -14.872; beta del término cuadrático 41.221; IC95%: 10.453-71.988).

La Figura 2 muestra la evolución temporal de las estimas de supervivencia según este modelo aditivo. Las supervivencias excluyendo el primer año tras el marcaje de una cohorte (residentes) son claramente más elevadas, en algunos años las duplican incluso, que las correspondientes a ese primer año, debido a la presencia de individuos transeúntes. Las supervivencias de los residentes en este modelo son incluso algo más elevadas (del orden del 10%) que las estimadas con el mejor modelo de la selección 5, lo que sugiere que en esta selección más estricta siguen existiendo transeúntes, aunque el test 3.SR no haya resultado significativo. Se puede considerar por tanto que el mejor modelo de la Tabla 5,

que tiene en cuenta a estos transeúntes, es el que proporciona mejores estimas de supervivencia. Por lo demás la evolución de la supervivencia a lo largo de los años es parecida entre estos dos modelos, sobre todo en la primera parte del estudio en el que muestran elevadas supervivencias (superiores a 0.7), que disminuyen coincidiendo con el periodo de sequía (1994 a 1996). El mejor modelo de la selección 5 (Figura 1) muestra una recuperación de la supervivencia en torno al año 2000, que aparece muy suavizada en las estimas promediadas, pero este patrón no es aparente en la Figura 2.

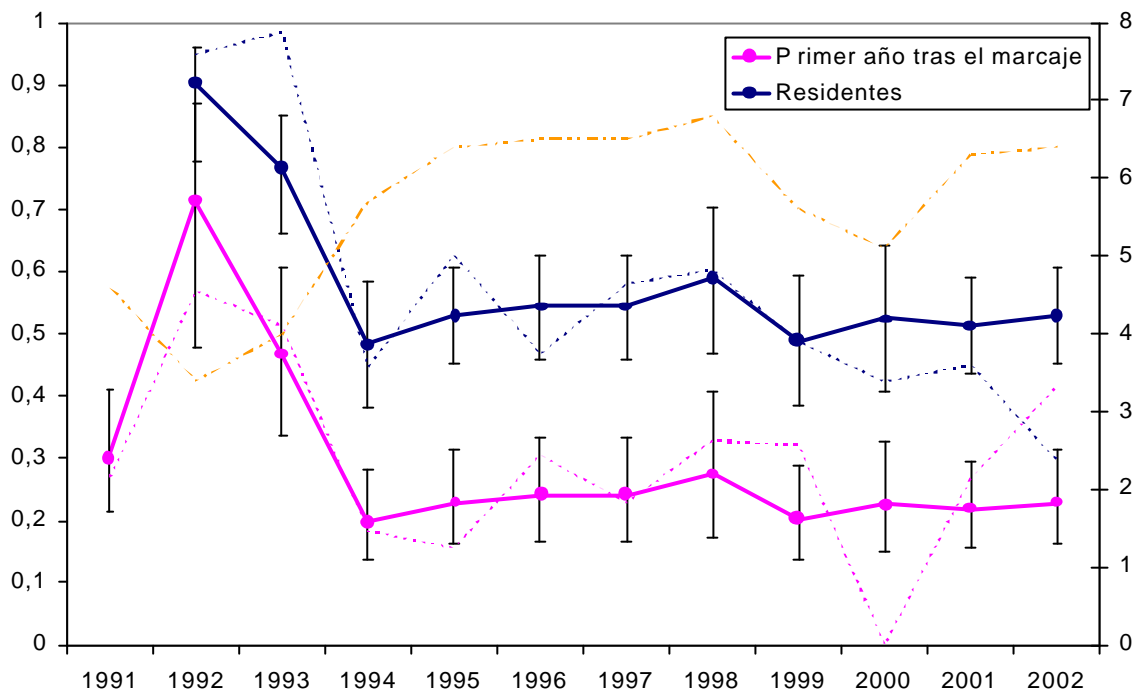


Figura 2. Evolución temporal de la supervivencia aparente ($F \pm$ intervalo de confianza al 95%) estimada según el mejor modelo de la tabla 5. Las líneas de puntos representan las estimas obtenidas con un modelo en el que la supervivencia en cada periodo varia libremente con el tiempo ($F(a^*) p(1991,cte)$). La línea discontinua naranja muestra la media de las temperaturas mínimas del invierno (enero y febrero, eje izquierdo) previo a la época de cría.

Si se ajusta un modelo *ad hoc*, en el que se divide el periodo de estudio en dos partes, antes de la sequía (1991 a 1993) y después (resto de años) y se estima una supervivencia constante dentro de cada periodo (primer año tras el marcaje y años posteriores), el resultado es solo un poco peor que el modelo seleccionado de la Tabla 5 (diferencia en $AICc = 1.96$) y nos sirve para estimar una supervivencia media en dichos periodos. Según este modelo, la supervivencia de los residentes en los años previos a la sequía es estimada

como 0.7728 (SE = 0.0438; intervalo de confianza del 95%: 0.6760 - 0.8472) y en los años posteriores como 0.5224 (SE = 0.0380; intervalo de confianza del 95%: 0.4478 - 0.5959). Las estimas de supervivencia para el primer año tras el marcaje son 0.4727 (SE = 0.0609; intervalo de confianza del 95%: 0.3571 - 0.5913) antes de la sequía y 0.2238 (SE = 0.0366; intervalo de confianza del 95%: 0.1601 - 0.3035) después. Modelos en los que una u otra de estas supervivencias se hacen constantes a lo largo de todo el periodo de estudio son claramente peores que el primer modelo *ad hoc* (diferencias en AICc; residentes constante: 4.36, primer año constante: 12.64).

2. Diferencias entre sexos.

En este apartado se analiza la posible existencia de diferencias entre sexos en λ y p , a partir del subconjunto de individuos sexados en las dos selecciones de individuos que hemos tratado en el apartado anterior (1 y 5). La selección más estricta (num.5) incluye 126 individuos de los que 72 son machos y 54 hembras, mientras que la selección más amplia (num. 1) incluye 457 individuos (213 machos y 244 hembras). La Tabla 6 muestra los resultados de los tests de bondad de ajuste del programa RELEASE, que resultan en todos los casos no significativos.

Tabla 6. Resultados de los tests de bondad de ajuste del programa RELEASE para las selecciones de individuos sexados. El número de la selección corresponde al mismo de la Tabla 1.

Selección	Sexo	3.SR	g.l.	p	3.Sm	g.l.	p	Test 3	g.l.	p	2.C	g.l.	p	Global	g.l.	p
1	Machos	8,55	10	0,5756	0,63	5	0,9867	9,17	15	0,8683	5,28	7	0,6260	14,45	22	0,8847
	Hembras	5,42	8	0,7124	1,04	5	0,9593	6,46	13	0,9280	3,27	8	0,9165	9,72	21	0,9823
	Total							15,63	28	0,9710	8,55	15	0,9000	24,17	43	0,9909
5	Machos	3,06	6	0,8017	2,60	1	0,1072	5,65	7	0,5810	1,80	4	0,7717	7,46	11	0,7611
	Hembras	0,94	4	0,9193	0,00	2	1,0000	0,94	6	0,9879	1,64	3	0,6494	2,58	9	0,9786
	Total							6,59	13	0,9221	3,45	7	0,8406	10,04	20	0,9675

El mejor modelo de la Tabla 7 presenta un buen ajuste a los datos (procedimiento Bootstrap: Desviación $p < 0.22$, $c = 1.110$) y estima una supervivencia igual para los dos sexos como una función lineal de la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. Añadir a la función el cuadrado de las temperaturas mínimas no mejora el modelo, aunque la diferencia en AICc es menor de 2. El mejor modelo de los que incluye supervivencias

diferentes para cada sexo es un modelo aditivo entre el sexo y las mencionadas temperaturas, que presenta una diferencia en AICc respecto al anterior de solo 2.06 y ocupa la cuarta posición en la tabla. Los modelos que incluyen un decrecimiento lineal de la supervivencia o que la estiman como una función de las lluvias son peores que los basados en temperaturas, y dentro de cada uno de estos tipos son mejores los que no consideran diferencias entre sexos. Hay cierta evidencia de que la probabilidad de recaptura tiende a diferir entre sexos, pero la diferencia de incluir este efecto en el modelo en general no es muy grande. Por ejemplo, en el mejor modelo $p_{\text{machos}} = 0.376$ (SE= 0.0819) y $p_{\text{hembras}} = 0.212$ (SE= 0.0671), pero la diferencia en AICc respecto a otro con p igual para los sexos es solo de 1.08.

Tabla 7. Modelos ajustados al subconjunto de adultos sexados de la selección num.5. *TMminEF*: media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. *DecrLin*: ajuste a una función lineal decreciente con los años. *LluvAbrMar*: Lluvia acumulada desde abril del año anterior al marzo de cada época de cría, ambos meses inclusive.

Modelo	AICc	Delta		Model	Num.	
		AICc	Weight	Likelihood	Par.	Desvianza
F (TMminEF),p(sex)	277,621	0	0,26482	1	4	114,394
F(TMminEF),p(.)	278,696	1,08	0,15471	0,5842	3	117,568
F(TMminEF, TMminEF ²),p(sex)	278,984	1,36	0,13396	0,5059	5	113,632
F(sex+TMminEF),p(sex)	279,683	2,06	0,09445	0,3567	5	114,331
F(DecrLin),p(sex)	279,752	2,13	0,09124	0,3445	4	116,525
F(sex+TMminEF+TMminEF ²),p(sex)	280,98	3,36	0,04938	0,1865	6	113,476
F(.) p(sex)	281,446	3,83	0,03912	0,1477	3	120,318
F(sex+DecrLin),p(sex)	281,769	4,15	0,03328	0,1257	5	116,417
F(sex*TMminEF),p(sex)	281,824	4,2	0,03238	0,1223	6	114,321
F(.) p(.)	282,143	4,52	0,02761	0,1043	2	123,089
F(LluvAbrMar) p(sex)	283,319	5,7	0,01533	0,0579	4	120,092
F(sex*TMminEF*TMminEF ²),p(sex)	283,41	5,79	0,01465	0,0553	9	109,289
F(sex) p(sex)	283,439	5,82	0,01444	0,0545	4	120,212
F(sex*DecrLin),p(sex)	283,772	6,15	0,01223	0,0462	6	116,269
F (sex*t) p(sex)	285,028	7,41	0,00652	0,0246	16	94,444
F (sex+LluvAbrMar),p(sex)	285,315	7,69	0,00565	0,0213	5	119,963
F (sex*LluvAbrMar),p(sex)	285,776	8,16	0,00449	0,017	6	118,273
F(sex*t),p(1991,cte)	287,616	10	0,00179	0,0068	18	92,044

Una selección de los mejores modelos ajustados a los individuos sexados de la selección 1 se muestra en la Tabla 8. Los modelos que diferencian la supervivencia durante el primer año tras el marcaje de una cohorte del resto de años son mejores que los que no lo hacen, lo que indica la presencia de transeúntes en la selección, a pesar de que el test 3.SR no resulte significativo en ninguno de los sexos (Tabla 6).

Tabla 8. Selección de los mejores modelos ajustados al subconjunto de adultos sexados de la selección num.1. $TM_{min}EF$: media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. M: machos. H: hembras. a: el modelo diferencia el primer año tras el marcaje de cada cohorte (a1) y años posteriores (a2).

Modelo	Delta		Weight	Model	Num.	
	AICc	AICc		Likelihood	Par.	Desviianza
$F(a+TM_{min}EF+TM_{min}EF^2)$, p(sex*1991,cte)	830,678	0	0,38408	1	8	203,298
$F(a1:sex+TM_{min}EF^2,a2TM_{min}EF^2)$, p(sex*1991,cte) ^a	831,739	1,06	0,22596	0,5883	9	202,296
$F(a+sex+TM_{min}EF+TM_{min}EF^2)$, p(sex*1991,cte)	832,294	1,62	0,17120	0,4457	9	202,850
$F(a+TM_{min}EF+TM_{min}EF^2)$, p(1991,cte)	832,602	1,92	0,14677	0,3821	6	209,327
$F(a1:sex*TM_{min}EF^2,a2:TM_{min}EF^2)$, p(1991,cte)	834,34	3,66	0,06155	0,1602	7	209,016
$F(a1:sex*TM_{min}EF,a2:TM_{min}EF)$, p(sex*1991,cte)	839,807	9,13	0,00400	0,0104	8	212,427
$F(a+TM_{min}EF),p(1991,cte)$	840,375	9,7	0,00301	0,0078	5	219,142
$F(a1:sex+TM_{min}EF,a2:TM_{min}EF)$, p(sex*1991,cte)	841,779	11,1	0,00149	0,0039	9	212,336

a: para abreviar en este modelo $TM_{min}EF^2$ equivale a $TM_{min}EF+TM_{min}EF^2$

El mejor modelo incluye una relación cuadrática de la supervivencia con la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero, al igual que el análisis de la selección 1 en conjunto, y no diferencia entre sexos. El ajuste de este modelo a los datos es muy bueno, según el procedimiento bootstrap (Desviianza, $p < 0.65$, $c = 0.908$). En el siguiente mejor modelo la supervivencia durante el primer año tras el marcaje es una función de las mencionadas temperaturas, pero difiere de forma aditiva entre sexos. La supervivencia cuando ha transcurrido más de un año desde el marcaje del individuo ya no difiere entre sexos pero sigue siendo una función de las temperaturas mínimas invernales. Incluir

diferencias entre sexos también en los seguros residentes (años posteriores al primero tras el marcaje) no mejora el ajuste (tercer modelo de la tabla).

Los modelos en los que la probabilidad de recaptura se ha modelado de forma no aditiva entre sexos presentan mejores ajustes que aquellos que solo diferencian el año 1991 de los demás. En el mejor modelo de la tabla las estimas de este parámetro para 1991 son $p_{\text{machos}} = 0.0966$ (SE= 0.0935) y $p_{\text{hembras}} = 0.1958$ (SE= 0.1342) y para el resto de años $p_{\text{machos}} = 0.4740$ (SE= 0.0662) y $p_{\text{hembras}} = 0.2648$ (SE= 0.0581).

Se ha probado también a modelar de forma dependiente de las temperaturas mínimas solo la supervivencia de uno de los dos sexos, pero estos modelos son claramente peores que el primero, y no aparecen en la Tabla 8. Como en casos anteriores se ha explorado la posibilidad de ajustar modelos con funciones lineales de la lluvia anual o tendencias decrecientes de la supervivencia, pero resultaron ser mucho peores y no se muestran en la Tabla 8.

La Figura 3 muestra la evolución de las estimas de supervivencia para el mejor modelo de la Tabla 8. El patrón es prácticamente idéntico al de la Figura 2. Se ha superpuesto también las estimas de supervivencia durante el primer año tras el marcaje para ambos sexos estimada a partir del segundo modelo de dicha tabla ($F(a1:\text{sex}+TM_{\text{min}}EF^2, a2TM_{\text{min}}EF^2)$, $p(\text{sex}*1991, \text{cte})$).

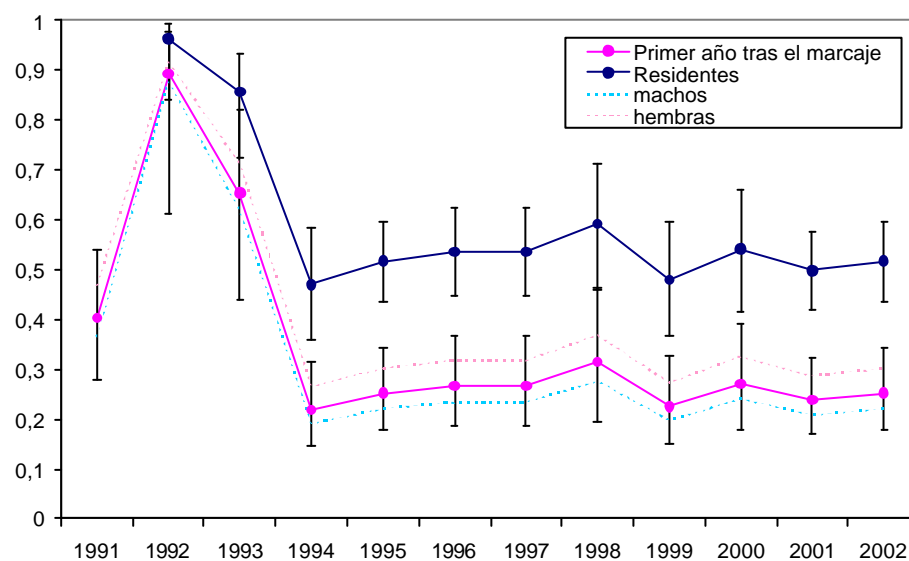


Figura 3. Evolución temporal de la supervivencia (\pm intervalo de confianza) estimada según el mejor modelo de la Tabla 8 ($F(a+TMminEF+TMminEF^2)$, $p(sex*1991,cte)$). Se ha superpuesto también mediante líneas discontinuas las estimas de F para el primer año tras el marcaje para cada sexo estimadas a partir del modelo $F(a1:sex*TMminEF^2,a2TMminEF^2)$, $p(sex*1991,cte)$.

Exceptuando los años 1992 y 1993 en que estas estimas estuvieron más próximas, en el resto esta supervivencia para las hembras es entre un 30% y un 40% superior que en los machos. La diferencia en AICc entre este modelo y el mejor es de solo 1.06, por lo que no podemos estar seguros de que las diferencias entre sexos en ese primer año no sean reales, lo que implicaría que posiblemente haya más individuos transeúntes entre los machos que entre las hembras. Además un modelo con interacción entre el sexo y las temperaturas mínimas es peor que el anterior y estima supervivencias para ese primer periodo que siempre son superiores en las hembras.

3. Supervivencia de los jóvenes durante el primer año de vida.

Hasta el momento hemos tratado las historias de marcaje y recaptura de los individuos anillados como adultos, por lo que en el presente apartado vamos a tratar también a los individuos anillados como jóvenes, lo que nos permitirá obtener estimas de la probabilidad de supervivencia durante el primer año de vida. Vamos a analizar únicamente la selección de individuos más amplia (nº 6) de las que se muestran en la Tabla 1, ya que apenas hay diferencias entre las dos selecciones de jóvenes y en ambas los tests de bondad de ajuste son no significativos (Tabla 2).

Se ha probado a ajustar modelos en los que la supervivencia en el primer año de vida difiere de la de años posteriores y, como era de esperar, estos modelos son claramente mejores que los que no establecen esta diferencia. Algunos de los mejores modelos ajustados a esta selección se muestran en la Tabla 9. Podemos destacar que, a diferencia de los casos anteriores, la mejor forma de modelar la probabilidad de recaptura es considerar que ésta aumenta linealmente con los años de estudio (CrecLin) o como una función cuadrática de estos años (CrecLin²). Respecto a la supervivencia los modelos que la estiman tanto para el primer año de vida como para los restantes a partir de funciones lineales de variables climáticas son peores que los mostrados en la Tabla 9. El mejor modelo de este tipo ($F(ed+TMminEF+TMminEF^2)$, $p(CrecLin)$), no mostrado en la tabla) presenta una diferencia en AICc respecto al primero de la tabla de 7.43.

Se ajustan mejor los modelos que estiman la supervivencia en función de las temperaturas mínimas a partir del segundo año de vida (que se considera igual entre cohortes), mientras que la del primer año de vida varía de forma independiente con el tiempo. El mejor modelo de este tipo es el tercero de la Tabla 9 ($F(ed1*t,ed2TMminEF),p(CrecLin^2)$), en el que la supervivencia de los adultos es de nuevo una función de las temperaturas mínimas de enero y febrero. Sin embargo, el mejor modelo de todos no incluye ninguna variable climática sino que estima la variación temporal de la supervivencia de forma aditiva en las dos edades (Desvianza, $p < 0.21$, $c = 1.146$).

Tabla 9. Mejores modelos ajustados a la selección de individuos anillados como jóvenes hasta agosto inclusive. *ed*: el modelo diferencia la supervivencia en el primer año tras el marcaje de cada cohorte (primer año de vida: *ed1*) de la de años posteriores (*ed2*). *CrecLin*: Crecimiento lineal con los años de estudio. $CrecLin^2 = CrecLin + CrecLin^2$. *DecrLin*: Decrecimiento lineal con los años de estudio. $DecrLin^2 = DecrLin + DecrLin^2$. $TMminEF^2 = TMminEF + TMminEF^2$.

Modelo	AICc	Delta		Model	Num.	Desvianza
		AICc	Weight	Likelihood	Par.	
$F(ed+t)p(CrecLin^2)$	1232,351	0	0,3869	1	16	154,911
$F(ed+t)p(CrecLin)$	1234,004	1,65	0,1693	0,4376	15	158,627
$F(ed1*t,ed2TMminEF)p(CrecLin^2)$	1235,578	3,23	0,07707	0,1992	17	156,071
$F(ed1*t,ed2DecrLin^2)p(CrecLin^2)$	1236,296	3,94	0,05382	0,1391	18	154,718
$F(ed1*t,ed2DecrLin)p(CrecLin^2)$	1236,502	4,15	0,04855	0,1255	17	156,995
$F(ed1*t,ed2TMminEF^2)p(CrecLin^2)$	1236,541	4,19	0,04762	0,1231	18	154,963
$F(ed1*t,ed2TMminEF^2)p(CrecLin)$	1237,044	4,69	0,03703	0,0957	17	157,537
$F(ed+DecrLin^2)p(CrecLin^2)$	1237,14	4,79	0,03529	0,0912	7	178,122

La Figura 4 muestra la evolución a lo largo del periodo de estudio de las estimas de supervivencia del mejor modelo. La supervivencia de los adultos es según estos resultados superior a la de los jóvenes durante su primer año de vida, aunque los intervalos de confianza son bastante amplios. Las estimas para el último año (2002) son claramente no satisfactorias porque alcanzan valores prácticamente iguales a 1 y presentan intervalos de confianza demasiado amplios. Las principales diferencias respecto a las estimas de la supervivencia de adultos que hemos visto previamente (Figuras 1, 2 y 3) radican en el

mencionado año 2002 y en el año 1996 que presenta en la Figura 4 un pico de supervivencia que no es aparente en ninguna de las anteriores.

Estos dos años son probablemente los responsables de que los modelos basados en temperaturas mínimas o en suponer un decrecimiento de la supervivencia con el tiempo presenten un peor ajuste. En la Figura 4 se ha superpuesto también las estimas de estos dos modelos que muestran una buena proximidad a las del mejor modelo, excepto en los dos años mencionados.

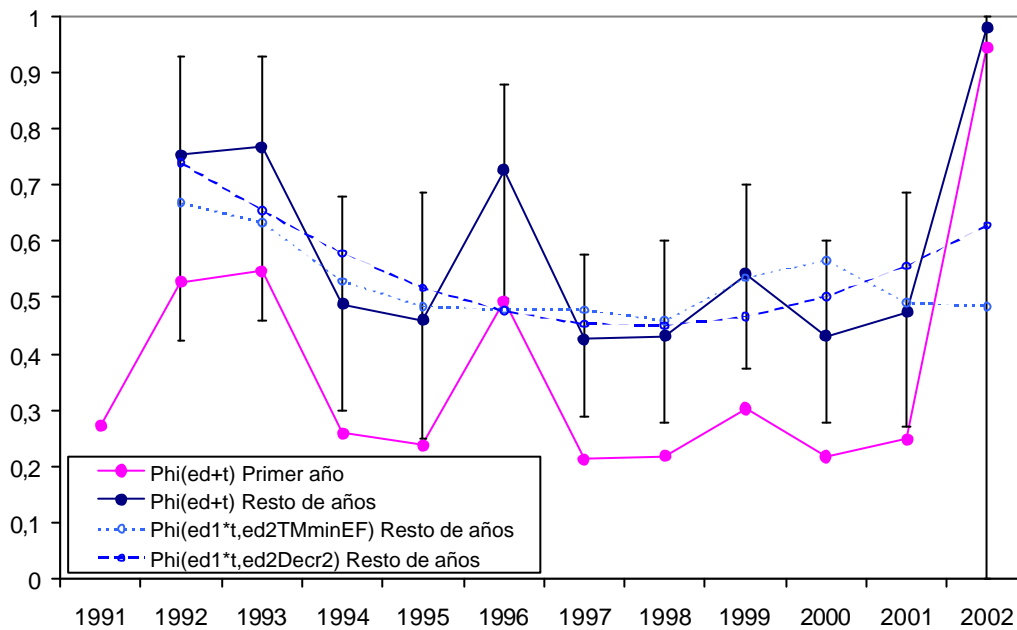


Figura 4. Evolución temporal de las estimas de supervivencia obtenidas con el mejor modelo de la Tabla 9. Solo se ha representado los intervalos de confianza (95%) para la supervivencia de los adultos en el mejor modelo, para simplificar la figura. Se superponen también mediante líneas discontinuas las estimas para adultos del tercer y cuarto modelos de la misma tabla.

Finalmente, hemos analizado conjuntamente individuos anillados como jóvenes y como adultos. Para los jóvenes hemos utilizado la misma selección que acabamos de comentar (6) y para los adultos la que incluye individuos anillados entre el 16 de marzo y el 30 de junio (4). El motivo de utilizar esta selección relativamente estricta de adultos reside en la conveniencia de reducir la proporción de transeúntes y así no necesitar modelar una supervivencia diferente para el primer año tras el marcaje en el caso de los anillados como

adultos. La Tabla 10 muestra los tests previos de bondad de ajuste, que no resultan significativos en ningún caso.

Tabla 10. Resultados de los tests de bondad de ajuste del programa RELEASE para un fichero que combina individuos anillados como jóvenes y como adultos. El número de las selecciones utilizadas corresponde al mismo de la Tabla 1.

Selección	Edad	3.SR	g.l.	p	3.Sm	g.l.	p	Test 3	g.l.	p	Test 2.C	g.l.	p	Global	g.l.	p
4+6	Jovs	9,21	10	0,5121	4,05	9	0,9078	13,27	19	0,8246	4,72	10	0,9093	17,98	29	0,9446
	Ads	15,87	10	0,1033	2,07	8	0,9789	17,94	18	0,4595	2,77	9	0,9727	20,71	27	0,7996
	Total							31,21	37	0,7367	7,49	19	0,9911	38,69	56	0,9623

Una selección de los mejores modelos ajustados a este fichero se muestra en la Tabla 11. Al igual que en el fichero de jóvenes, la probabilidad de recaptura se modela mejor mediante funciones que determinan su aumento a lo largo de los años de estudio. Sin embargo, el modelo aditivo para la supervivencia durante el primer año de vida y la supervivencia de los adultos no es el mejor, sino que su AICc se diferencia de éste en más de 4. Por el contrario, en el mejor modelo la supervivencia de los adultos es una función cuadrática de la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero, y la supervivencia durante el primer año de vida varía libremente a lo largo del tiempo.

Tabla 11. Mejores modelos ajustados a la selección de individuos anillados como jóvenes y adultos (selecciones 4 y 6 de la Tabla 1). ed: el modelo diferencia la supervivencia en el primer año tras el marcaje de cada cohorte (primer año de vida: ed1) de la de años posteriores (ed2). CrecLin: Crecimiento lineal con los años de estudio. $CrecLin^2 = CrecLin + CrecLin^2$. DecrLin: Decrecimiento lineal con los años de estudio. $DecrLin^2 = DecrLin + DecrLin^2$. $TMminEF^2 = TMminEF + TMminEF^2$.

Modelo	AICc	Delta		Model	Num.	Desviación
		AICc	Weight			
F(ed1*t,ed2TMminEF ²), p(CrecLin)	1805,083	0	0,47542	1	17	317,388
F(ed1*t,ed2TMminEF ²),p(CrecLin ²)	1805,708	0,62	0,34782	0,7316	18	318,013
F(ed*TMminEF ²),p(CrecLin)	1809,379	4,3	0,05549	0,1167	8	342,037
F(ed+t),p(CrecLin)	1809,641	4,56	0,04868	0,1024	15	326,04
F(ed+t),p(CrecLin ²)	1810,088	5	0,03893	0,0819	16	324,442
F(ed*t),p(CrecLin)	1811,978	6,89	0,01513	0,0318	24	309,864
F(ed*TMminEF ²),p(CrecLin ²)	1813,399	8,32	0,00743	0,0156	9	342,009
F(ed+TMminEF ²),p(CrecLin)	1814,445	9,36	0,00441	0,0093	6	349,123

La Figura 5 muestra la evolución a lo largo de los años de estudio de las estimas de supervivencia durante el primer año de vida y durante el resto de años (adultos). La supervivencia de los adultos muestra un patrón muy similar a la de la Figura 2, que aparece superpuesta. Por tanto, de nuevo hay un periodo de supervivencias bastante elevadas antes de la sequía, que es seguido por otro periodo en el que esta variable es más o menos estable. La supervivencia en el primer año de vida llega a ser, cuando disminuye la de los adultos, similar a la de éstos.

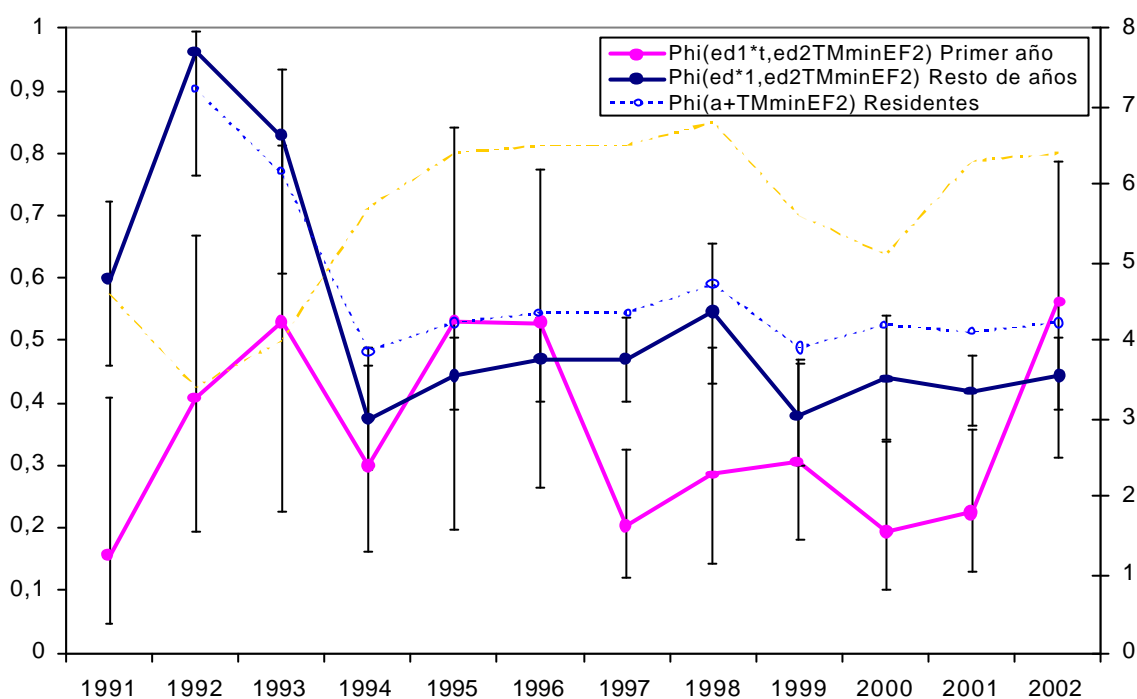


Figura 5. Evolución temporal de las estimas de supervivencia obtenidas con el mejor modelo de la Tabla 11. Se superponen también mediante líneas discontinuas las estimas para adultos del mejor modelo de la Tabla 5 (Residentes). La línea discontinua naranja muestra la media de las temperaturas mínimas del invierno (enero y febrero, eje izquierdo) previo a la época de cría.

Un modelo *ad hoc* en el que se divide el periodo de estudio en dos partes, antes de la sequía (1991 a 1993) y después (resto de años) y se estima una supervivencia constante en cada periodo dentro de cada clase de edad, es claramente peor que el mejor de la Tabla 11 (diferencia en AICc = 8.20) pero nos sirve para estimar una supervivencia media en dichos periodos. Según este modelo, la supervivencia durante el primer año de vida sería 0.3759 (SE = 0.083; intervalo de confianza del 95%: 0.2301 - 0.5484) en los años previos a la

sequía, y 0.2898 (SE = 0.0333; intervalo de confianza del 95%: 0.2292 - 0.3590) en los años posteriores, diferencia que no llega a ser significativa (Test del cociente de verosimilitud comparando con un modelo con supervivencia constante durante el primer año de vida ($\chi^2_1 = 1.048$; $p = 0,3060$). En el caso de los adultos las estimas son 0.7879 (SE = 0.0731; intervalo de confianza del 95%: 0.6119 - 0.8975) para los años previos a la sequía, y 0.4412 (SE = 0.0247; intervalo de confianza del 95%: 0.3935 - 0.4900) para los años posteriores, y la diferencia es altamente significativa (Test del cociente de verosimilitud: $\chi^2_1 = 13.202$; $p = 0.0003$).

4. Proporción de transeúntes en la población.

Como se ha mencionado más arriba, la diferencia entre las supervivencias aparentes en un año determinado estimadas para adultos marcados en la temporada previa o en temporadas anteriores indica la presencia de individuos de paso o transeúntes (transients) en la población. De acuerdo con Pradel et al. (1997) la probabilidad de que un individuo capturado sin anilla sea un transeúnte (τ) puede estimarse a partir del cociente de las supervivencias aparentes para un mismo año ($\tau = 1 - (F_{a1t}/F_{a2t})$) y la proporción de estos individuos en la población se obtendría multiplicando el resultado anterior por la proporción de nuevos marcados en el total de liberados en una temporada.

Hemos aplicado este procedimiento utilizando las estimas del mejor modelo para adultos (selección 1, Tabla 5) y el resultado se muestra en la Figura 6.

Puesto que solo es posible obtener una supervivencia para residentes (F_{a2}) a partir del segundo año de estudio, solo disponemos de estimas de la proporción de transeúntes a partir de 1991. Podemos apreciar como la probabilidad de capturar un transeúnte es baja al principio y aumenta hasta un valor muy constante, lo que es un resultado esperado ya que conforme los residentes van siendo marcados la proporción de transeúntes aumentará entre los nuevos anillamientos (Pradel et al. 1997), siempre que su proporción en la población sea constante.

Sin embargo, la proporción estimada de transeúntes en la población, resultado de multiplicar la proporción de nuevos marcajes por τ , aumenta también desde 1991 hasta 1993, y a partir de ahí parece bastante estable, con una aparente disminución en 1999.

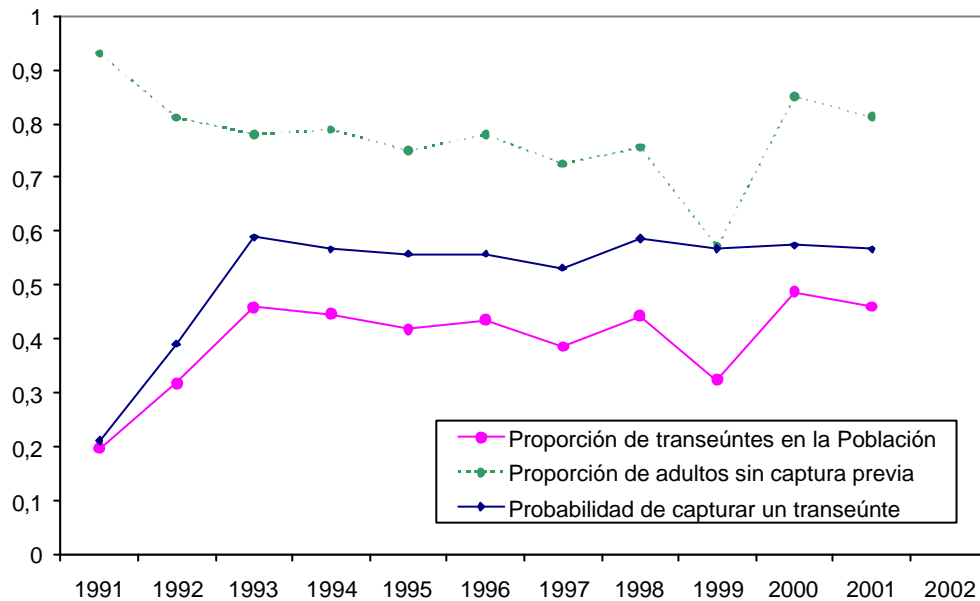


Figura 6. Evolución temporal de la estima de la proporción de transeúntes en la población y variables relacionadas. La probabilidad de capturar a un transeúnte se refiere a la probabilidad de que un individuo capturado sin anillar sea un transeúnte.

C. DISCUSIÓN.

Los modelos ajustados a las diversas selecciones de individuos descritas en la Tabla 1 coinciden en estimar que la supervivencia anual del Carricerín real en el Prat de Cabanes-Torreblanca ha variado a lo largo del periodo de estudio. En el caso de los ficheros con historias de capturas únicamente de adultos, los mejores modelos estiman siempre dicha supervivencia a partir de funciones de la media de las temperaturas mínimas de los meses centrales del invierno (enero y febrero).

En la utilización de este tipo de modelos de marcaje y recaptura siempre existe el problema potencial de los individuos de paso, que contribuyen a producir subestimas de la

supervivencia. Los tests de bondad de ajuste (Tabla 2) han mostrado que este problema existe prácticamente en todas las selecciones de individuos que hemos considerado y apuntan a que únicamente en la selección de adultos más estricta (número 5: adultos anillados desde la segunda quincena de marzo hasta finales de mayo) su presencia es insignificante. Sin embargo, utilizar estas selecciones tan limitadas tiene el inconveniente de reducir mucho el tamaño muestral, que en este caso no supera los 150 individuos.

Los mejores modelos ajustados a esta reducida cantidad de historias (Tabla 4) presentan pequeñas diferencias en QAICc, pues hay cinco modelos cuya diferencia es menor que 2. Este resultado determina una cierta incertidumbre respecto a cual es el mejor modelo. Por ejemplo, los modelos que hacen depender linealmente la supervivencia de las temperaturas mínimas invernales o consideran que decrecen continuamente a lo largo de los años (representados en la figura 1.a) son prácticamente equivalentes pues su diferencia en QAICc es 0.57. Las versiones que consideran funciones cuadráticas de las temperaturas o del tiempo son aparentemente ligeramente peores, pero la diferencia en QAICc no supera el valor de 2, cifra sobre la que existe cierto consenso en que marca diferencias claras entre modelos (Cooch y White 2003). Ante esta incertidumbre se ha optado por estimar las supervivencias anuales mediante el procedimiento de promedio ponderado implementado en el programa MARK. El resultado (Figura 1.b) muestra unas supervivencias relativamente más elevadas (entre 0.6 y 0.7) en los tres primeros años de estudio, seguidas de supervivencias menores (entre 0.4 y 0.5) en el resto de años. El inconveniente de este procedimiento es que las estimas resultantes presentan intervalos de confianza demasiado amplios, especialmente hacia los extremos del periodo de estudio.

En el extremo opuesto, en la selección de adultos que incluye un mayor número de individuos (número 1, 554 individuos) no se ha podido evitar la presencia de transeúntes (Test 3.SR $\chi^2_{11} = 20.02$, $p=0.0451$). El problema se soluciona adecuadamente ajustando modelos que diferencian la supervivencia durante el primer año tras el marcaje de una cohorte (Pradel et al. 1997), pero a costa de perder la posibilidad de estimar la supervivencia de los residentes para el primer año de estudio (de 1990 a 1991).

En los modelos ajustados a esta selección de individuos hay mucha menos incertidumbre respecto a cual es el mejor, pues la diferencia en AICc entre el primero y el segundo es de casi 6. Como en el caso anterior, el mejor modelo estima la supervivencia a partir de las temperaturas mínimas invernales, pero ahora mediante una función cuadrática. El patrón temporal resultante (Figura 2) presenta cierta similitud con el de las estimas promediadas de la selección anterior (Figura 1.b) en el sentido de que la supervivencia era elevada hasta 1993 (0.77 como media según el modelo *ad hoc*), y a partir de ese año disminuye hasta niveles bastante más bajos (0.52 como media según el modelo *ad hoc*). En el resto de selecciones de adultos, el mejor modelo es el mismo que acabamos de describir para la selección más amplia (Tabla 3), por lo que vemos que la conclusión a la que llegamos es independiente del subconjunto de historias que se analice.

No ha sido posible generar modelos que estimen la supervivencia en función de las lluvias acumuladas y que sean mejores que los descritos en los párrafos anteriores. En la selección de adultos más amplia (Tabla 5) los modelos que estiman la supervivencia en ambos periodos tras el marcaje (a1 y a2) en función de las lluvias, ya sean con interacción o aditivos, son claramente peores que el mejor de la tabla, tanto por diferencia en AICc (más de 20) como atendiendo a los valores de desviación (186 frente a 160 en el mejor). También se exploró la posibilidad de que la supervivencia en el primer año tras el marcaje, influida por la presencia de transeúntes, se viera más afectada por las lluvias acumuladas de enero a marzo, previas a la época de cría y que supuestamente tienen una gran influencia sobre el nivel hídrico en el humedal. Sin embargo, este tipo de modelos presentan un ajuste tan deficiente como los que acabamos de comentar, incluso combinando una función lineal de estas lluvias en el primer año (a1) y una función lineal de las temperaturas mínimas en años posteriores.

Por tanto, lo dicho en el párrafo anterior junto con el hecho de que el mejor modelo sea siempre aditivo, indica que las variaciones de supervivencia en el primer año tras el marcaje reflejan más las variaciones en supervivencia de los residentes que las variaciones en proporción de transeúntes. Esta interpretación concuerda con los resultados de estimar la proporción de transeúntes en la población (Figura 6), que es relativamente pequeña al principio del estudio, cuando se producen los mayores cambios en supervivencia, y luego

pasa a ser relativamente constante por lo que afectará poco a las fluctuaciones de la supervivencia entre años.

En conclusión, la supervivencia de los adultos se puede estimar mediante una función cuadrática de la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero. Pero, al contrario de lo que se pudiera esperar, la supervivencia tiende a ser mayor cuando las mínimas invernales han sido más bajas. El problema es entonces dilucidar si detrás de esta asociación estadística existe alguna relación causal, aunque sean indirecta, o no. En las Figuras 2 y 5 se ha superpuesto dichas temperaturas y podemos observar que los tres primeros años presentan las temperaturas mínimas más bajas de todo el periodo de estudio, y que las dos mínimas más bajas corresponden precisamente a los dos años (1992 y 1993) en los que la supervivencia estimada por el modelo $\Phi_{(a*t),p(1991,cte)}$ es más elevada. Además, la disminución de la temperatura mínima en los años 1999 y 2000 no se asocia con un nuevo repunte de la supervivencia, sino más bien con una disminución en este modelo (Figura 2).

Para contribuir a la interpretación de este resultado, se ha representado en la Figura 7 la relación entre la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero y la supervivencia de los residentes estimada según el modelo $\Phi_{(a*t),p(1991,cte)}$, junto con la función cuadrática que se usa en el mejor modelo de la Tabla 5 para estimar Φ . Podemos apreciar como efectivamente las supervivencias de los años 1992 y 1993, las más elevadas de la figura, determinan en gran medida el ajuste de la función cuadrática y el descenso de la supervivencia con el aumento de la temperatura. El resto de la nube de puntos sugiere, por el contrario, una relación positiva entre la temperatura mínima invernal y la supervivencia. Por tanto, lo más probable es que la relación cuadrática entre temperaturas mínimas invernales y supervivencia no refleje una relación causal sino más bien la coincidencia de que los años más fríos fueron los del inicio del estudio, cuando la supervivencia era también mayor.

Una cuestión importante es si las elevadas supervivencias del principio del período de estudio son representativas de la situación antes de la sequía o representan un caso excepcional y temporal. Los resultados de los modelos *ad hoc* ajustados a la selección de

adultos (número 1) y a la selección de jóvenes y adultos (selecciones 4 + 6) dan estimas muy similares para la supervivencia de los adultos hasta 1993 (0.7728 y 0.7879, respectivamente) con unos errores estándar bastante ajustados (inferiores al 10%). Este resultado sugiere que éstas son unas buenas estimas de supervivencia media para esos años. La supervivencia tras el año 1993 pasa a oscilar entre 0.4 y 0.5, aunque se aprecia una tendencia a que los modelos ajustados a estas dos selecciones den resultados algo diferentes (Figura 5), pues el modelo *ad hoc* estima en el primer caso una supervivencia de 0.5224 y en el segundo de 0.4412. Parece improbable que si estas últimas tasas de supervivencia en torno al 50% fuesen lo habitual en la población, se produjesen oscilaciones que elevaran durante varios años esta variable a valores superiores al 70%. Por tanto, consideramos como hipótesis más probable que la supervivencia de los carricerines adultos en esta población presentase valores relativamente altos para un passeriforme, en torno al 70%, antes del 1993 y que a partir de ese año la supervivencia se redujese a valores en torno al 50%.

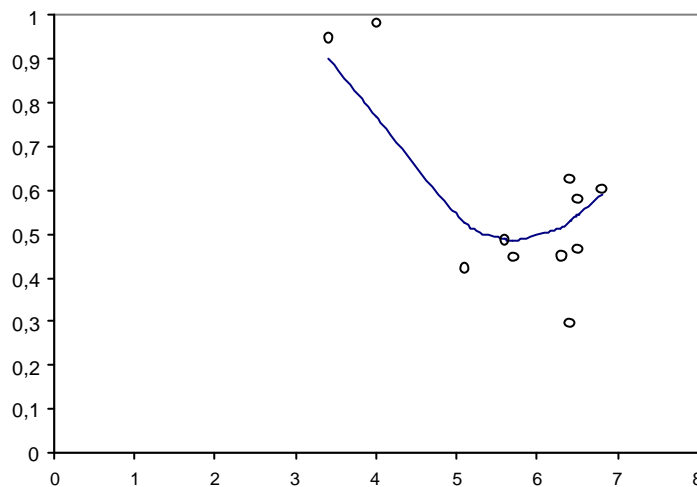


Figura 7. Relación entre la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero la supervivencia estimada según el modelo $F(a^*t), p(1991, cte)$ para la selección número 1 (ver Tabla 1). La línea azul une las supervivencias estimadas mediante una función cuadrática de las temperaturas (modelo $F(a + T_{min}EF + TM_{min}EF^2), p(1991, cte)$).

Los resultados de los transectos realizados en época de cría han mostrado que la densidad de esta población ha disminuido entre 1995 y 1996 en CIBIMA desde valores en torno a 4 aves/ha a algo menos de la mitad. Esta disminución tuvo lugar dos años después de que se

produjera la reducción de la supervivencia que acabamos de comentar. Es probable por tanto que la disminución de supervivencia haya sido la responsable del descenso poblacional. El desfase de dos años entre la disminución de la supervivencia (del 93 al 94) y la de la densidad en CIBIMA podría explicarse por la existencia de un contingente de individuos flotantes o por un aumento de la proporción de jóvenes que consigue establecer territorio en el área, amortiguando así durante dos años el efecto del aumento de mortalidad adulta.

Estudios recientes de otras especies de passeriformes han mostrado que disminuciones de la supervivencia, incluso menores que las estimadas para el Carricerín Real, son capaces de explicar el declive de sus poblaciones. Así se ha mostrado en Gran Bretaña para el caso del Jilguero (*Carduelis carduelis*) y el Gorrión Común (*Passer domesticus*) (Siriwardena *et al.* 1999), el Zorzal Común (*Turdus philomelos*) (Thompson *et al.* 1997) y el Escribano Palustre (Peach *et al.* 1999).

También apoya la hipótesis de que el declive de la supervivencia sea la causa de la disminución del Carricerín real en el Prat el hecho de que su valor no se recupere a lo largo de la segunda mitad del estudio y que paralelamente la densidad permanezca poco variable en este periodo, sin regresar a las densidades previas a la sequía. Sin embargo, esto plantea también la pregunta sobre la causa de la disminución de la supervivencia. Aunque ésta se produce entre los años 93 y 94, coincidiendo con el inicio del periodo seco (Figura 4, capítulo 1) las lluvias se recuperan a partir de finales de 1995, pero no así la supervivencia. Por tanto, o bien el efecto de aquella sequía ha tenido consecuencias más o menos permanentes en alguna característica del parque que afecta a la supervivencia del Carricerín Real, o bien se trata de otra causa.

Inviernos secos como los de los noventa ha habido también en la década de los 80 (Figura 4, capítulo 1) sin que aparentemente hayan producido un descenso de la supervivencia como el detectado en el periodo de estudio, por lo que si esta última sequía ha tenido algo que ver con el declive del Carricerín real debe haber sido en conjunción con otras causas. Sobre esas otras causas actualmente solo podemos especular que podrían estar relacionadas con los cambios experimentados por el Prat y su área de influencia en esta última década.

Como ya se trató en la descripción del área de estudio, los regadíos en el entorno de este humedal han aumentado continuamente desde finales de los 80 a finales de los 90 (Figura 5, capítulo 1). Ya para principios de los 80 se estimaba que el 53% de la entrada de agua al Prat procedía de los excedentes de riego de los cultivos del entorno (Quereda, 1985), cifra que podría haber aumentado paralelamente al incremento de estos cultivos y ser aun mayor en los periodos de sequía. Posibles cambios en los productos fitosanitarios utilizados pueden haber tenido pues un efecto negativo sobre la calidad del agua. Por otro lado, en la segunda mitad de los noventa se ha producido varios episodios de invasión del agua de mar de parte del Prat, que pueden haber actuado sinérgicamente con los cambios de los cultivos. Y, finalmente, en la segunda mitad de los noventa (1995) se drenaron los canales más importantes de desagüe del parque, lo que ha contribuido a facilitar la descarga de agua en el mar y por tanto a acelerar el descenso estival del nivel hídrico. La acumulación de los efectos de todos estos procesos puede haber producido cambios permanentes en la calidad del hábitat del Carricerín real que serían los responsables de la reducción de su supervivencia.

No se detecta un descenso equivalente de la supervivencia durante el primer año de vida (Figura 5) y tampoco hemos llegado a detectar una asociación estadística entre la supervivencia de los juveniles y variables climáticas. Únicamente se observa un aparente descenso de la supervivencia juvenil entre los años 1997 y 2001. Es posible, sin embargo, que la disminución de la supervivencia de los adultos y de la densidad de población tenga un efecto positivo inicial sobre la supervivencia de los jóvenes, a través de una relajación de la competencia intraespecífica.

Los resultados del análisis de los individuos sexados (Tablas 7 y 8) apuntan claramente a que no existan diferencias entre sexos en la supervivencia adulta. Este resultado es el esperado en especies como el Carricerín real, en el que el dimorfismo sexual es moderado, el sistema de apareamiento es monógamo, ambos sexos contribuyen a la incubación y alimentación de los pollos (Cramp 1992) y, además, como hemos visto en el capítulo 4, no difieren en estrategia migratoria.

Las supervivencias estimadas en la segunda mitad del periodo de estudio para los jóvenes (aproximadamente 0.3) y para los adultos (aproximadamente 0.5) se sitúan dentro del rango típico de passeriformes y deberían permitir el mantenimiento de una población estable con una fecundidad también típica. Utilizando un pequeño modelo demográfico, del tipo de la matriz de Leslie, podemos calcular que esa fecundidad debería ser de 1.67 jóvenes por adulto y año, suponiendo que todos los adultos acceden a la reproducción, lo que equivale aproximadamente a 3.3 jóvenes por pareja. Considerando un tamaño medio de puesta de entre 4 y 5 huevos (Cramp 1992) esto implicaría que prácticamente todas las parejas consiguen producir al menos una pollada por año. Esta misma fecundidad, sin embargo, con la supervivencia estimada para los adultos en los primeros años (> 0.75) produciría un crecimiento positivo de la población, por lo que es probable que la fecundidad en la especie fuera menor que la cifra mencionada. No se dispone de datos sobre la evolución de la fecundidad y del éxito reproductor en el área de estudio, y solo se ha podido estimar una medida indirecta a partir de los resultados de anillamiento, que es el índice de productividad descrito en el capítulo 3. Aunque hemos visto en dicho capítulo que este índice no es bueno, porque incluye jóvenes nacidos en un área más amplia que los adultos que supuestamente serían sus padres, su valor aumenta en la segunda mitad del estudio. Esto podría deberse a una mayor concentración de jóvenes en el área de CIBIMA, pero no se puede descartar que la fecundidad haya aumentado como respuesta a una menor densidad de población (por ejemplo aumentando la frecuencia de las segundas puestas, o por una disminución de la tasa de depredación de los nidos), lo que habría compensado el descenso de supervivencia manteniendo a la población estabilizada en un nuevo equilibrio de fecundidad y mortalidad a densidades más bajas que las anteriores.

La especie más próximamente emparentada al Carricerín real con estimaciones de supervivencia disponibles es el Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*). Se trata de un migrante trans-sahariano cuya supervivencia y dinámica poblacional está muy marcada por las lluvias en su área de invernada saheliana (Peach et al. 1991). Según las estimas de estos autores, la supervivencia de esta especie osciló entre valores tan bajos como el 4% y poco más del 50% en una serie de 15 años, aunque la gran mayoría de estimas anuales se sitúan entre el 25% y el 45%. Baillie y McCulloch (1993) estiman, a partir de la base de datos británica de recuperaciones de aves anilladas, la supervivencia

media de los adultos como 0.362 (SE = 0.0872) y la de los jóvenes como 0.238 (SE = 0.0556). Al menos la estima de los adultos es significativamente inferior incluso que las estimas medias de supervivencia del Carricerín real obtenidas para el periodo posterior a 1993 en los modelos *ad hoc* (0.5224 y 0.4412), a pesar de lo cual el área de distribución y la población europea de Carricerín Común es muy superior a la de Carricerín real (Borowiec y Peach 1997, Dvorak 1997). Las estimas de supervivencia obtenidas por Baillie y McCulloch (1993) para el Carricero Común (*A. scirpaceus*), especie de distribución más amplia que las dos anteriores (Schulze-Hagen 1997), son 0.586 (SE = 0.0747) para los adultos y 0.321 (SE = 0.0592) para los jóvenes, bastante similares a las obtenidas aquí para el Carricerín real en la segunda mitad de estudio. Estos resultados apoyan la idea de que la fecundidad del Carricerín real es inferior a la de estas otras especies, y que el mantenimiento de una población densa de la especie requiere de supervivencias de los adultos relativamente elevadas.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES FINALES

LA COMUNIDAD DE PASERIFORMES PALUSTRES NIDIFICANTES. COMPARACIÓN DE ZONAS HÚMEDAS MEDITERRÁNEAS.

1. *C. juncidis* es la especie de passeriforme más abundante en el Prat. Sus preferencias son, durante todo el año, las zonas con vegetación baja (juncales y salicorniales) en cuyos interiores nidifica. Está presente en todas las zonas.

2. *A. melanopogon* es la 2ª especie de passeriforme más abundante en el Prat. Evita carrizales monoespecíficos, siendo más abundante donde la vegetación incluye además juncos y eneas, próximas a superficies de agua libre. Las alteraciones del carrizal (sequía, intrusiones marinas, quemas ...) condicionan su presencia.

3. *M. flava* nidifica en las zonas abiertas de saladar entre salicornias y juncos en el Norte y Oeste del Prat, coincidiendo en estas áreas con el pastoreo de ganado.

4. *Acrocephalus arundinaceus* está ligado a amplios y densos carrizales, si bien selecciona preferentemente zonas con carrizo alto. La mayor densidad de individuos está en la zona sur y cerca del mar ligado a la presencia de agua.

5. *Locustela luscinioides* ocupa áreas de carrizal casi monoespecífico no muy denso y con presencia continua de agua. No aparece ni en cultivos ni en la zona Norte.

6. *Acrocephalus scirpaceus* ocupa zonas no habitadas por Carricero tordal y Carricérin real motivo por el cuál presenta en el Prat una densidad muy baja, a pesar de ser la especie nidificante más común en los humedales litorales ibéricos.

7. *Hippolais polyglotta* (0.12 ind/ha) y *Luscinia megarhynchos* ocupan únicamente zonas limítrofes a los cultivos.

8. *Emberiza schoeniclus* es la especie nidificante con menor presencia. Usa los grandes carrizales inundados como dormitorios durante la invernada.

9. En la primavera de 1.994, *A. melanopogon* presentó en el Prat de Cabanes-Torreblanca el mayor Índice kilométrico de abundancia en las 5 estaciones censadas –entre 9 y 55 ind/km. En S’Albufera de Mallorca entre 6 y 19, en L’Albufera de València entre 0 y 10, en el Delta de L’Ebre entre 0 y 2.8 y en Fondó d’Elx entre 0 y 3.7 ind/km.

10. La composición de la comunidad de passeriformes palustres del Prat es la más singular entre las 5 zonas húmedas del Mediterráneo estudiadas. Según la ordenación realizada en el Análisis de Correspondencias dentro de esa singularidad lo más destacado es la gran abundancia de *A. melanopogon* junto a la escasez de *A. scirpaceus*. es una situación opuesta a lo que se da en el resto de humedales estudiados.

TENDENCIA POBLACIONAL.

1. En el Prat hay un declive poblacional en el periodo reproductor entre dos periodos que se concretan en CIBIMA entre los años 90 y 95 (densidad media= 4 ind/ha) y entre el 96 y el 2002 (densidad media= 2 ind/ha). En Sèquia vella, este declive ocurre un año antes que en CIBIMA. De una densidad media de 7.2 ind/ha en el 93 y de 6.5 ind/ha en el 94 pasa a 1.9 ind/ha en el 95, igualándose las densidades en ambas estaciones en el 96 y 97.

2. El declive poblacional se hace patente también en la invernada. La densidad en CIBIMA pasa de 3 ind/ha entre el invierno del 91-92 y el del 95-96 a 1 ind/ha entre el invierno del 96-97 al del 01-02. En Sèquia Vella no se observa la disminució porque siempre presenta densidades muy bajas (densidad media = 0.37 ind/ha).

3. El anillamiento es más sensible a los efectos locales que los transectos, debido a que muestran una menor cobertura de área, lo que lo hace menos adecuado que éstos para estimar abundancias. Las capturas de adultos parecen estar respondiendo a efectos locales ya que la correlación negativa de su índice de abundancia con las lluvias sugiere que en años más secos los individuos reproductores tenderían a concentrarse en las proximidades de las zonas que mantienen mayor nivel de agua.

4. El índice de abundancia de jóvenes incluye individuos nacidos en un área más amplia que los adultos con los que se relaciona para calcular el índice de productividad ya que este índice alcanza valores (jóvenes/adulto) que son demasiado altos para ser realistas. Por tanto, el aparente aumento de productividad en el segundo periodo de estudio reflejaría una mayor concentración de jóvenes en CIBIMA más que un aumento real del éxito reproductor.

5. El Carricerín real está presente durante todo el año en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca, presentando diferencias importantes entre zonas del mismo parque en muy pocos kilómetros. La dispersión de individuos en Sèquia Vella se produce después de la cría y vuelve a aparecer antes del periodo reproductor, mientras que en CIBIMA su presencia es continua.

6. En primavera la densidad se incrementa normalmente a partir de marzo. A finales de primavera, principios de verano, tiene lugar el mayor pico de densidad al que le sigue un acusado descenso estival en la segunda mitad de verano. En otoño vuelve a hacerse presente entre octubre y noviembre para bajar de nuevo durante la invernada, de forma acusada en enero.

7. En adultos, se ha constatado una variación importante en la magnitud del pico de dispersión a la baja entre la primera parte del estudio (periodo 90-96) y la segunda (97-01). La fecha del pico de dispersión tiene lugar entre la segunda quincena de junio y la primera de julio, a excepción de los años 94 y 95 en que se adelanta un mes. Las variaciones en la magnitud y en la fecha de este pico ocurren sincronizadamente por sexos.

8. En jóvenes la variación estacional presenta dos picos. Uno, tras el período reproductor, con capturas en mayo que se incrementan hasta alcanzar un máximo entre junio y julio para disminuir bruscamente en el mes de agosto. Y otro otoñal, que incluye una mezcla de individuos migrantes y nativos. La presencia durante el invierno es muy baja.

9. Hay diferencias importantes entre CIBIMA y Sèquia Vella en el inicio y finalización de la reproducción. La fecha media de aparición de placas en Sèquia Vella es muy tardía (14-

V) y la fecha media del pico de jóvenes, muy temprana (13-VI). Por el contrario en CIBIMA las placas aparecen pronto (19-IV) mientras que la fecha del pico es más tardía (21-VI).

MIGRATOLOGÍA.

1. Los Carricerines reales austrohúngaros se distribuyen durante la invernada por lagunas del norte y centro de la península Itálica, Hungría, litoral de los países balcánicos y Suiza. Los controles en áreas de invernada comienzan en septiembre, alcanzan máximos entre octubre y noviembre y se siguen obteniendo hasta febrero. En abril aún se produce alguna recuperación en áreas de invernada por lo que el retorno de esa población a su área de cría se produce entre marzo y abril. La orientación media de las líneas de vuelo es de 214.79° (el 66.6% de las recuperaciones se producen en dirección SW, el 12.5% hacia el W (Suiza) y el 16.6% en dirección SE, en las costas de los países balcánicos). La distancia media desde el lugar de anillamiento es de 543.6 km.

2. La población de Carricerines reales franceses es migradora parcial. Hay individuos que permanecen en el sur de este país entre mayo y diciembre. La parte de la población que se desplaza fuera de Francia lo hace hacia el litoral mediterráneo español pues es aquí donde tienen lugar todas sus recuperaciones. Los adultos recuperados en España se anillan en Francia entre marzo y octubre, y los jóvenes entre mayo y octubre. La llegada a la Península Ibérica tiene lugar a partir de octubre, con un pico importante en noviembre. Las recuperaciones en enero son muy escasas. El retorno a las áreas de cría se produce en febrero, siendo muy escasas las recuperaciones en marzo. La orientación media de las líneas de vuelo es de 221.08° , concentrada en dirección SW. La distancia media desde el lugar de anillamiento es de 458.4 km.

3. La población de Carricerín real en el Prat es migradora parcial y realiza movimientos en dos direcciones. El 40% de los movimientos registrados ha sido hacia humedales situados al norte (Marjal de Peñíscola, Delta de l'Ebre) y el 60% hacia humedales al sur (Goles del Millars, Marjal del Moro, Albufera de València, Fondó d'Elx). Sin embargo, el esfuerzo de captura no está distribuido igualmente, por lo que los movimientos hacia el norte deben de

estar sobrerrepresentados. En la orientación de sus desplazamientos no influyen ni la edad ni el sexo. La distancia media de las recuperaciones es de 81.52 km.

4. La recuperación más temprana de un Carricerín real anillado en el Prat tiene lugar en junio en Les Gòles del Millars a 32 km de distancia. El resto comienzan a llegar a los humedales en julio con un pico acusado entre agosto y noviembre y una disminución considerable en diciembre y enero. El abandono de dichas áreas se produce entre febrero y marzo. No existen diferencias en la distribución mensual de capturas por edades.

5. La falta de Estaciones de Esfuerzo Constante en áreas habituales de invernada limita conocer qué hace la especie durante el resto del año. Los controles en la EEC del Millars indican que jóvenes que abandonan más tarde el Prat lo hacen a áreas más cercanas y que los adultos se concentran en el área durante los pasos y, en menor medida, durante la invernada.

6. La dispersión postnupcial de los jóvenes tiene lugar en el Prat entre mayo y julio, desapareciendo prácticamente por completo en agosto. Su aparición en otras localidades comienza en junio y permanecen en ellas hasta marzo. La probabilidad de recuperar en otro humedal ibérico un joven anillado en mayo, es el triple (7'7%) que la de recuperar un joven anillado en junio-julio (1'6% y 2'7%).

7. La dispersión postnupcial de los adultos, tiene lugar entre julio y septiembre. En el retorno, hay una tendencia a que los machos lleguen al Prat antes que las hembras.

8. Las poblaciones baleares de la especie no realizan habitualmente movimientos fuera de las islas ya que no existe ninguna recuperación en el continente pese a los 3.401 individuos anillados hasta el año 2.000.

BIOMETRÍA

1. Biométricamente, la población de Carricerines reales del Prat de Cabanes-Torreblanca presenta los siguientes caracteres: (1) Hay dimorfismo sexual porque todas las variables

analizadas difieren entre machos y hembras. Este dimorfismo siempre es a favor de los machos en las variables de Ala máxima, P3, tarso y peso. (2) Las medidas de ala máxima, P3 y peso aumentan con la edad en ambos sexos, excepto el tarso.

2. El análisis del crecimiento individual, muestra que el Ala máxima y P3 aumentan de tamaño en la primera y la segunda mudas y se estabilizan en la tercera y cuarta. Los machos aumentan más que las hembras tras la primera muda, invirtiéndose las proporciones en la segunda. En peso, la tendencia es a aumentar entre el periodo juvenil y la primera muda, a estabilizarse entre la primera y tercera y a disminuir de la tercera a la cuarta, no detectándose diferencias entre sexos.

3. Las poblaciones de Carricerín real nativos del Delta de l'Ebre, Prat y Fondó d'Elx son diferentes en Ala máxima, P3 y Peso. En concreto, las del Prat y del Fondó difieren en Tarso y Ala máxima, variables relacionadas con el tamaño del esqueleto. Los del Fondó miden 1.43 mm más de Ala máxima que los del Prat. Las poblaciones de Carricerín real invernantes del Prat, Delta y Fondó no difieren ni en ala-máxima, P3 ni en peso. Los individuos franceses recuperados durante la invernada en el Delta son algo más grandes en promedio que los que se recuperan en el Prat (la diferencia en ala máxima es de 1.12 mm).

4. Los procedimientos de diferenciación morfométrica basados en análisis multivariantes de la forma del ala no permiten identificar invernantes franceses y nativos del Prat ya que el contorno alar es prácticamente igual en ambas poblaciones.

5. Sí que permiten clasificar los individuos de estas dos poblaciones los Modelos de Regresión Logística basados en variables de plumas individuales. Concretamente, el modelo basado en la longitud de las primarias P2, P3, P8 y P9 sin estandarizar permite clasificar correctamente el 96.6% de los individuos del Prat y el 87.5% de los de Camarga. Esta clasificación es posible porque los individuos franceses que presentan una misma longitud en P2 o P9 tienden a tener una P3 o P8, respectivamente, más corta.

6. La clasificación de la población que ha permitido los Modelos de Regresión Logística muestran que las poblaciones invernantes nativa y francesa no siguen siempre el mismo

patrón. El contingente invernante de nativos del Prat es siempre mayor que el de los invernantes franceses.

7. La clasificación de la población según los Modelos de Regresión Logística muestra que los Carricerines reales franceses llegan al Prat, de forma más marcada en CIBIMA que en Sèquia Vella, la segunda semana de octubre, presentando un pico importante en noviembre y reduciendo su presencia progresivamente en diciembre hasta llegar a niveles mínimos en enero. Vuelven a aparecer durante febrero para abandonar la zona en la primera quincena de marzo. Esto aparece muy diferenciado desde el invierno del 92-93 al del 95-96, suavizándose hasta desaparecer entre los inviernos del 96-97 al del 00-01.

8. Existen Carricerines reales nativos presentes en el Prat durante todo el invierno que muestran una distribución con dos picos. Uno centrado en los meses de octubre y noviembre, y otro en febrero y marzo. Hay una reducción importante de este contingente durante diciembre y enero. Las diferencias entre CIBIMA y Sèquia vella son muy marcadas en los primeros meses de invernada, presentando la primera una concentración de individuos tres veces superior a la segunda.

SUPERVIVENCIA.

1. La supervivencia de los Carricerines Reales adultos ha disminuido desde valores situados por encima del 70% en los primeros años de estudio hasta valores entorno al 50% a partir de 1993. Sin embargo la relación negativa entre esta disminución de la supervivencia y la media de las temperaturas mínimas de enero y febrero probablemente no refleja una conexión causal. La supervivencia no difiere entre sexos.

2. El test 3.SR ha mostrado la existencia de individuos transeúntes en la mayoría de selecciones de adultos. La proporción de estos transeúntes en la población ha aumentado hasta estabilizarse en torno a un 40%.

3. La supervivencia de los jóvenes durante su primer año de vida ha variado a lo largo de los años de estudio, pero no se ha detectado ninguna asociación entre ella y las variables

ambientales analizadas. La supervivencia media durante este estudio ha sido aproximadamente del 30%.

4. La disminución de la supervivencia adulta tiene lugar dos años antes del descenso en la densidad de la especie, por lo que probablemente exista una relación causal entre ambos procesos.

CAPÍTULO 8

BIBLIOGRAFÍA

ABAD, A. (1993). *Caracterización fisicoquímica del prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universitat de València.

ALATALO, R.V., GUSTAFSSON, L. y LUNDERG, A. (1984). Why do young birds have shorter wings than older birds? *Ibis* 126: 410-415.

ALCOVER, J.; BOIRA, H.; JOVER, M. i PERIS, E. (1991). *Los ecosistemas acuáticos de Prat de Cabanes generados por la extracción de turba*. Universitat Politècnica. València. Inédito.

ASENSIO, B. (1983). *Migración de aves fringílicas (Fringillidae) a base de resultados de anillamiento*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense. Madrid.

ASSOCIACIÓ BALEAR D'AMICS DES PARCS (1992). *Seguiment de l'avifauna del parc (agost 1991-juliol 1992)*. Parc Natural de S'Albufera. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.

ATLAS HIDROGEOLÓGICO DE LA PROVINCIA DE CASTELLÓN (1987). Diputació Provincial. Castelló.

AYMI, R. (1991). Primeres recuperacions llunyanes de la Boscarla Mostatxuda (*Acrocephalus melanopogon*) a la Mediterrànea occidental. *Butll. P.N. Delta de l'Ebre* 6: 38-40.

BACCETTI, N. (1985). The vertical distribution of three passerine birds in a marshland of Central Italy. *Ringing of Migration* 6:93-96.

BAILLIE, S.R., R.E. GREEN, BODDY, M. y BUCKLAND, S.T. (1986). An evaluation of the Constant Effort Sites Scheme. *BTO* Thetford. U.K.

BAILLIE S.R. y MCCULLOGH N. (1993). Modelling the survival rates of passerines ringed during the breeding season from national ringing and recovery data. En Lebreton

J.D. y North Ph.M. (eds.): *Marked Individuals in the Study of Bird Populations*. pp: 123-139. Birkhäuser Verlag. Basel.

BAILLIE, S.R. (1995). Uses of ringing data for the conservation and management of bird populations: a ringing scheme perspective. *Journal of Applied Statistics*, 22: 967-987.

BAKER, R. R. (1978). *The evolutionary ecology of animal migration*. Hodder and Stoughton. Londres.

BENNETT, P.M. y OWENS, I.P.F. (2002). *Evolutionary Ecology of Birds*. Oxford University Press. Oxford.

BENÍTEZ, J. M. (2002). Carricerín Real (*Acrocephalus melanopogon*). *Ardeola*, 49 (1): 193.

BERNIS, F. (1966). *La migración en aves*. SEO. Madrid.

BERTHOLD, P. y FRIEDRICH, W. (1979). Die Federlänge: Ein neues nützliches Flügelmaß. *Vogelwarte* 30: 11-21

BERTHOLD, P. et al. (1991). Autumn migration, nesting behaviour, biometry and moult of small birds in Central Europe. *Vogelwarte* 36: 41-43

BIBBY, C.J. (1981). Studies of west Palearctic birds. 184. Moustached Warbler. *Brit. Birds*, 75: 346-359.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D y HILL, D.A. (1992). *Bird census techniques*. Academic Press. London

BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. (1992). *Libro rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

BLONDEL, J. y ISENMANN, P. (1981). *Guide des oiseaux de Camargue*. Delachaux et Niestlé. Neuchâtel.

BOE 1990. Convenio relativo a humedales de importancia internacional, especialmente como hábitats de aves acuáticas, hecho en Ramsar el 2 de febrero de 1971. Designación de nuevos humedales por parte de España.

BOIRA, H. (1988). *La vegetación de la marjal de Torreblanca y Ribera de Cabanes*. Generalitat Valenciana. València. Inédito.

BOROWIEC M. y PEACH W. (1997). Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*. En: Hagemeyer W.J.M. y Blair M.J. (eds): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance*. Pp: 566-567. T & A.D. Poyser. Londres.

BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P. y LAAKE, J.L., (1996). *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman y Hall. Ne York.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. y LAKE, J.L. (1980) Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72.

CALLAGHAN, P. (1991). Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*). En: URIOS, V. et al. *Atlas de las Aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. pp: 314-315. Generalitat Valenciana. València.

CANTOS, F. (1992). *Migración e invernada de la familia sylviiidae (orden Paseriformes, clase Aves)*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense, Madrid.

CANTOS, F. (1997). Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 396-397. Lynx Edicions. Barcelona.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (1992). Al respecto del procesamiento informatizado de datos en anillamiento. *Apus 0*: 7-9.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (1992). *MIGRATIO. Manual de usuario*. Diputación Provincial. Castelló.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (1996). Comparación de la composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En, R. Carbonell y M. Juliá (Eds): *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp.117-119. SEO/BirdLife. Madrid.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (1997). Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*). En: PURROY, F.J. (eds.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 398-399. Lynx Edicions. Barcelona.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (2003). Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*). En: MARTÍ, R. y DEL MORAL J.C. (eds.): *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid. pp. 456-457

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (2003). Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*). En: MARTÍ, R. y DEL MORAL J.C. (eds.): *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid. pp.458-459

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (2001). *Estudi ecològic del riu Anna*. Diputació Provincial. Castelló.

CASTANY, J. y LÓPEZ, G. (2002). Memòries del seguiment de passeriformes palustres a les Goles del Riu Millars de 1994 a 2002. Inéditos.

CAUGHLEY, G. (1977). *Analysis of Vertebrate Populations*. Wiley y Sons. London.

CENTRE DE RECHERCHES SUR LA BIOLOGIE DES POPULATIONS D'OISEAUX (1995). Muséum National d'Historie Naturelle. París

CLARABUIG, O. (2000). El estudio del ave en mano. En *Manual para el anillamiento científico de aves*. SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM. Madrid.

COOCH E. y WHITE G. (2002). *Program Mark. Analysis of data from marked populations. A gentle introduction.* www.phidot.org.

CORMACK, R.M. (1968). The statistics of capture-recapture methods. *Oceanogr. Mar. Bio. Ann.* 6: 455-506.

CRAMP, E. (1992). *The birds of the western palearctic. Warblers.* 6: 20-31. University Press. Oxford.

CRIS, T. (1997). Estudis de boscarles a s'Albufera. *Butll. Parc Albufera* 3

DE JUANA, E. (1993). Noticiero ornitológico. *Ardeola* 40 (1)

DIES, B.; DIES, J.I.; OLTRA, C.; GARCÍA-GANS, J. y CATALÀ, F.J. (2000). *Las aves de l'Albufera de Valencia.* Vaersa. València.

DOGV 1988. Decreto 188/1988, de 12 de diciembre, del Consell de la Generalitat Valenciana, por el que se declara el Paraje Natural de Cabanes-Torreblanca. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana 990: 443.

DOGV 1994a. Decreto 264/1944, de 20 de diciembre, del Consell de la Generalitat Valenciana, por el que se modifican los límites del Paraje Natural de Cabanes-Torreblanca. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana.

DOGV 1994b. Ley 11/94, de 27 de diciembre, por el que se declara el Parque Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana 2423: 204.

DOGV 2003. Decreto 4/2003, de 21 de enero, del Consell de la Generalitat Valenciana, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (P.O.R.N.) y Rector de Uso y Gestión (P.R.U.G.) del Parc Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (2.003/747).

DORST, J. (1976). *Las aves en su medio ambiente. Historia Natural, 14.* Ediciones Destino. Barcelona.

DVORAK M. (1997). Moustached Warbler *Acrocephalus melanopogon*. En: Hagemeyer W.J.M. y Blair M.J. (eds): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance*. Pp: 568. T & A.D. Poyser. Londres.

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

FERRER, X; MARTINEZ-VILALTA, A. i MUNTANER, J. (1996). *Història natural dels Països Catalans, 12.* Enciclopèdia catalana. Barcelona.

FIGUEROLA, J. y GUTIÉRREZ, R. (2000). Why do juvenile Moustached Warblers have shorter wings. *Ornis Fennica* 77:183-187

GALARZA, A. (1997). Buitrón (*Cisticola juncidis*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 392-393. Lynx Edicions. Barcelona.

GARCÍA, J. FUERTES, B. y JUAN, M. (2000). Diferencias biométricas relacionadas con el sexo y la edad en una población ibérica de Pechiazul –*Luscinia svecica cyaneola*. Butll. GCA 17: 11-16

GARDIAZÁBAL, A. (1998). Autocontrol y estandarización de medidas en el anillamiento de aves. *Revista de anillamiento* 1: 7-12.

GAUCH, H.G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology*. University Press. Cambridge.

GENERALITAT DE CATALUNYA (1988). *Parc natural del Delta de l'Ebre*. Dept. de comerç, consum i publicacions. Barcelona.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N. y BAUER, K.M. (eds.) (1991). *Handbüch der Vögel Mitteleuropas, 12/1 Passeriformes (Teil 3)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.

GRUP CATALÀ D'ANELLAMENT (eds.) (2001). Programa Sylvia. Primer informe anual de les estacions d'anellament amb esforç constant. Barcelona.

GRUP CATALÀ D'ANELLAMENT (2002). Base de dades d'anellament d'*A. melanopogon*. Inèdit.

GRUP ORNITOLÒGIC BALEAR (eds.) (2000). *Anuari ornitològic de les balears, 15*. Palma de Mallorca.

GUZZON, C. (1997). Forapaglie castagnolo (*Acrocephalus melanopogon*): presenza nel Friuli-Venezia Giulia. *Fauna* 4: 125-130

HAGEMELJER, W.J.M. y BLAIR, M.J. (1997). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. Academic Press. London

HARRISON, C. (1983). *Guía de campo de los nidos, huevos y polluelos de las aves de España y de Europa*. OMEGA, Barcelona.

HERNANDEZ, A. (1997). Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 400-401. Lynx Edicions. Barcelona.

HOEGHER, S. (1989). *Guide des oisillons et poussins dels oiseaux d'Europe*. Delachaux et Niestlè. Neuchâtel.

ICONA (1980). Estudio ecológico de la Albufera de Mallorca (L'Alcúdia, Muro, Sa Pobra). Universidad de Palma de Mallorca.

I.G.M.E. (1988). *Las aguas subterráneas en la Comunidad Valenciana. Uso, calidad y perspectivas de utilización*. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.

JENNI, L y WINKLER, R. (1994). *Moult and ageing of european Passerines*. Academic Press. London.

KLEINDORFER, S.; FESSL, B. y HOY, H. (1995). More is not always better: male incubation in two acrocephalus warblers. *Behavior* 132: 607-625

KOVACH, W.L. (1994). *ORIANA*, versión 1.06. Kovach Computing Services. Anglesey, U.K.

LAAKE, J.L., BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P. (1996). *Distance user's guide. V2.2*. Cooperative Fish y Wildlife Research Unit. Colorado States University, Fort Collins, CO.

LAMBERTINI, M. (1987). L'avifauna del Lago di Montepulciano (SI) 1. Ciclo annuale delle comunità. *Avocetta* 11: 17-35

LEBRETON, J.D., BURNHAM, K.P., CLOBERT, J. y ANDERSON, D.R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: an unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.

- LEBRETON, J.D (2001).** The use of bird rings in the study of survival. *Ardea* 89: 85-100.
- LEISLER, B. (1973).** Die Jahresverbreitung des Mariskensängers (*Acrocephalus melanopogon*) nach Beobachtungen und Ringfunden. *Die Vogelwarte* 27: 39-50.
- LLEONART, J., SALAT, J. y TORRES, G.J. (2000).** Removing allometric effects of body size in morphological analysis. *Journal theor. Biological*, 205: 85-93
- MARTÍNEZ, I. (1983).** Buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*). En: MUNTANER, J., FERRER, X. i MARTINEZ-VILALTA, A. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. pp: 208-209. Ketres. Barcelona.
- MARTÍNEZ, O. Y PALERM, J. C. (1998).** Avifauna de Ses Freixes d'Eivissa. *Anuari Ornitològic de Balears*, 13: 21-30
- MARTÍ, R. y DEL MORAL, J.C. (eds.) (2003).** *Atlas de aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- MARTINEZ-VILALTA, A.; BERTOLERO, A.; BIGAS, D.; PAQUET, J.Y. y MARTINEZ-VILALTA, J. (1998).** Descripció de la comunitat de passeriformes que nidifica als canyissars del delta de l'Ebre. *Butll. P.N. Delta de l'Ebre* 10: 28-35.
- MATEU, J. (1982).** *El Norte del País Valenciano. Geomorfología litoral y prelitoral*. Universitat de València. València.
- MEJÍAS, R. y AMENGUAL, J. (2000).** Libro Rojo de los vertebrados de las Baleares. (II època, nº 8). Conselleria de Medi Ambient. Palma de Mallorca.

MEROM, K., McCLEERY, R. and YOM-TOV, Y. (1999). Age-related changes in wing-length and body mass in the Reed Warbler (*Acrocephalus sicrpaceus*) and Clamorous Reed Warbler (*Acrocephalus stentoreus*). *Bird Study* 46: 249-255

MESCHINI, E. y FRUGIS, S. (1993). *Atlante Degli Uccelli Nidificanti in Italia*. Vol XX. pp. 208. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna.

MOLINA, J.A.; CASERMEIRO, M.A.; PERTÍÑEZ, C.; MORENO, P.S. (2000). *Relación suelo-vegetación en un ecosistema litoral mediterráneo. El Parque natural del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón)*. Fundación Dávalos-Fletcher. Castelló.

MOLLER, A.P. and DE LOPE, F. (1999). Senescence in a short-lived migratory bird: age-dependent morphology, migration, reproduction and parasitism. *Journal of Animal Ecology*, 68: 163-171

MONTEMAGGIORI, A.; SPINA, F.; MANTOVANI, R. (1993, 1994, 1995, 1996). Mediterranean Islands Project. General results and report from the 9th year of activity. *Bollettino dell'Attività di Inanellamento*, 5. Istituto Nazionale per la fauna selvatica. Bologna.

MUNTANER, J., FERRER, X. i MARTINEZ-VILALTA, A. (1983). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. pp: 207-208. Ketres. Barcelona

MUÑOZ-COBO, J. (1997). Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 402-403. Lynx Edicions. Barcelona.

MUÑOZ-COBO, J. (1997). Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 358-359. Lynx Edicions. Barcelona.

NORUSIS, M.J. (1986). SPSS/PC+ for the IBM PC/XT/AT. SPSS INC. Chicago. Illinois

ONRUBIA, A.; ROBLES, J.L.; ANDRÉS, T. (1997). Zarcero común (*Hippolais polyglotta*). En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 406-407. Lynx Edicions. Barcelona.

ONTIVEROS, D. (1995). Velocidad de crecimiento de rémiges y rectrices en *Milvus migrans* y *Buteo buteo*, durante la muda. En *Ardeola*, 42 (2): 183-189.

PARACUELLOS, M. (1997). Análisis comparativo entre las comunidades de passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola* 44(1):105-108.

PASCUAL, J. y SENAR, J.C. (1996). What are different biometric measurements of avian body size actually measuring?. *Butll.GCA* 13: 1-8

PEACH W.J., BAILLIE S. y UNDERHILL L. (1991). Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west Africa rainfall. *Ibis* 133: 300-305.

PEACH W.J., SIRIWARDENA G.M. y GREGORY R.D. (1999). Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 798-811.

PEÑIN, A. i JAEN, G. (1987). *El procés d'urbanització i la segona residènci. El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Generaliat Valenciana. València.

PÉREZ-TRIS, J., CARBONELL, R. y TELLERIA, J.L. (1999). A method for differentiating between sedentary and migratory blackcaps *Sylvia atricapilla* in wintering areas of Southern Iberia. *Bird Study*, 46: 299-304.

PÉREZ-TRIS, J., CARBONELL, R. y TELLERIA, J.L. (2000). Identificación e importancia poblacional de los Petirrojos (*Erithacus rubecula*) locales durante la invernada en el sur de España. *Ardeola*, 47 (1): 9-18.

- PÉREZ-TRIS, J. y TELLERIA, J.L. (2001).** Age-related variation in wing shape of migratory and sedentary Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *J. Avian Biol.* 32: 207-213
- PINILLA, J. (1997).** Anillamientos para la conservación. *La Garcilla* 100: 28-30
- PRATER, T.; MARCHANT, J. and VUORINEN, J. (1997).** *Guide to the identification and ageing of Holarctic Waders*. BTO, Londres.
- POTTI, J. (2000).** Sexual size dimorphism and sources of variation in the growth of wing feathers in nestling pied Flycatchers (*Ficedula hypoleuca*). *Ardeola*, 47 (1): 37-47.
- PRADEL, R., HINES, J.E., LEBRETON, J.D. y NICHOLS, J.D. (1997).** Estimating survival rate and proportion of transients using capture-recapture data from open populations. *Biometrics* 53: 88-99.
- PURROY, F.J. (ed.), (1997).** *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.
- QUAGLIERINI, A. (1999).** Biología reproductiva del Forapaglie castagnolo (*Acrocephalus melanopogon*) nella palude del lago di Massaciuccoli (Lucca-Pisa). *Picus* 25: 5-24.
- QUEREDA, J. (1975).** *El Pla de l'Arc: Benlloch y Cabanes*. Millars-II. Colegio Universitario de Castellón. Castelló.
- QUEREDA, J. (1985).** *Geomorfología en: La provincia de Castellón de la Plana. Tierras y gentes*. Confederación Española de Cajas de Ahorro. Castelló.
- RAGHAVAN G.S.V.; ALVO, P.; McKYES, E.; (1990).** Soil compaction in agriculture: a view toward managing the problem. En **ABAD, A:** *Caracterización fisicoquímica del*

prat de Cabanes-Torreblanca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universitat de València.

RAMSAR (2-II-1971/ BOE,8-V-1990) Convenio relativo a humedales de importancia internacional, especialmente como hábitats de aves acuáticas, hecho en Ramsar el 2 de febrero de 1971. Designación de nuevos humedales por parte de España.

RICO, J.E. (eds.) (1990). *Nuestras tradiciones. El Fondó, el reg i altres aigües*. Elx.

RIVAES, S.; BIGAS, D.; BERTOLERO, A.; MARTINEZ-VILALTA, A. (1998). Patrons espacials de captura de Rossinyol bord (*C.cetti*), de la Boscarla mostatxada (*A. melanopogon*), de la Boscarla de canyar (*A. scirpaceus*) i del Balquer (*A. arundinaceus*) als canyissars del Delta de l'Ebre: segregació per edats. *Butll. P.N. Delta de l'Ebre* 10: 23-27.

ROCAMORA, G. y YEATMAN-BERTHELOT, D. (1999). *Oiseaux menacés et ásurveillés en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la protection des oiseaux.

SÁEZ-ROYUELA, R. (1997). Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*) En: PURROY, F.J. (ed.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. pp: 540-541. Lynx Edicions. Barcelona.

SANCHO, J. (1982). *Atlas de la provincia de Castellón de la Plana*. Confederación Española de Cajas de Ahorro. Barcelona.

SANCHO, J.y CHUVIECO, E. (1986). *Castellón desde el espacio*. Confederación Española de Cajas de Ahorro. Barcelona.

SANFELIU, T. (1985). *Estructura y litología. En La provincia de Castellón de la Plana. Tierras y gentes*. Confederación Española de Cajas de Ahorro. Castelló.

SANTOS, T. (1980). *Migración e invernada de zorzales y mirlos (género Turdus) en la Península Ibérica.* Tesis Doctoral, Universidad Complutense, Madrid.

SCHULZE-HAGEN K. (1997). Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. En: Hagemeyer W.J.M. y Blair M.J. (eds): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance.* Pp: 572-573. T & A.D. Poyser. Londres.

SENAR, J.C., LLEONART, J., and METCALFE, N.B. (1994). Wing-shape variation between resident and transient wintering Siskins *Carduelis spinus*. *Journal of avian biology* 25: 50-54

SENAR, J.C. y PASCUAL, J. (1997). Keel and tarsos length may provide a good predictor of avian body size. *Ardea* 85: 269-274

SENAR, J.C., LLEONART, J., SALAT, J. and TORRES, G.J. (En preparación). *A comment on the removal of allometric effects of body size in wing shape analyses.*

SEO/BIRDLIFE, (1996). *Situación del Carricerín Real (Acrocephalus melanopogon) y otros passeriformes palustres en las provincias de Albacete, Ciudad Real, Cuenca, Guadalajara y Toledo.* Informe para la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

SEO-BIRDLIFE (2000). *Tendencias poblacionales de aves comunes en España (1996-2000).* Programa SACRE, Informe 2000. SEO-BirdLife, Madrid.

SHIRIHAI, H., GARGALLO, G. y HELBIG, A. (2001). *The sylvia Warblers.* A y C Black. London.

SIRIWARDENA G.M., BAILLIE S.R. y WILSON J.D. (1999). Temporal variation in annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. *Ibis* 141: 621-636.

SOKAL, R.R. y ROHLF, F.J. (1979). *Biometría.* H. Blume Ediciones. Madrid.

SORRIBES, J. (1987). La urbanización del territorio. En *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana. València.

STEARNS, S.C. (1992). *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press. Oxford.

SVENSSON, L. (1996). *Guía para la identificación de los Passeriformes Europeos*. SEO, Madrid.

TAYLOR, R. (1993). *Habitat and feeding ecology of Acrocephalus melanopogon and the impact of recent fires and management practices at S'Albufera de Mallorca*. Informe inédito.

TAYLOR, R. (1994). Autoecología de A. melanopogon en S'Albufera de Mallorca. *Butll. Parc Albufera*. pp. 33-45.

TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. RAICES, Madrid.

TELLERÍA, J.L., ASENSIO, B. y DÍAZ, M. (1999). *Aves ibéricas. II. Paseriformes*. J.M. Reyero Editor. Madrid.

TELLERIA, J.L., PÉREZ-TRIS, J. y CARBONELL, R. (2001). Seasonal changes in abundant and flight-related morphology reveal different migration patterns in iberian forest passerines. *Ardeola*, 48 (1): 27-46.

THOMPSON D.L., BAILLIE S.R. y PEACH W.J. (1997). The demography and age-specific annual survival of song thrushes during periods of population stability and decline. *Journal of Animal Ecology* 66: 414-424.

TORRES-PINHEIRO, R. (1999). *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis doctoral. Universitat d'Alacant.

TUCKER, G.M. y HEATH, M.F. (1994). *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Cambridge, U.K. Birdlife International (BirdLife Conservation Series nº 3).

URIOS, V.; ESCOBAR, J.V.; PARDO, R. y GÓMEZ, J.A. (1991). Escribano palustre. (*Emberiza schoeniclus*). *Atlas de las Aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. pp: 412-413. Conselleria d'Agricultura i pesca. València.

VICENS, P. i MAYOL, J. (1995). Seguiment de l'Avifauna del Parc juliol 1993- agost 1994. *Butll. P. N. de S'Albufera de Mallorca*, 2: 17:34

VILLARÁN, A. (2001). Diferencias biométricas entre dos poblaciones de Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en ambas vertientes de sierras del Sistema Central. *Butll. GCA*, 18: 9-16.

VILLARÁN, A. (1999). Migración e invernada del Escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*) en España. *Ardeola* 46 (1): pp. 71-79

WEINER, J. (2002). *El pico del Pinzón*. Galaxia Gutemberg. Barcelona.

WHITE, G.C.y BURNHAM, K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.): 120-139.

www.Seo.org.es (2003). *Proyecto NOCTUA*.

YUSTE, M. (2002). *Las aves del marjal del Moro*. (manuscrito en preparación).