

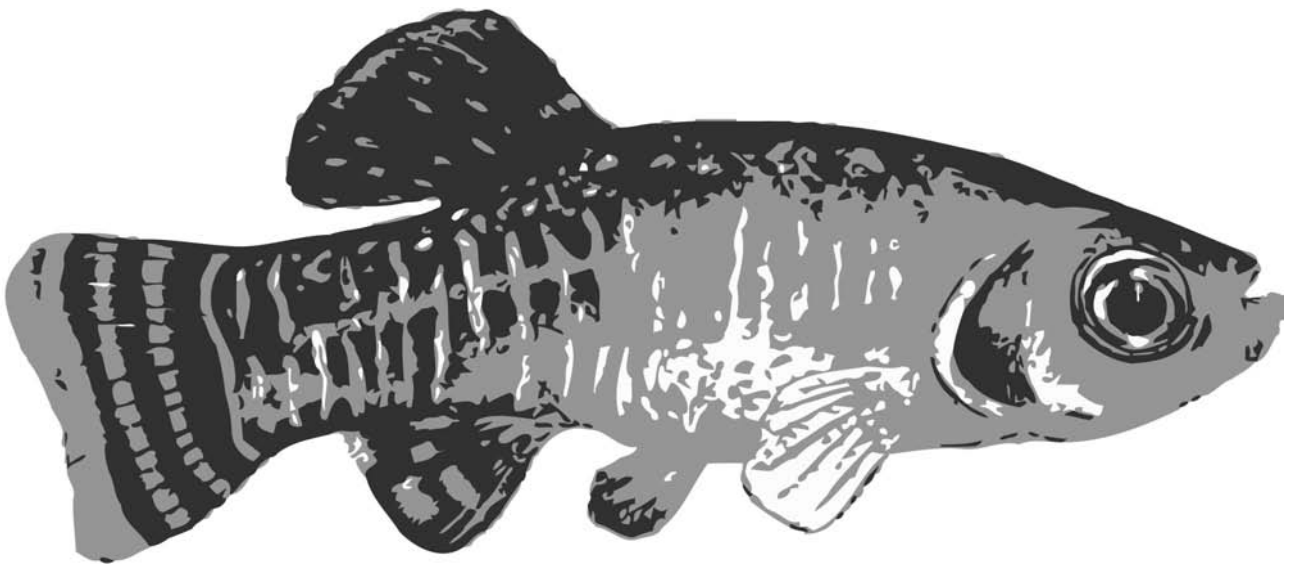
**Actas del Cuarto  
Congreso de la Naturaleza  
de la Región de Murcia  
y Primero del Sureste Ibérico**

**Murcia,  
19 al 21 de Noviembre de 2008**



*ACTAS DEL CUARTO CONGRESO DE LA NATURALEZA  
DE LA REGIÓN DE MURCIA  
y Primero del Sureste Ibérico*

*MURCIA, 19 al 21 de Noviembre de 2008*



*ASOCIACIÓN DE NATURALISTAS DEL SURESTE*

*Murcia, 2008*

Esta publicación recoge las ponencias y comunicaciones del Cuarto Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y Primero del Sureste Ibérico, celebrado entre los días 19 y 21 de noviembre de 2008 en Murcia, en el Centro de Medio Ambiente (CEMACAM) de la Caja de Ahorros del Mediterráneo, organizado por la Asociación de Naturalistas del Sureste y la CAM.

Coordinación de la Obra: Pedro García Moreno

### ***ENTIDADES Y ORGANISMOS QUE COLABORARON EN EL CONGRESO***

\* Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

### ***COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR (Responsable de la corrección de los trabajos)***

#### **Director.**

\* Dr. D. julio Más Hernández.

#### **Miembros.**

- \* Dr. D. Juan Albaladejo Montoro
- \* Dr. D. Francisco Alcaraz Ariza
- \* D. Enrique Correal Castellanos
- \* Dr. D. José M<sup>a</sup> Egea Fernández
- \* Dr. D. Miguel Ángel Esteve Selma
- \* Dr. Gregorio García Fernández
- \* Dra. D<sup>a</sup> Francisca Giménez Casalduero
- \* Dr. D. Juan Guerra Montes
- \* Dr. D. Francisco López Bermúdez
- \* Dr. D. Juan Francisco Mata Poveda
- \* Dr. D. Roque Ortiz Silla
- \* Dr. D. Ángel Pérez Ruzafa
- \* Dr. D. Juan José Presa Asencio
- \* Dr. D. Diego Rivera Nuñez
- \* Dr. D. Francisco Robledano Aymerich
- \* Dr. D. José Antonio Sánchez Zapata
- \* Dr. D. José Templado González
- \* Dra. D<sup>a</sup> María Rosario Vidal Abarca

©. Asociación de Naturalistas del Sureste.

Plaza Pintor José María Párraga, 11-bajo

30002 Murcia.

Tel. 968 96 64 07

[www.asociacionanse.org](http://www.asociacionanse.org)

Impreso en papel ecológico 100% libre de cloro.

Imprime: LOYGA. Artes Gráficas. Tel. 968 321 091. Cartagena

Depósito Legal: MU - 1320-2011

# ÍNDICE

---

Presentación .....	7
Comunicaciones: Investigación .....	9
<b>Cartografía histórica de los palmerales de Palmera Datilera (<i>Phoenix Dactylifera</i> L., <i>Arecaceae</i>) en el Sureste de España.</b>	
RIVERA, D., OBÓN, C., CARREÑO, E., AMORÓS, A., ALCARAZ, F., ORTS, S., PALAZÓN, J.A., VÁZQUEZ, L. y LAGUNA, E. ....	11
<b>Etnobotánica de la Palmera Datilera (<i>Phoenix Dactylifera</i> L., <i>Arecaceae</i>) en el Sureste de España.</b>	
OBÓN, C., RIVERA, D., CARREÑO, E., AMORÓS, A., ALCARAZ, F., ORTS, S., PALAZÓN, J.A., VÁZQUEZ, L. y LAGUNA, E. ....	17
<b>Dinámica poblacional del Fartet (<i>Aphanius iberus</i>) en el Mar Menor: Criterios para su Conservación.</b>	
OLIVA-PATERNA F.J., RUIZ-NAVARRO A., VERDIELL-CUBEDO D., ANDREU-SOLER A., MORENO-VALCÁRCEL R., GARCÍA-LACUNZA A. y M. TORRALVA. ....	23
<b>Seguimiento biológico de Paño Europeo (<i>Hydrobates pelagicus</i>) y Pardela Cenicienta (<i>Calonectris diomedea</i>) en la Región de Murcia. (2008).</b>	
CREMADES, M. y BALLESTEROS, G.A. ....	33
<b>Situación del Cuervo (<i>corvus corax</i>) en la Región de Murcia.</b>	
CREMADES GARCÍA, M., MARTÍNEZ TORRECILLAS, J.E. y CALVO SENDÍN, J.F. ....	39
<b>Seguimiento biológico de Aves Rapaces en la Región de Murcia: Estrategias de Gestión y Protección.</b>	
ILLÁN, R., CEREZO, E., ESCARABAJAL, J.M., LEÓN, M., MARTÍNEZ, J.E. y ALEDO, E. ....	45
<b>Respuesta numérica del zorro frente al aporte de carroñas por la caza en el Parque Regional de Sierra Espuña.</b>	
ESPADAS TORMO, I.J., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BLÁZQUEZ ÁLVAREZ, M., YELO VALERO, N.D. y EGUÍA MARTÍNEZ, S. ....	51
<b>Estrategia de vida de <i>Gambusia holbrooki</i> en un ambiente hipersalino del Sureste de la Península Ibérica.</b>	
MORENO-VALCÁRCEL R., RUIZ-NAVARRO A., TORRALVA, M. y OLIVA-PATERNA F.J. ....	59
<b>Dinámica poblacional de la Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>) en Isla Grosa (1992-2008).</b>	
ESCRIBANO, F., BARBERÁ, G.G., CORBALÁN, F., CREMADES, M., MURCIA, J.L. y SALLEN, A. ....	69
<b>Dieta y distribución espacio-temporal de la Garduña (<i>Martes foina</i>) en Sierra Espuña (SE Ibérico).</b>	
DURÁ CANDELA E., SÁNCHEZ-ZAPATA J.A. y BLÁZQUEZ ÁLVAREZ M. ....	75
<b>Avistamiento de cetáceos en la Región de Murcia.</b>	
CANALES CÁCERES, R.M. <sup>a</sup> , MÉNDEZ CAMPUZANO, A., GIMÉNEZ CASALDUERO, F., MENGUAL MOLINA, R.M. <sup>a</sup> , FERNÁNDEZ HERNÁNDEZ, E. ....	83
<b>Estructura y distribución de la comunidad de aves acuáticas en el Mar Menor y su relación con los gradientes ambientales existentes.</b>	
FARINÓS CELDRÁN, P. y ROBLDANO AYMERICH, F. ....	91
<b>Censos de aves marinas desde embarcación en el Sureste de la Península Ibérica.</b>	
MURCIA, J.L., SALLEN, A., COLLADO MARÍN, E. y BARBERÁ, G.G. ....	105
<b>Dieta del zorro en el Parque Regional de Sierra Espuña: Carroñas y dispersión de semillas.</b>	
ESPADAS TORMO, I.J., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BLÁZQUEZ ÁLVAREZ, M., YELO VALERO, N.D. y EGUÍA MARTÍNEZ, S. ....	109
<b>La Malvasía Cabeciblanca <i>Oxyura leucocephala</i> en la Región de Murcia. Evolución poblacional y selección de hábitat. (2000-2008).</b>	
BALLESTEROS PELEGRÍN, G. ....	117

<b>Situación de la Alondra Ricotí <i>Chersophilus duponti</i>, en Albacete.</b>	
MARTÍNEZ INIESTA, C., CAÑIZARES MATA, J.A. y CAÑIZARES MATA, D. ....	123
<b>Censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia, 2003-2008. Memoria.</b>	
HERNÁNDEZ NAVARRO, A.J. y FERNÁNDEZ-CARO GÓMEZ, A. ....	131
<b>Las balsas de riego de la Vega Baja como hábitat de nidificación de la Cigüeñuela Común (<i>Himantopus himantopus</i>): Procesos de selección.</b>	
ALEXANDER, K. L., SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E., BOTELLA, F., SÁNCHEZ-ZAPATA J. A. ....	159
<b>Dieta del Búho Real (<i>Bubo Bubo</i>) en el sur de la provincia de Alicante.</b>	
DOLORES ANTÓN, M., PÉREZ-GARCÍA, J.M., BOTELLA, F. y SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. ....	165
<b>Estudio experimental para evaluar la supervivencia larvaria en <i>Lysmata amboinensis</i> (De Mann, 1888), en función de la dieta.</b>	
BLÁZQUEZ-CERNUDA, P., CORTÉS-MELENDRERAS, E., GIMÉNEZ-CASALDUERO, F., MARTÍNEZ-ORTEGA, E. y MARTÍNEZ YAGO, P. ....	171
<b>Cabo de Palos: lugar estratégico de paso de aves marinas.</b>	
ESCRIBANO CÁNOVAS, F., FUENTES MARÍN, A. ....	
HOWARD, R., CHAMÓN FERNÁNDEZ, I. y GARCÍA BARCELONA, S. ....	177
<b>Programa de control de la Gaviota Patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>) en la Región de Murcia.</b>	
ESCRIBANO, F. y EGUÍA, S. ....	183
<b>¿Son eficaces los descastes de Gaviota patiamarilla en el control de sus poblaciones?</b>	
SALLENT, A., BARBERÁ, G.G. y MURCIA, J.L. ....	189
<b>Patrones espaciales de variabilidad genética en poblaciones de Tortuga Mora (<i>Testudo graeca graeca</i>) en el Sureste Ibérico. Implicaciones para su conservación.</b>	
GRACIÁ MARTÍNEZ, E., GIMÉNEZ CASALDUERO, A., BOTELLA ROBLES, F., ANADÓN HERRERA, J.D., GARCÍA MARTÍNEZ, S. y MARÍN MARTÍNEZ, M. ....	197
Comunicación: Consevación y Gestión .....	205
<b>Valoración económica del Parque Regional de Carrascosy-El Valle (Región de Murcia, España).</b>	
MARTÍN MELGAREJO, M. ....	207
<b>Evaluación de proyectos de restauración de ribera en Abarán (Murcia).</b>	
BRUNO, D., VELASCO, J. y MILLÁN, A. ....	215
<b>El observatorio de la sostenibilidad en la Región de Murcia (OSERM): Finalidad y líneas de trabajo.</b>	
CARREÑO FRUCTUOSO, M.F., MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, J., MIÑANO MARTÍNEZ, J., SUÁREZ ALONSO, M.L., ROBLEDANO AYMERICH, F., VIDAL-ABARCA GUTIERREZ, M.R. y ESTEVE SELMA, M.A. ....	227
<b>La gestión de montes y la Red Natura 2000.</b>	
CARREÑO SANDOVAL, F. y ALCANDA VERGARA, J. ....	235
<b>Proyecto Life de corrección de tendidos eléctricos en Zepa (Murcia).</b>	
ALEDO OLIVARES, E., CEREZO VALVERDE, E., MANSO ASENSIO, A. ....	
ESCARABAJAL CASTEJÓN, J.M., ABELLÁN SÁNCHEZ, M.D. y CAMPOS HERNÁNDEZ, A. ....	239
<b>Restauración de las Salinas del Rasall, un humedal litoral del sureste ibérico.</b>	
VIDAL GIL, J.M., GONZÁLEZ RINCÓN, A. y ROJO NÚÑEZ, I. ....	245
<b>¿La recolección difusa de Tortuga Mora por nuevos turistas residenciales puede extinguir poblaciones?</b>	
PÉREZ, I., ANADÓN, J.D., BALLESTAR, R., TENZA, A., GIMÉNEZ, A. y MARTÍNEZ, J. ....	251
<b>Representaciones y prácticas sociales sobre la Tortuga Mora en el Sureste Ibérico.</b>	
PÉREZ, I., PEDREÑO, A. y GIMÉNEZ, A. ....	257

<b>Valoración de las medidas de protección sobre la actividad pesquera artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Murcia, Mediterráneo SO).</b>	
ESPARZA-ALAMINOS, O., PÉREZ-RUZAF A., MARCOS, C. y GARCÍA-CHARTON, J.A. ....	265
<b>Sostenibilidad del modelo turístico Golf Resort: Un caso de estudio.</b>	
GUTIÉRREZ CÁNOVAS, A. y VELASCO GARCÍA, J. ....	275
<b>Cultivos energéticos de segunda generación para producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales: potencial agroenergético de especies silvestres de la flora de Murcia.</b>	
CORREAL, E. y ROBLEDO, A. ....	283
<b>Valoración ambiental y estudio de los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad en parques forestales municipales.</b>	
ZAPATA PÉREZ, V.M., JIMÉNEZ FRANCO, M.V., ROBLEDANO AYMERICH, F. y FARINÓS CELDRÁN, P. ....	291
<b>Experiencias de seguimiento y conservación de anfibios en el Parque Forestal Municipal del Majal Blanco (Sierra de Carrascoy, Murcia).</b>	
ROBLEDANO AYMERICH, F., CARPE RISTOL, F., JIMÉNEZ FRANCO, M <sup>a</sup> V., ZAPATA PÉREZ, V.M. y FARINÓS CELDRÁN, P. ....	303
<b>Restauración de hábitats para FARTET (Aphanius iberus) en el marco del Proyecto LIFE ES04/NAT/000035</b>	
MARTINEZ, J.A., MONTANO, A., CHAMÓN, M., y AYLAGAS, M.N. ....	309
<b>Propuesta de un plan de seguimiento y análisis de la gestión para espacios naturales protegidos en el ámbito municipal: el parque forestal municipal del majal blanco.</b>	
JIMÉNEZ FRANCO, M <sup>a</sup> V., ROBLEDANO AYMERICH, F., ZAPATA PÉREZ, V.M. y FARINÓS CELDRÁN, P. ....	315
<b>Impacto del vertido de aguas residuales de Cala Reona en el poblamiento de peces de fondos rocosos.</b>	
TREVIÑO-OTÓN, J., GARCÍA-CHARTON, J.A. y PÉREZ-RUZAF A., A. ....	323
<b>Tratamientos selvícolas en el Parque Regional de Sierra Espuña. Análisis de regenerado y de biodiversidad.</b>	
CABRERA, J., ANDÚJAR, J.J. , CARRILLO, A.F., VELAMAZÁN, M. y. CABEZAS, J.D. ....	335
<b>Efecto del vertido de aguas residuales en el poblamiento de poliquetos en San Pedro del Pinatar.</b>	
DEL PILAR-RUSO, Y., DE LA OSSA-CARRETERO, J.A., LOYA-FERNANDEZ, A., FERRERO-VICENTE, L.M., GIMENEZ-CASALDUERO, F., SÁNCHEZ -LIZASO, J.L. ....	345
<b>Riesgos para el medio ambiente y la población derivados de la contaminación ambiental de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión.</b>	
GARCÍA, G., LEDO, I., APARICIO, R., CELDRÁN, A. y MARTÍNEZ, M.M. ....	355



# ***PRESENTACIÓN***

---

El IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia se celebró en las instalaciones del CEMACAM de Sangonera La Verde, Murcia, entre los días 19 y 22 de noviembre de 2008, organizado por la Asociación de Naturalistas del Sureste y la Obra Social de la Caja de Ahorros del Mediterráneo.

En el Congreso se expusieron 115 trabajos de investigación y/o conservación de la naturaleza de la Región de Murcia, y por primera vez se presentaron también algunos de provincias limítrofes, como Albacete y Alicante, con las que comparte muchas similitudes en aspectos de su biogeografía.

Tanto desde la Organización del Congreso como desde el Comité Científico Asesor se valoró muy positivamente el considerable cambio experimentado tanto en el número como en la calidad de los trabajos presentados por investigadores y gestores de universidades, administraciones, organizaciones y empresas, que reflejan el creciente interés que la conservación de la naturaleza ha despertado en amplios sectores de la sociedad desde finales del s. XX.

Este libro recoge más de 40 de los trabajos presentados al Congreso, relacionados con el seguimiento biológico e investigación, y con la conservación y gestión de la naturaleza principalmente.

Esperamos que la difusión de estos trabajos pueda contribuir a mejorar el conocimiento de algunos aspectos de la naturaleza del Sureste, y anime a los participantes en el último Congreso para seguir divulgando el resultado de sus trabajos de investigación, conservación y gestión.

La edición de las actas ha sido posible gracias al apoyo económico de la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

***Pedro García Moreno.***

(Secretario del Comité Organizador)

***Julio Más Hernández.***

(Director del Comité Científico.)







## Cartografía histórica de los palmerales de Palmera Datilera (*Phoenix Dactylifera* L., Arecaceae) en el Sureste de España

RIVERA<sup>2</sup>, D.; OBÓN<sup>1</sup>, C.; CARREÑO<sup>2</sup>, E.; AMORÓS<sup>1</sup>, A.; ALCARAZ<sup>2</sup>, F.; ORTS<sup>1</sup>, S.;  
PALAZÓN<sup>2</sup>, J.A.; VÁZQUEZ<sup>2</sup>-L. y LAGUNA<sup>3</sup>.E.

<sup>1</sup> Universidad Miguel Hernández, Orihuela, Spain, <sup>2</sup> Universidad de Murcia, *rivera@um.es*. <sup>3</sup> Consellería del Territorio y Vivienda, Comunidad Valenciana.

### Resumen

En el Sureste de la Península Ibérica la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) se encuentra en diversos ambientes, todos ellos más o menos alterados por el hombre. Las poblaciones más importantes comprenden miles de individuos situados en las zonas bajas del Vinalopó y el Segura (Elche, Albatera y Orihuela). Estos palmerales en su conjunto albergan más de medio millón de individuos de palmeras (jóvenes y adultas). Junto a los anteriores, tanto hacia el norte como hacia el sur existen restos de palmerales.

En la costa de Murcia y Almería y penetrando por los cursos de las diversas ramblas encontramos otras poblaciones, hoy muy dispersas y con pocos individuos. Las palmeras de las ramblas pueden deberse a restos de huertos existentes junto a los cursos de agua (palmeras postculturales), a ejemplares asilvestrados procedentes de huertos (palmeras subespontáneas) o a la existencia de posibles poblaciones no cultivadas (palmeras coloniales, palmeras híbridas y palmeras autóctonas).

El estudio de los datos históricos y de las imágenes procedentes de vuelos fotogramétricos históricos (como el de Ruiz de Alda para la Confederación Hidrográfica del Segura), comparados con el estudio de campo y la utilización de recursos como Google Earth nos permite desarrollar una cartografía histórica de la palmera para el Sureste de España, con la que podemos evaluar en qué medida los restos actuales son representativos de la extensión del cultivo de la palmera en el pasado.

**Palabras clave:** Palmerales, horticultura, agricultura, ramblas, cartografía.

### Abstract:

In the Southeast of the Iberian Peninsula the date palm (*Phoenix dactylifera*) grows in different habitats, more or less altered by the man. The most important populations comprise thousands of individuals. These palm groves are located in the low areas of Vinalopó and the Segura rivers, in and around towns like Elche, Albatera, Callosa and Orihuela. These "palmerales" account more than half million of individuals of palms (young and adult). Next to the previous ones, as much toward the north as toward the south remains of palm groves exist, as that of Alicante, those of the surroundings of Murcia or those associated to the river Chícamo and their tributaries in Abanilla and Fortuna.

In the coast of Murcia and Almería and penetrating to the interior through the courses of the diverse ravines are other populations, very dispersed today and with few individuals, but that in the past they could have a bigger importance. The palms of the ravines can be due to remains of existent orchards next to the courses of water (postcultural palms) (many of those of the Rambla de la Parra), to feral individuals coming from those or from other gardens (subspontaneous palms) or to the existence of likely non cultivated populations (colonial palms, hybrid palms and autochthonous palms).

The study of the historical data and of the images coming from photogrametric surveys (as that of Ruiz de Alda for the Confederation Hidrográfica del Segura in the 30's of the 20<sup>th</sup> century), compared with the field study and the use of resources like Google Earth it allows us to develop a historical cartography of the palm for the Southeast of Spain, with which we can evaluate whether the current remains as representative or not of the extension of the cultivation of the palm in the past.

**Key words:** Palm groves, horticulture, agriculture, ravines, cartography.

## 1. Introducción

En el Sureste de la Península Ibérica la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) se encuentra en diversos ambientes, todos ellos más o menos alterados por el hombre. Las poblaciones más importantes, que comprenden miles de individuos son los palmerales situados las zonas bajas del Vinalopó y el Segura, en localidades como Elche, Albatera y Orihuela. Estos palmerales en su conjunto albergan más de medio millón de individuos de palmeras (jóvenes y adultas). Junto a los anteriores, tanto hacia el norte como hacia el sur existen restos de palmerales, como el de Alicante, los de los alrededores de Murcia o los que se asocian al río Chúcaro y sus afluentes.

En la costa de Murcia y Almería y penetrando al interior por los cursos de las diversas ramblas encontramos otras poblaciones, hoy muy dispersas y con pocos individuos, pero que en el pasado pudieron tener una mayor importancia. Las palmeras de las ramblas pueden deberse a restos de huertos existentes junto a los cursos de agua (palmeras postculturales) (muchas de las de la Rambla de la Parra, Abanilla), a ejemplares asilvestrados procedentes de esos o de otros huertos (palmeras subespontáneas) o a la existencia de posibles poblaciones no cultivadas, ( palmeras coloniales, palmeras híbridas y palmeras autóctonas).

El objetivo del estudio era combinar la información disponible: testimonios de palmereros, datos históricos, imágenes de diferentes vuelos recientes, e imágenes históricas, al objeto de tener una idea lo más clara posible de los palmerales cuyo valor histórico y productivo les convertía en interesantes para el muestreo de cara a la creación de un banco de germoplasma de la palmera. Por otra parte la investigación de la existencia de una posible palmera silvestre (*Phoenix iberica*) llevó estudiar en detalle los palmerales cultivados (tanto los bien conocidos de Elche, Abanilla y Orihuela, como otros menores en número pero igualmente importantes). Se trataba de disponer de una cartografía lo más completa posible que permitiera decidir a la hora de seleccionar muestras para estudios moleculares detallados.

Los palmerales aparentemente naturales como el del Gorguel (Cartagena), pueden ser evaluados en cuanto a la antigüedad de su origen, o al menos a la de los ejemplares que encontramos en la actualidad.

## 2. Material y Métodos

Se ha combinado el trabajo de campo, el análisis de documentos históricos y publicaciones especializadas en agricultura y en el cultivo de la palmera. Los palmerales identificados se han buscado en la cartografía digital utilizando los diversos vuelos disponibles en la página “Recuperación de la Imagen Histórica de Murcia” (1931, 1956 y 2003) (Consejería de Industria y Medio Ambiente 2008, TRACASA 2009), y las imágenes de Google Earth. Esto ha permitido comparar los datos históricos, por ejemplo el Catastro del Marqués de la Ensenada (PARES 2009), la Pomona Murciana de Escribano (1872), o los presentes en la base de datos de la Real Academia Española (2008), con las imágenes disponibles y plantear interpretaciones sobre el dinamismo de los palmerales concretos.

Para el resto del Sureste se están buscando herramientas equivalentes.

La comparación de las imágenes disponibles nos permite evaluar las tendencias respecto a la conservación de los palmerales.

## 3. Resultados y Discusión

En general se aprecia una mayor concentración de palmeras en el entorno de los palmerales históricos (Elche, Orihuela, Albatera). Sorprendentemente existe poca evidencia sobre los palmerales de Abanilla, ya que el vuelo de Ruiz de Alda, cubre solamente unos tramos del río Chúcaro en los que no se aprecian palmeras.

En general los resultados son muy contradictorios ya que pese a la evidencia de que las palmeras existían en diversas localidades murcianas y almerienses en los siglos XVII, XVIII y XIX (Bolós 1930, García 1999, Folch 1972, Willkomm 1896) las relaciones del Catastro del Marqués de La Ensenada (1751-1752) (PARES 2009) solamente las mencionan de las localidades almerienses de Pechina y Benahadux. Esto hace pensar que su número e importancia económica en las localidades mencionadas debía ser escaso, salvo en los palmerales alicantinos (para los que no existe el citado Catastro) y que proporcionaban dátiles de interés comercial (Alonso 2008, Boissier 1995, Cavanilles 1795-7, Doré y Davillier 1988, Galiana y Agulló 1983). En la zona de Pechina y Benahadux la palmera debió ser un cultivo importante y continuado, Jerónimo Münzer menciona su cultivo en 1494 (García 1999) y Sagredo (1984) menciona, a tal efecto, el palmeral abandonado de los Baños de Alhamilla, en el término de Pechina. Todavía en 2008 el aspecto del palmeral de los Baños es impresionante, aunque las palmeras no se machean y los dátiles no se recogen.

También se comprueba la elevada frecuencia de palmeras del género *Phoenix* en las calles y jardines de las urbanizaciones de la costa y en algunas ciudades. Según los palmereros esas palmeras de las urbanizaciones procederían hasta los años 90 del siglo XX de extracciones de los palmerales tradicionales como los de Abanilla, los de Cuevas y Vera en Almería o de los viveros que se encuentran en torno a la Laguna del Hondo (términos de Crevillente y Elche). Pomata (1984) menciona el papel de los palmereros de Elche (Diego Navarro y Antonio Navarro Maciá) a lo largo del siglo XX en las plantaciones

ornamentales de palmeras datileras en avenidas y jardines de Sevilla (Avenida de la Palmera, Paseo de la Victoria), Cádiz, Algeciras, Puerto de Santa María, Campo de golf Maspalomas (Gran Canaria), Palma de Mallorca y la ciudad de Alicante. A finales del siglo XX se importaron numerosos pies adultos de palmeras de otros países del Mediterráneo, Egipto especialmente. Precisamente a esas importaciones se atribuye la entrada en España hacia 1994 del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus* Olivier), cuya actividad está produciendo numerosas bajas en los palmerales.

Uno de los resultados más sorprendentes de los primeros análisis es el elevado dinamismo de los palmerales. Se han podido apreciar cambios notables en períodos relativamente cortos de tiempo.

En San Ginés de La Jara (Cartagena) se aprecia el progresivo deterioro / abandono de la huerta asociada al monasterio y la desaparición de arbolado, incluidas palmeras. En las imágenes más recientes solo se aprecian algunas palmeras aisladas (Fig. 1a).

El palmeral de Santiago y Zairaiche (Murcia) tenía en 1925 unos 90 años (Muñoz-Palao, 1929), pasó sus peores momentos hacia 1956, en el 2003 a 2006 mostraba una notable densidad, propia de lo que se llaman palmerales de “recreo” o de “señorito”, cuyo destino fundamental no es la producción ni de fruto ni de palma (Fig. 1b), sin embargo sus frutos se han venido recolectando. Un palmeral de similares características se encuentra todavía en Granja de Rocamora en la provincia de Alicante. El palmeral de Santiago y Zairaiche ha sufrido un incendio recientemente.

En Abanilla, se aprecia que el cauce del Chícamo, al sur del pueblo, estaba desprovisto de vegetación hasta 1956 y las palmeras aparecían en los huertos, junto con otro arbolado, no se dispone de fotos del vuelo de 1931 para la mejor zona del palmeral de Abanilla, por lo que escogimos imágenes de una zona marginal (Fig. 2 a).

En el Gorguel (Cartagena) se aprecia que las alineaciones que bordean el cauce de la rambla son posteriores a 1931, aunque en esa época existían palmeras aisladas más alejadas del actual cauce, los depósitos mineros han modificado profundamente tanto la ensenada como el cauce de la rambla desde 1931 hasta la actualidad (Fig. 2b).

#### 4. Conclusiones

En los casos estudiados se ha podido apreciar que en 60 a 70 años se puede formar un palmeral de envergadura considerable y que también en muy poco tiempo puede ser eliminado o desplazado. Lugares que albergaron decenas de miles de palmeras hace unos cincuenta años, apenas superan las mil en la actualidad y aparentemente eran menos las que crecían a mediados del siglo XVIII. En las localidades para las que existe una evidencia histórica del cultivo continuado de la palmera, se puede encontrar que en la actualidad existen pocos ejemplares y se desconoce en qué medida pueden ser representativos de la diversidad anterior.

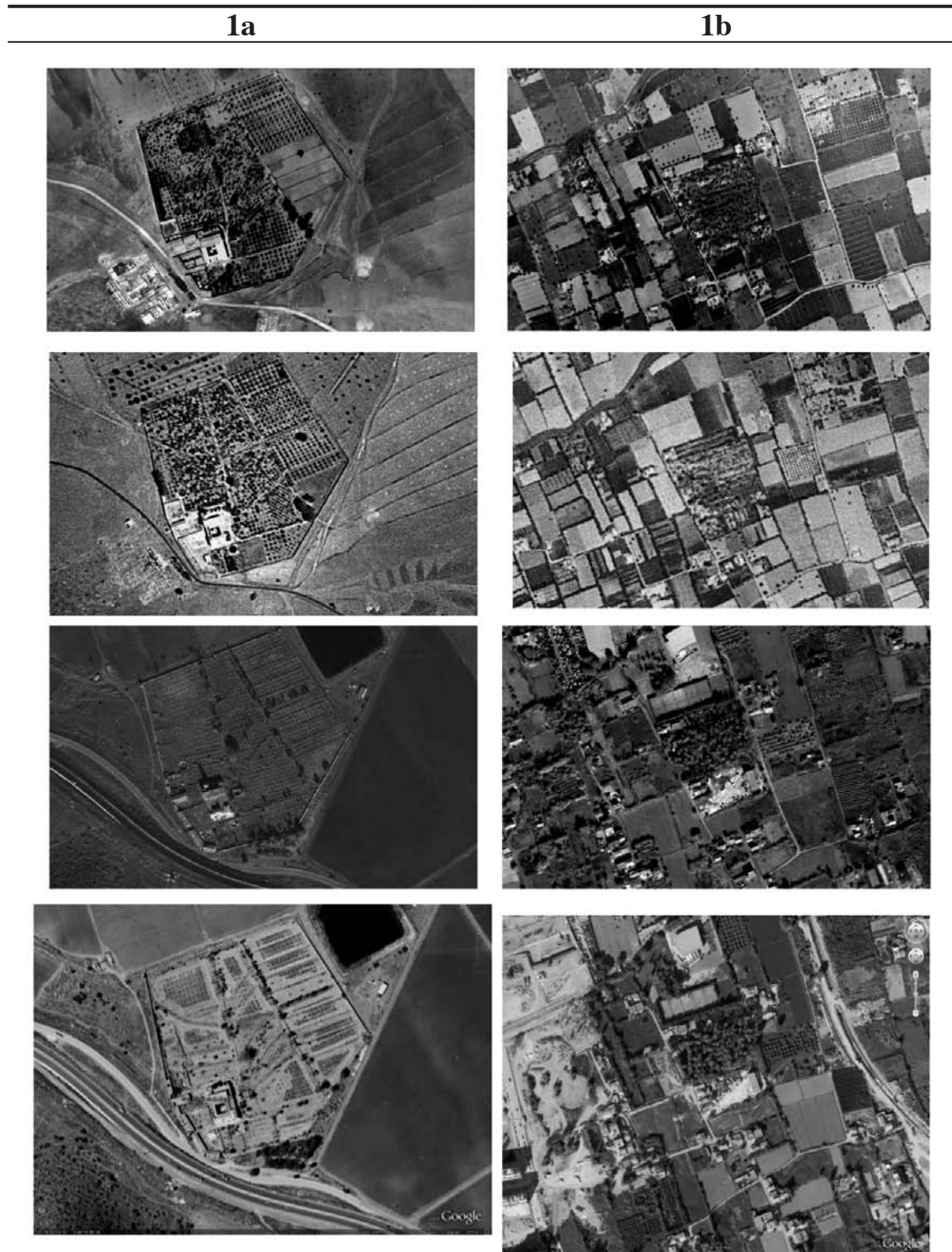
#### 5. Agradecimientos

El presente trabajo se realiza dentro del proyecto INIA RF2007-00010-C03 Prospección y recogida de recursos fitogenéticos autóctonos de palmera datilera y especies silvestres emparentadas.

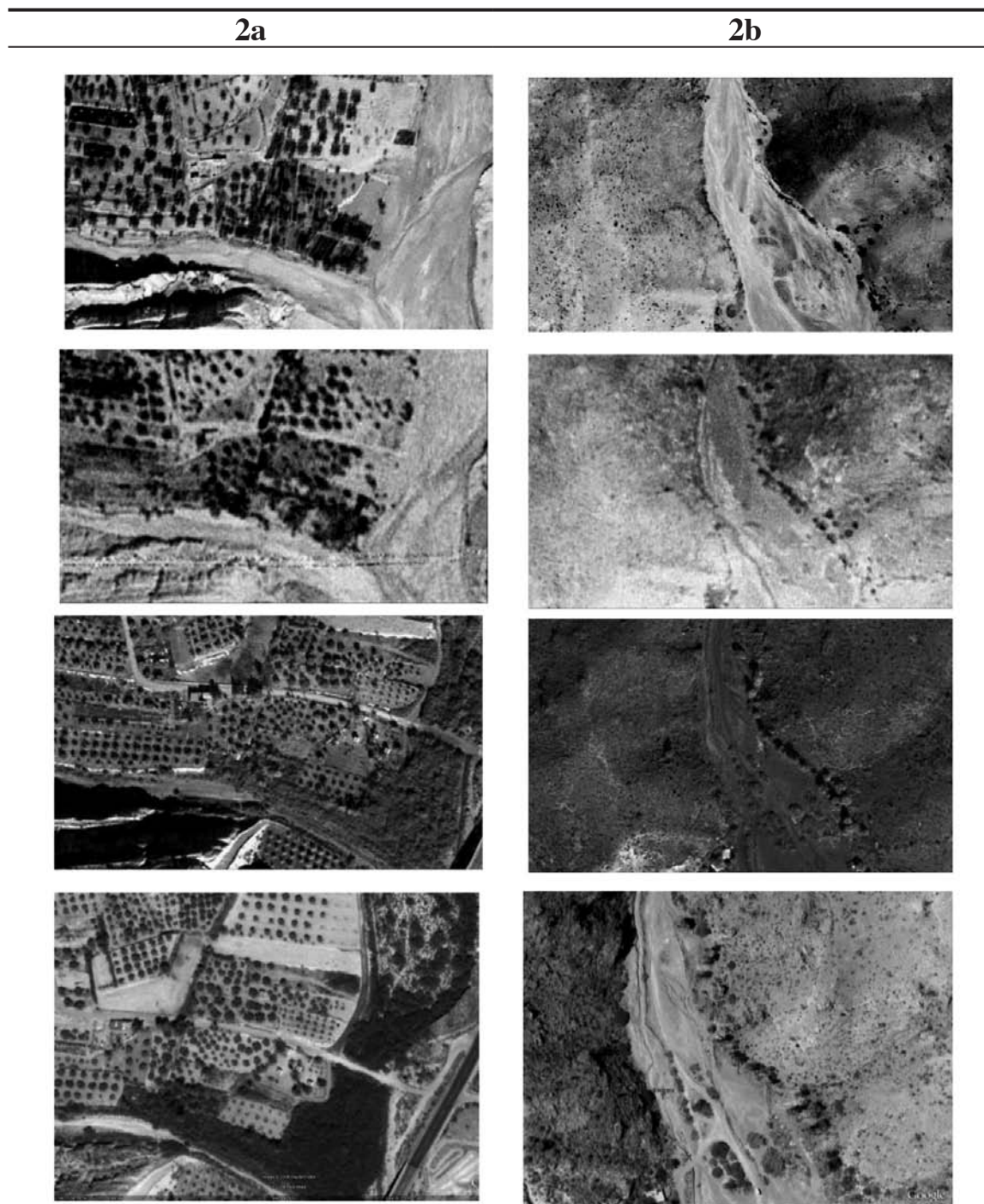
#### 6. Bibliografía

- BOISSIER, E. (1995) Viaje Botánico al Sur de España durante el año 1837. *Fundación Caja Granada Granada*.
- BOLÓS, A. de (1930) Manuscrit de Joan Salvador Riera copiat del origina de Monsieur Pitton de Tournefort. *Jardín Botánico de Barcelona*. Barcelona. Trabajo inédito.
- CAVANILLES, A.J. (1795-1797). Observaciones sobre la Historia Natural, Geografía, Agricultura, Población y Frutos del Reyno de Valencia. *Imprenta Real*. Madrid.
- Consejería de Industria y Medio Ambiente (2008). SIG-Región de Murcia. <http://www.carm.es/siga/ruizdealda/visor.html> (último acceso 9/3/2009).
- DORÉ, G. y Ch. DAVILLIER (1988) Viaje por España. *Ediciones Grech*. Madrid
- ESCRIBANO, J. (1884) Pomona de la provincia de Murcia. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid*, 10: 1-145
- FOLCH, R. (1972) Joan Salvador viatge d'Espanya i Portugal. *Edicions 62*. Barcelona.
- GALIANA, C. y M. AGULLÓ (1983) La Palmera Datilera, cultivo y aprovechamiento. *Instituto de Estudios Alicantinos*. Alicante.
- GARCÍA, J. (1999) Viajes de extranjeros por España y Portugal. Vol. I-VI. *Junta de Castilla y León*. Salamanca.
- Google. (2008). Google Earth. <http://earth.google.com/> (último acceso 9/3/2009).
- MOLINA, E. & C. ÁLVAREZ (1988) Datos para el estudio de las bases socio-económicas de Murcia y Almería. *Escuela de Estudios Árabes de Granada*. Granada. Trabajo inédito.
- MUÑOZ-PALAO, L. (1929) La Palmera Datilera. *Confederación Sindical Hidrográfica del Segura*. Murcia.
- PARES. (2009). Catastro del Marqués de la Ensenada. <http://pares.mcu.es> (último acceso 23/2/2009).

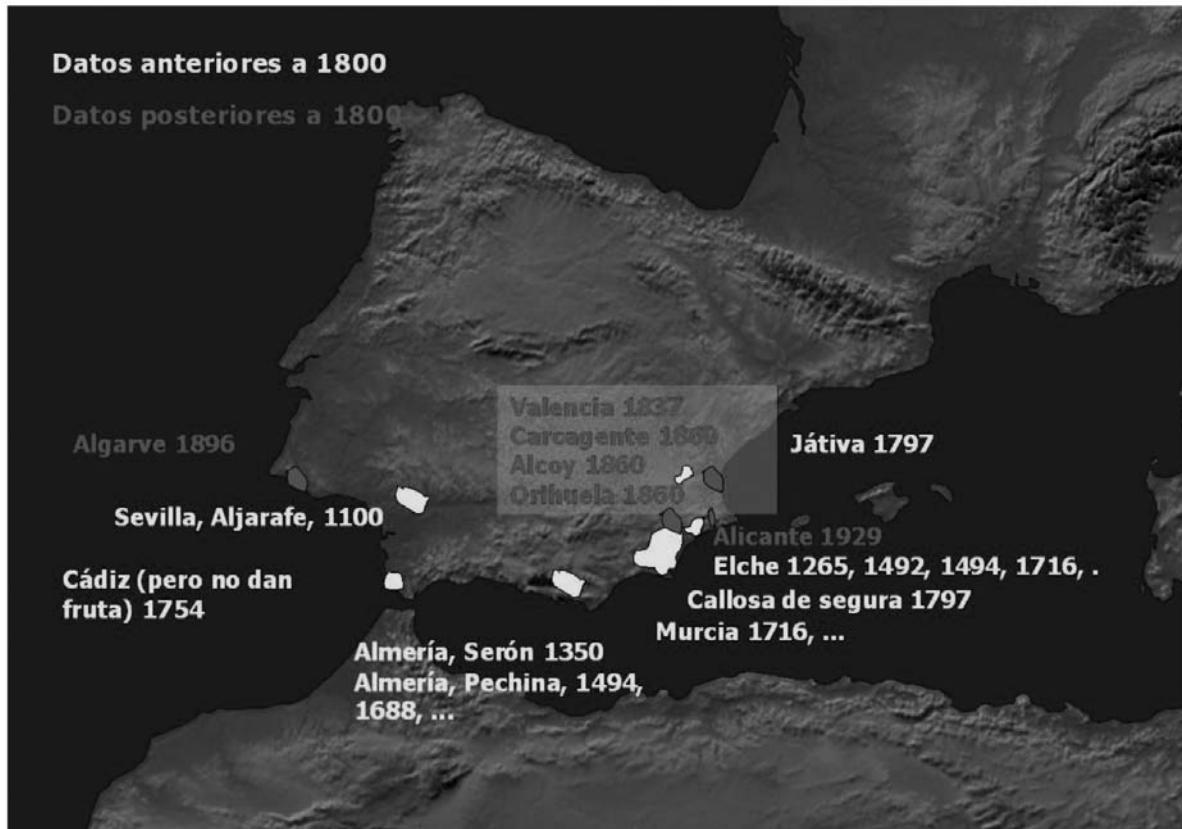
- POMATA, A. (1984). Partidas, personajes y cosas del Elche rural. *Sdad. Cooperativa del Campo y Caja Rural de Elche*. Elche.
- Real Academia Española (2008) Dátiles en Corpus <http://corpus.rae.es> último acceso 1/10/2008.
- SAGREDO, R. (1987) Flora de Almería. *Diputación Provincial de Almería*. Almería.
- TRACASA (2009). SIG Región de Murcia. <http://murcia.tracasa.es/navegar/?lang=es> (último acceso 9/3/2009).
- WILLKOMM, M. (1896) Grundzüge der Pflanzverbreitung auf der Iberischen Halbinsel. *En A. Engler & O. Drude*. Pp. 324-395. Die Vegetation der Erde I ? Leipzig.



**Figura 1. a.** Palmeral de San Ginés de La Jara. 37°31'31,68" N, 0°49'21,11" W. – De arriba abajo: Vuelo de Ruiz de Alda 1931, Vuelo de 1956, Qickbird 2003, Google Earth 2004. Desaparición de los cuadros de frutales y de parte de las palmeras. **b.** Palmeral de Santiago y Zairaiche. 38°00'33,16" N, 1°07'28,09" W. – De arriba abajo: Vuelo de Ruiz de Alda 1931, Vuelo de 1956, Qickbird 2003, Google Earth 2004



**Figura 2. a.** Palmeral de Abanilla.  $38^{\circ}11'08,18''$  N,  $1^{\circ}02'56,94''$  W. – De arriba abajo: Vuelo de Ruiz de Alda 1931, Vuelo de 1956, 3 Qickbird 2003, Google Earth 2004. Palmeras y olivos. **b.** El Gorguel.  $37^{\circ}34'47,91''$  N  $0^{\circ}52'34,50''$  W. – De arriba abajo: Vuelo de Ruiz de Alda 1931, Vuelo de 1956, Qickbird 2003, Google Earth 2004. Las palmeras aparecen a la derecha del barranco.



**Figura 3.** Distribución aproximada de las zonas de cultivo tradicional de la palmera en España y las fechas más antiguas disponibles para referencias de esos palmerales.

## Etnobotánica de la Palmera Datilera (*Phoenix Dactylifera* L., Arecaceae) en el Sureste de España

OBÓN<sup>1</sup>, C.; RIVERA<sup>2</sup>, D.; CARREÑO<sup>2</sup>, E.; AMORÓS<sup>1</sup>, A.; ALCARAZ<sup>2</sup>, F.; ORTS<sup>1</sup>, S.;  
PALAZÓN<sup>2</sup>, J.A.; VÁZQUEZ<sup>2</sup>-L. y LAGUNA<sup>3</sup>.E.

<sup>1</sup> Universidad Miguel Hernández, Orihuela, Spain, <sup>2</sup> Universidad de Murcia, [rivera@um.es](mailto:rivera@um.es). <sup>3</sup>  
Consellería del Territorio y Vivienda, Comunidad Valenciana

### Resumen

En el Sureste de la Península Ibérica se encuentra la mayor extensión de cultivo tradicional de la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) en Europa, situada en el límite septentrional del área de la especie en el Mediterráneo. La tradición del cultivo y aprovechamiento de la palmera se remonta a épocas prehistóricas, siendo bien conocidos algunos palmerales como el de Elche desde la temprana Edad Media. La particular dificultad de gestionar la palmera, debida fundamentalmente a la considerable altura de tronco y la necesidad de polinización asistida para mejorar las expectativas de recolección han favorecido la existencia de la figura del palmerero. El palmerero es un profesional especializado en el que confían los propietarios de las palmeras, bien crezcan en huertos, palmerales o ramblas y al que recurren para los diversos trabajos de mantenimiento de la planta. El oficio de palmerero se transmite de generación en generación en el ámbito de familias dedicadas a ese trabajo. Los conocimientos tradicionales sobre la palmera versan tanto sobre técnicas de polinización, gestión de la fructificación, y aprovechamiento y conservación de los frutos, como sobre prácticas de propagación, mantenimiento y limpieza. La práctica del encapuchado destinada a obtener palma blanca para el Domingo de Ramos es otra de las tareas realizadas por los palmereros.

Tradicionalmente la propagación de la palmera datilera se hizo por hueso, por lo que no se han producido las variedades clonales típicas de algunas zonas del norte de África. Sin embargo se puede apreciar una cierta uniformidad a escala local particularmente en el sur de Almería o en las proximidades de Abanilla. La diversidad de la palmera datilera en el Sureste de España es muy amplia, tanto en la forma de las hojas como en la de los frutos. Resulta notable el periodo de maduración de los frutos que varía desde finales de septiembre hasta el mes de marzo e incluso abril. Esto sin embargo no ha dado lugar a una etnoclasificación exhaustiva de los diversos tipos de palmeras. En palmerales como el de Elche con una diversidad extraordinaria los tipos reconocidos tradicionalmente no superan la docena, siendo los más conocidos los “candits”, los “maurs” y los “tenats”.

**Palabras clave:** Botánica económica, fibras, alimentación, agricultura

### Abstract

In the Southeast of the Iberian Peninsula is the biggest extension in traditional cultivation of the date palm (*Phoenix dactylifera*) in Europe, located in the northern limit of the area of the species in the Mediterranean. The tradition of the cultivation and use of the palm goes back to prehistoric times, being very well-known some like that of Elche from the early Middle Ages. The intrinsic difficulty of handling the palm, due fundamentally to the considerable trunk height and the assisted pollination to improve the fructification they have favoured the existence of the “palmerero”. The “palmerero” is a professional specialized trusted by the palm-proprietors, well these grow in gardens, palm groves or ravines. It is the one that they appeal for the diverse works of maintenance of the plant.

The palmerero occupation is transmitted of generation in generation in the environment of families dedicated to that work. The traditional knowledge on the palm involves pollination, management of the fructification, use and conservation of the fruits, propagation, maintenance and cleaning of the palm trees. The practice of obtaining white palm for Domingo de Ramos is another of the tasks carried out by the palmereros.

Traditionally the propagation of the date palm was made from seeds, thus we do not find the clonal selection typical of the north of África. However we find a relative uniformity, particularly at local level in the south of Almería or around Abanilla. The diversity of the date palm in the Southeast of Spain is very high (morphological and genetical), so much in the form of the leaves like in that of the fruits. It is remarkable the period of ripening of the fruits that varies from late August until

the month of March and even April. This however has not given place to an exhaustive ethnoclassification of the diverse types of palms. In palm-groves like those of Elche with an extraordinary diversity the preferred types traditionally don't overcome the dozen, being those best known the "candits", the "maurs" and the "tenats."

**Key Words:** Economic botany, fibers, feeding, agriculture

Agradecemos la ayuda recibida por parte de miembros de ANSE, en particular Jorge Sánchez Balibrea, la de Agustín Lahora y la de todos los palmereros entrevistados.

## 1. Introducción

En el Sureste de la Península Ibérica se encuentra la mayor extensión de cultivo tradicional de la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) en Europa, situada en el límite septentrional del área de la especie en el Mediterráneo, si exceptuamos los pequeños palmerales de Bordighera (Italia).

Caben destacar por su número las palmeras de Elche, Albaterra, Orihuela (fig. 1) y Alicante. Otros palmerales de particular interés se encuentran en Abanilla, Huerta de Murcia, Alhama de Murcia (muy deteriorado), Baños de Alhamilla (Pechina) y Pilar de Jaravía (Pulpí).

## 2. Materiales y Métodos

Se ha revisado la bibliografía existente sobre la palmera en el SE ibérico. Existen trabajos especializados como el de Galiana y Agulló (1983), Muñoz-Palao (1929) o el de Munier (1957). Se han hecho entrevistas abiertas semi-estructuradas a diez palmereros locales en Elche y Orihuela. Se entrevistaron cuatro palmereros en Abanilla y uno en Ojós. Las edades de los entrevistados oscilan entre 60 y 90 años. También se entrevistaron agricultores y amas de casa en localidades donde existen palmerales. Entendemos como palmeral, o conjunto de huertos de palmeras, formaciones con más de cincuenta individuos con distancias entre individuos que no superen los 200 metros. Por tanto hemos prestado mayor atención a los palmerales que a las palmeras dispersas existentes junto a las casas en muchas huertas de la Comunidad Valenciana.

## 3. Resultados y Discusión

La tradición del cultivo y aprovechamiento de la palmera se remonta a épocas prehistóricas. La palmera es un motivo frecuente en la cerámica Ibérica (Fig. 2). Son bien conocidos algunos palmerales como el de Elche desde la temprana Edad Media.

En España existe en torno a un millón de individuos de palmeras datileras, cuya mayor concentración de población se encuentra entre las cuencas del Vinalopó y del Chícamo.

El cultivo de la palmera ha implicado el trasiego de semillas, plantas jóvenes y pólen entre poblaciones en ocasiones muy distantes (Fig. 4). Es el caso del uso puntual de polen de palmeras de ramblas de Abanilla en el palmeral de Elche.

La mayor parte de las palmeras españolas han nacido de dátiles locales o importados de Argelia y Marruecos. Las palmeras norteafricanas de tipo "Thory" presentan la peculiaridad de la persistencia de sus hojas viejas, muy erectas, lo que da un aspecto cilíndrico a la copa. Son muy frecuentes aisladas o en pequeños grupos en la Vega Baja, desde Santomera, Desamparados, y Rincón de Bonanza hasta Catral, siempre junto a las típicas formas locales.

Tradicionalmente la propagación de la palmera datilera en España se hizo por hueso (cuesco), por lo que no se han producido las variedades clonales típicas de algunas zonas del norte de África.

Sin embargo se puede apreciar una cierta uniformidad a escala local particularmente en el sur de Almería o en las proximidades de Abanilla.

La particular dificultad de gestionar la palmera, debida fundamentalmente a la considerable altura de tronco y la necesidad de polinización asistida para mejorar las expectativas de recolección han favorecido la existencia de la figura del palmerero o del agricultor conocedor de la palmera y su gestión.

El palmerero es un profesional especializado en el que confían los propietarios de las palmeras, bien crezcan en huertos, palmerales o ramblas y al que recurren para los diversos trabajos de mantenimiento de la planta. Un palmerero puede gestionar cada año entre treinta y cincuenta palmeras hembra, incluyendo limpieza, macheo y cuidado y recogida del fruto. Cuando el palmerero cuenta con apoyo de otras personas (que suelen ser de su misma familia) puede mantener un mayor número de palmeras. No es necesario que las palmeras estén juntas en el mismo huerto, siendo frecuente que cuiden palmeras de

diversos propietarios, compartiendo con ellos los beneficios de la venta de los dátiles. Esta diversidad en parte es buscada por el palmerero para disponer de frutos desde agosto hasta febrero.

El oficio de palmerero se transmite de generación en generación en el ámbito de familias dedicadas a ese trabajo. Solo recientemente se han desarrollado en Elche talleres de formación abiertos a los jóvenes que quisieran ser palmereros.

Los conocimientos tradicionales sobre la palmera versan tanto sobre técnicas de polinización, gestión de la fructificación, y aprovechamiento y conservación de los frutos, como sobre prácticas de propagación, trasplante, mantenimiento y limpieza. La práctica del encapuchado destinada a obtener palma blanca para el Domingo de Ramos es otra de las tareas realizadas por los palmereros.

La diversidad de la palmera datilera en el Sureste de España es muy amplia, tanto en la forma de las hojas como en la de los frutos. Los palmereros de todas las localidades afirman sin dudarlo que no hay dos palmeras iguales. Resulta notable el periodo de maduración de los frutos que varía desde finales de septiembre hasta el mes de marzo e incluso abril.

Esto sin embargo no ha dado lugar a una etnoclasificación exhaustiva de los diversos tipos de palmeras, precisamente por la enorme variabilidad registrada. En palmerales como el de Elche, pese a presentar una diversidad extraordinaria, los tipos de dátiles reconocidos tradicionalmente no superan la docena, siendo los más conocidos los “candits”, los “de adobo” y los “tenats”.

De forma general y para el conjunto del Sureste, podemos reconocer tres grandes grupos de dátiles: los que se pudren en la palmera (comenzando por la punta del dátil), los que maduran en la palmera y los que se secan ¿sin madurar? en la palmera.

El concepto de “maduros” es ambiguo ya que se aplica a todos los dátiles que pueden madurar de forma natural o tras ser adobados. “Pansits” son los dátiles secos, naturalmente o artificialmente (expuestos al sol), pero existe un tipo de dátil que es el “pansit” por excelencia. Los dátiles secos se conservan muy bien, pero para consumirlos hay que echarles agua caliente y esperar que se ablanden.

Para concluir podemos decir que la diversidad de la palmera tanto cultivada, como silvestre y asilvestrada depende en gran medida de la actividad humana: agricultores, palmereros, y pastores intervienen en su equilibrio y conservación. Desde 1950 los cambios de uso del territorio han supuesto grandes modificaciones en las características de los palmerales tradicionales, tanto en los huertos como en las ramblas. La más grave pérdida que nos amenaza en el futuro inmediato es la de los palmereros y su conocimiento.

#### 4. Agradecimientos

El presente trabajo se realiza dentro del proyecto INIA RF2007-00010-C03 Prospección y recogida de recursos fitogenéticos autóctonos de palmera datilera y especies silvestres emparentadas.

#### 5. Bibliografía

- ALONSO, A. (2008). Estudio del cultivo y del aprovechamiento tradicional de la palmera en Elx. Trabajo fin de carrera. EPSO. *Universidad Miguel Hernández*, Orihuela.
- GALIANA, C. y M. AGULLÓ (1983). La palmera datilera, cultivo y aprovechamiento. *Instituto de Estudios Alicantinos*, Alicante.
- MUNIER, P. (1957). Le palmier-Dattier en Espagne continentale. *Fruit*, 12/6: 269-276.
- MUÑOZ-PALAO, L. (1929). La Palmera datilera. *Confederación Sindical Hidrográfica del Segura*, Murcia.
- POMATA, A. (1984). Partidas, personajes y cosas del Elche rural. Sdad. *Cooperativa del Campo y Caja Rural de Elche*, Elche.
- Palmablanca. (2009). Palma Blanca, la auténtica Palma de Elche. <http://www.palmablanca.com>



Fig. 1. El palmeral de San Antón de Orihuela y al fondo la Cruz de la Muela. Foto: D. Rivera



Fig. 2. Palmera en una cerámica Ibérica con el León de Zama, conservada en el Museo de Albacete. Foto: Museo de Albacete.



*El bosque de Elche, cerca de Alcoy*

Fig. 3. El palmeral de Elche, en la segunda mitad del Siglo XIX, representado por el grabador francés Gustavo Doré. Imagen:

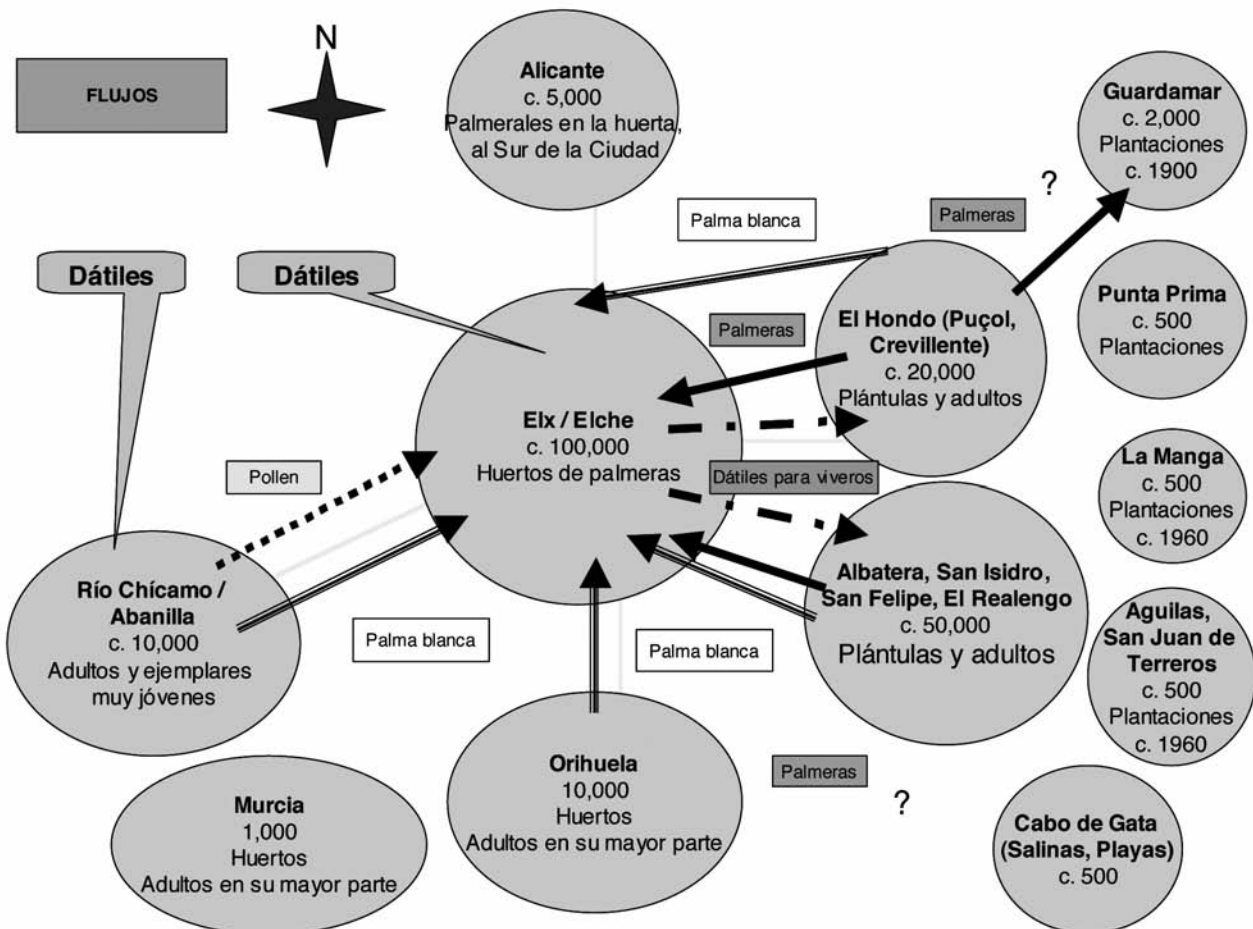


Fig 4. Palmerales y flujos de semillas, plántulas, polen y hojas entre los diversos centros de cultivo de la palmera.



## Dinámica poblacional del Fartet (*Aphanius iberus*) en el Mar Menor: Criterios para su conservación.

OLIVA-PATERNA, F.J.; RUIZ-NAVARRO, A.; VERDIELL-CUBEDO, D.; ANDREU-SOLER, A.;  
MORENO-VALCÁRCEL, R.; GARCÍA-LACUNZA, A. y TORRALVA, M.  
*Dpto. Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. fjoliva@um.es*

### Resumen

El fartet, *Aphanius iberus*, es una de las especies endémicas presentes en el sureste de la Península con un riesgo de extinción elevado. Los objetivos del presente estudio fueron caracterizar las poblaciones y evaluar la hipótesis de una dinámica *Metapoblacional* de la especie en el Mar Menor y humedales de su entorno. Del análisis de la estructura espacio-temporal de la abundancia (A) y biomasa (B) local de la especie junto con la comunidad de peces acompañante, puede interpretarse la presencia de 4 *Tipos de Poblaciones locales*: (I) (Estatus excelente) Poblaciones localizadas en humedales con salinas en explotación; (II) (Estatus bueno) Poblaciones ubicadas en el resto de humedales y las áreas someras de la laguna con mayor grado de naturalidad; (III) (Estatus medio) Poblaciones que persisten en *Mesohabitats refugio* caracterizados por escasa circulación de agua, acumulo superficial de algas o alta densidad de recubrimiento por macrofitos; (IV) (Estatus malo) Poblaciones con un nivel de persistencia poblacional muy bajo y extinciones a nivel local. Estos tipos poblacionales cumplen criterios cualitativos que confirman la hipótesis de una estructura y dinámica *Metapoblacional* de la especie en el área. En consecuencia, se analiza un *Modelo Hipotético* de *Metapoblación* que establece un total de 8 *Poblaciones Fuente*.

**Palabras clave:** *Aphanius iberus*, Dinámica poblacional, Distribución, Metapoblación.

### Abstract

#### Populations dynamic of *Aphanius iberus* in the Mar Menor coastal lagoon: Criteria for Conservation

The Spanish toothcarp (*Aphanius iberus*) is an endemic fish from the Iberian Peninsula which is catalogued as endangered (EN). The objectives of this study are (i) to characterize the local population types and (ii) to study the possible metapopulation model located in the Mar Menor coastal lagoon. The spatial and temporal pattern of abundance and biomass of the species and small fish assemblage showed 4 local population types: (I) Population with excellent status located in salt exploitation wetlands; (II) Population with high status in small littoral marshes; (III) Populations in a medium status which inhabited *safe-patch habitats* into the shallow areas of coastal lagoon; and (IV) Stocks in poor status and local extinctions. These local population types achieve qualitative criteria of a Metapopulation model with 8 source populations of the species in the study area.

**Key-words:** *Aphanius iberus*, Population dynamic, Distribution pattern, Metapopulation.

### 1. Introducción

*Aphanius iberus*, es uno de los dos ciprinodóntidos endémicos presentes en el litoral mediterráneo de la Península con un elevado riesgo de extinción (Oliva-Paterna et al. 2006a). En términos de abundancia, el conjunto de localidades con presencia de la especie en el Mar Menor y humedales de su entorno conforman una de las unidades ecogeográfica de mayor importancia en su rango de distribución (Doadrio 2002). Determinar la dinámica temporal de los efectivos poblacionales en esta unidad, es imprescindible para valorar el riesgo de extinción que presenta la especie.

El establecimiento de las localidades que albergan la especie en el Mar Menor y su entorno, así como una somera caracterización de los macrohábitats o tipologías de sistemas acuáticos que ocupa, han sido varios de los objetivos alcanzados en otros trabajos publicados (Torralva et al. 2001, Oliva-Paterna et al. 2002). En el presente trabajo, como primera aproximación al entendimiento de una hipotética dinámica *tipo metapoblacional* (Hanski 2001) que puede estar presentando la especie en dicha *unidad ecogeográfica*, se han afrontado los siguientes objetivos principales: (1) Establecimiento de la dinámica temporal y espacial de la abundancia y biomasa de la especie en la totalidad de la laguna y

su entorno, así como en las dos principales tipologías de hábitat que ocupa (Áreas perimetrales de la laguna y Humedales adyacentes); y (2) una aproximación al tipo de poblaciones.

## 2. Material y Métodos

La laguna costera del Mar Menor, junto a los humedales adyacentes, localizado en el sureste de la Península constituye uno de las zonas húmedas litorales más importantes del área circummediterránea (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Las áreas someras perimetrales de la laguna (AS; profundidad < 1m) se caracterizan por sustratos blandos (principalmente limos y arenas), praderas de *Caulerpa prolifera* y/o *Cymodocea nodosa*, (Lloret et al. 2005) y una importante diversidad en su comunidad de peces (Oliva-Paterna et al. 2006b, Verdiell-Cubedo et al. 2008).

Desde Julio 2002 hasta Abril 2004 se realizaron 6 campañas de muestreo en 26 sectores de muestreo establecidos en diferentes tipologías de hábitat: (1) Áreas someras de la propia laguna sin influencia de humedales (AS) y (2) Interior de los humedales adyacentes (HA). La matriz de datos inicial se compuso con variables propias de la especie [Abundancia (CPUEs) y Biomasa (BPUEs) relativa promedio, Estacionalidad de CPUEs y BPUEs, Persistencia poblacional en términos de Abundancia y Biomasa) y variables indicadoras de la comunidad acompañante (Riqueza de especies (S) y Diversidad (H'), Estacionalidad en S y H' medida en función de su varianza) (para más información en Oliva-Paterna 2006) ([www.tesisenred.net/TDR-1215106-123335/](http://www.tesisenred.net/TDR-1215106-123335/)).

Dentro de cada sector se establecieron un mínimo de 2 localidades de muestreo por campaña. En el caso de las AS, las localidades de muestreo consistieron en franjas paralelas a la orilla de aproximadamente 300 m de longitud. Los HA fueron muestreados estableciendo un número de localidades por humedal acorde a la superficie de cada uno. Fueron realizados muestreos cuantitativos mediante el uso de redes de arrastre (CPUE = nº de peces capturados en 100m<sup>2</sup> de superficie de arrastre) y trampas para peces (CPUE = nº de peces capturados en 1 trampa durante 24h. de exposición) (Oliva-Paterna 2006, Oliva-Paterna & Torralva 2008). La totalidad de ejemplares capturados eran contados y pesados y devueltos al hábitat. Durante los dos años de estudio se realizaron un total de 289 muestreos a nivel de localidad, con un total de 560 arrastres de 160m<sup>2</sup> de superficie y un total de 979 trampas dispuestas en los HA.

Los datos de densidad relativa (CPUEs y BPUEs), junto con los de presencia – ausencia de la especie, han sido utilizados en un análisis de la persistencia poblacional de la especie a nivel de las unidades de hábitat de estudio (más información en Oliva-Paterna 2006). Un análisis de agrupación de sectores (*Análisis de Componentes Principales ACP*), junto con la evaluación de las preferencias de hábitat, han sido las herramientas para el establecimiento de los *Tipos de Poblaciones locales*.

## 3. Resultados y Discusión

### *Abundancia y Persistencia Poblacional*

Los resultados obtenidos muestran una abundancia significativamente mayor de la especie en los humedales adyacentes (Fig.1). Además, mediante aproximaciones cualitativas (Frecuencia de Aparición) y cuantitativas (Abundancia y Biomasa) se ha constatado un gradiente significativo de uso y selección de hábitat en un orden idéntico al que ha mostrado su presencia: HA > AS de la propia laguna incluidas en humedales > AS externas a humedales. No obstante, aunque las AS pueden conformar hábitats subóptimos, el fartet muestra una alta capacidad para colonizarlos.

La aproximación cuantitativa sobre la persistencia de las poblaciones de la especie ha reflejado una variabilidad en las abundancias de AS del orden de 3,7 veces la registrada en el interior de HA (Fig. 2). Se puede interpretar que, aunque la dinámica del fartet se caracteriza por la presencia de explosiones demográficas en la época reproductora (Moreno-Amich et al. 1999, Oliva-Paterna 2006, Alcaraz et al. 2007), la abundancia de la especie en las poblaciones del Mar Menor muestra cambios mucho más drásticos en las áreas someras de la propia laguna.

Se han detectado diferencias espaciales significativas en la presencia y abundancia de la especie entre las diferentes zonas del Mar Menor, ya sean entre las AS (Fig. 3) o entre los HA (Fig. 4). Puede destacarse las bajas abundancias detectadas en áreas perimetrales del margen Este, principalmente correspondientes a playas propias de La Manga (AS00-01 y AS02-03, Fig. 3). Desde inicio de los años ochenta, el plan para la creación de playas artificiales desarrollado en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa et al. 2005 y 2006) ha conllevado el traslado de arenas sobre determinadas zonas someras del perímetro lagunar y su consolidación con pequeñas escolleras, afectando predominantemente a las playas de La Manga. Cambios sobre el hábitat y sus efectos sobre las comunidades de peces de estas zonas ya han sido constatados en estudios recientes (Pérez-Ruzafa et al. 2006, Verdiell-Cubedo et al. 2008).

Los Humedales con salinas (HA01: Salinas de San Pedro del Pinatar; HA02: Salinas de Marchamalo) muestran de forma significativa valores promedio mucho más elevados (Fig 4) que se correlacionan con variaciones temporales

inferiores. La importancia de las salinas tradicionales para la especie, en términos de su presencia, ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos (Oliva-Paterna & Torralva 2008). El carácter tolerante a cambios drásticos en salinidad y temperatura de la especie (Ruiz-Navarro et al 2007; Oliva-Paterna et al. 2009) es una de las características que le permite habitar en salinas y mantener poblaciones estables con elevada abundancia.

En otros humedales del entorno de la laguna como el Carmolí, Lo Poyo, La Hita y La Encañizada, el fartet muestra una presencia continua con abundancias aceptables y hemos podido observar mortandades locales, a nivel de pequeñas charcas que se secan en determinados periodos, junto con colonizaciones masivas por alevines en periodos de explosión demográfica. A su vez, también hemos constatado la supervivencia de la especie en charcas aisladas con condiciones extremas de salinidad y temperatura (90 ‰ de salinidad y 30°C en periodo estival). La segregación de la especie a hábitats refugio conformados por comunidades de peces escasas ha sido puesta de manifiesto para poblaciones de fartet en las Marismas del Ampurdán (Moreno-Amich et al. 1999). En estos ambientes es presumible que interacciones competitivas relacionadas con el solapamiento trófico o con la búsqueda de refugio se muestren en menor grado (Alcaraz et al. 2007). En el interior de los humedales adyacentes al Mar Menor, la riqueza de especies presente no supera el 30% de las presentes en áreas someras de la propia laguna y en humedales con salinas en explotación únicamente 3 especies de peces (*Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri* y *Mugil cephalus*) suelen cohabitar comúnmente con el fartet en canales y balsas salineras.

### **Tipos de Poblaciones locales**

Del análisis realizado con parámetros descriptores de la dinámica poblacional de la especie y de la comunidad de peces acompañantes, junto con las tipologías de hábitat presentes, puede interpretarse la existencia de 4 tipos de poblaciones locales de la especie en el Mar Menor y su entorno (más información en Oliva-Paterna (2006)(Fig. 5). En cierta medida, estos tipos son reflejo del estatus de dichas poblaciones en una probable estructura multipoblacional.

El Tipo I (Fig. 5) está conformado por poblaciones locales con un estatus excelente, localizadas en hábitats prácticamente ideales para su dinámica (Salinas de San Pedro del Pinatar y Salinas de Marchamalo). Son las de mayor valor en abundancia y persistencia poblacional, entre otros por factores como la menor competencia interespecífica. Otro tipo de factor condicionante es el recurso trófico, el fartet se alimenta preferentemente de organismos acuáticos de la columna de agua pero en ambientes con abundante vegetación acuática (Alcaraz & García-Berthou 2006). Las balsas acumuladoras de las salinas (salinidad < 50 ‰), aunque muestran importantes variaciones temporales en el recubrimiento de macrófitos, mantienen durante el ciclo anual densidades importantes de recubrimiento vegetal (Oliva-Paterna et al. 2009) que normalmente se traduce en mayor disponibilidad trófica.

El Tipo II (Fig. 5) estaría conformado mayoritariamente por el resto de poblaciones que ocupan los humedales, junto con las áreas someras con el mayor grado de naturalidad en todo del perímetro lagunar. Estos humedales se corresponden con *Criptohumedales* con pequeñas charcas inconexas, o bien conectadas por pequeños canales con la propia laguna (HA04 Lo Poyo, HA05 El Carmolí). También áreas someras en desembocaduras de ramblas (HA03 Punta Lengua de Vaca), o bien las áreas someras conformadas por carrizales y saladares conectados con la propia laguna (AS00 La Encañizada, AS11 Carrizal de los Alcázares y AS13 Carrizal de La Hita). Estos hábitats muestran un grado de variabilidad superior a las salinas en factores ambientales como el hidrodinamismo. Su riqueza de peces también es superior y, en consecuencia, fenómenos de competencia interespecífica también pueden afectar notablemente la dinámica poblacional del fartet.

El Tipo III (Fig. 5) está conformado por poblaciones con niveles medios de abundancia y biomasa pero con una alta variabilidad temporal, aspecto que incrementa las posibilidades de extinción local. Son poblaciones que se localizan mayoritariamente en playas de la zona occidental y norte de la laguna en las que resulta fácil la localización de áreas someras de orilla con escasa circulación, sustratos limosos o arenosos, con acumulo superficial de algas clorofíceas (verdes) de los géneros *Enteromorpha* y *Chaetomorpha*, acompañadas en ocasiones de filamentosas (= diatomeas filamentosas en su mayoría) (ej. Playa entre la Urbanización Estrella del Mar y Club Náutico de los Urrutias). En estas áreas se detectan extensiones puntuales de hábitats sub-óptimos para la especie, caracterizados por escasa circulación del agua, predominio de sustratos finos, acumulo de algas flotantes y presencia de manchas de recubrimiento de macrófitos, que en su conjunto conforman *Mesohábitats refugio* (*safe-patch habitats* en Matthews 1998).

Finalmente, las poblaciones Tipo IV (Fig. 5), que presentarían un estatus malo, están conformadas por pequeños grupos de individuos en hábitats no óptimos localizados principalmente en áreas someras de la zona oriental (AS01, AS02 y AS03) y zona sur de la laguna (AS05 y AS06). Son zonas con presencias ocasionales (ej. 9,1% de los muestreos en AS02), junto con las densidades y persistencias poblacionales más bajas. En estas zonas de la laguna, las praderas de macrófitos se han visto perjudicadas en las últimas décadas por las actuaciones de dragado y creación de escolleras para la mejora de playas (Pérez-Ruzafa et al. 2006). Además, estas actuaciones pueden haber provocado un incremento del efecto competitivo debido al aumento en densidad de especies típicas de sustrato rocoso, principalmente familias *Gobiidae* y

*Blenniidae* (Oliva-Paterna et al. 2006b, Verdiell-Cubedo et al. 2008). De acuerdo con varias observaciones de campo realizadas a lo largo del periodo de estudio, hemos apreciado que la gestión turística de las playas en las áreas con mayor densidad urbana (ej. limpieza de la vegetación acuática con maquinaria pesada, dragados, etc.) pueden ser un factor de impacto notable sobre las poblaciones de la especie y de la comunidad acompañante.

#### **Estructura tipo metapoblacional del fartet en el Mar Menor**

Una *Metapoblación* (*Población de poblaciones*) no es únicamente una gran población estructurada en unidades locales. Estas unidades deben estar interconectadas, normalmente con diferentes tasas de intercambio entre sí que se traducen en extinciones locales y recolonizaciones a una escala temporal apreciable. No obstante, a pesar de su popularidad, su confirmación con datos de campo resulta complicada (Hanski 2001).

Con indiferencia del modelo o estructura, los *Tipos de Poblaciones locales* de fartet en el Mar Menor y su entorno cumplen criterios cualitativos que confirman la hipótesis de una estructura y dinámica *Metapoblacional* de la especie en el área de estudio. De acuerdo con Holyoak & Ray (1999), los criterios aludidos son: (I) Independencia espacial entre las Poblaciones locales detectadas; (II) Determinadas Poblaciones locales de *Aphanius iberus* del Mar Menor y su entorno presentan procesos de extinción local y recolonizaciones posteriores; (III) Presencia de *Efecto rescate* como el proceso más probable para explicar las recolonizaciones; (IV) Las *Poblaciones* locales muestran efectos en su dinámica derivados de su tamaño; (V) Presencia de una *Demografía específica de Hábitat*; y (VI) Dinámica entre las poblaciones locales inducida por variaciones temporales en la productividad de los distintos hábitats.

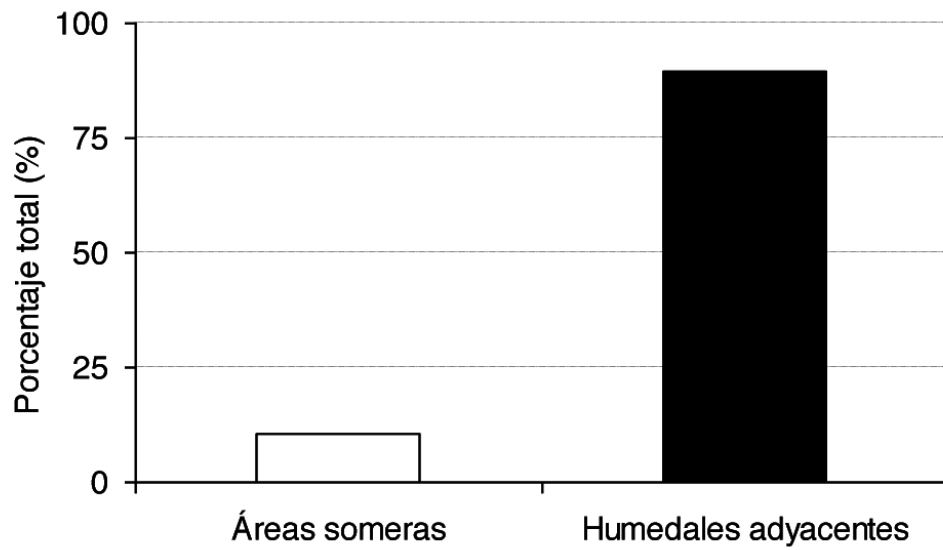
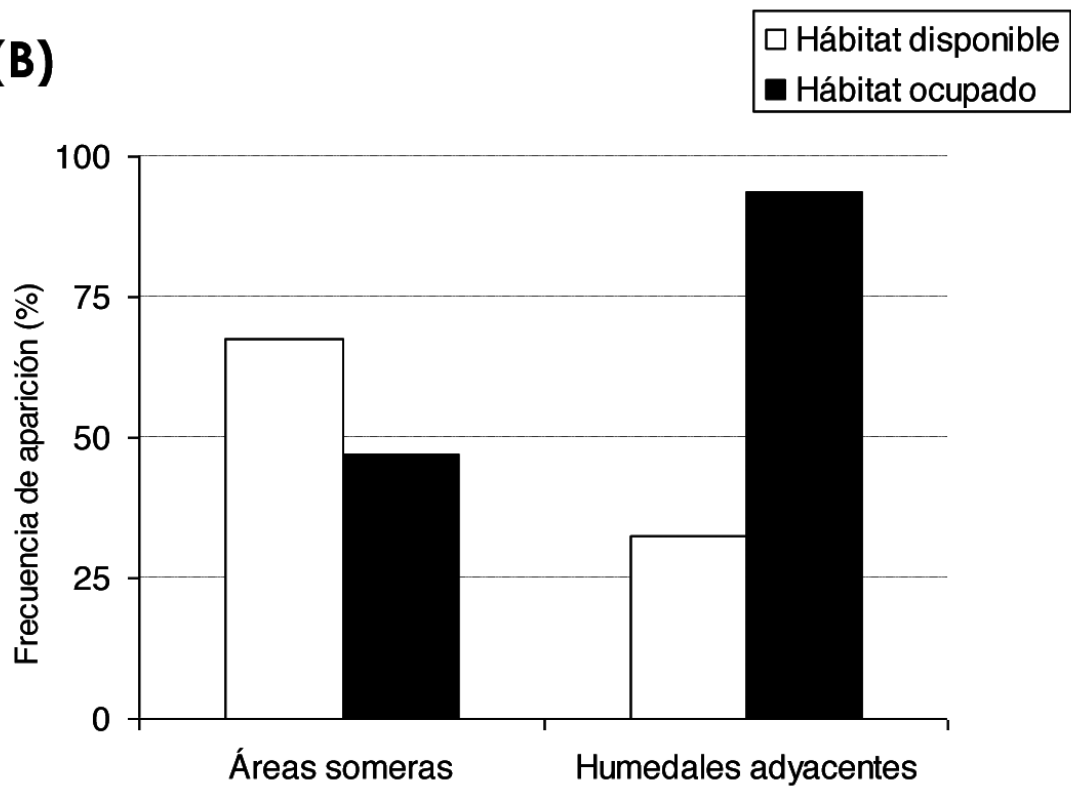
A pesar del carácter eminentemente descriptivo de esta primera aproximación, en Oliva-Paterna (2006) se propone un *Modelo Conceptual Hipotético (MCH)* de estructura y dinámica tipo metapoblacional del fartet en el Mar Menor (Fig. 6). Este *MCH* propone la presencia de, al menos, 8 *Poblaciones Fuente*, correspondientes con los Tipos I y II de *Poblaciones locales* (Fig. 5). Estas poblaciones han mostrado la capacidad de presentar flujos positivos, una emigración que puede ser capaz de recolonizar aquellos hábitats sub-óptimos o negativos que albergan las denominadas *Poblaciones sumidero*. Estas últimas se localizan en zonas puntuales de escasa extensión, que hemos denominado *Mesohábitats refugio*, con características de hábitat que permiten el establecimiento temporal de grupos de reproductores, aunque muestran una probabilidad de extinción local elevada. La dinámica de extinción-recolonización a nivel local de este *MCH* puede presentar patrones estacionales, bien condicionados por la propia estrategia de vida de la especie (ej. explosiones demográficas estivales), bien por cambios en características del hábitat (ej. explosiones tróficas).

En conclusión, cabe mencionar que ignorar los mecanismos analizados en el presente capítulo puede provocar problemas importantes en la gestión de la especie, ya que se puede caer en graves errores atendiendo exclusivamente a seguimientos locales y no evaluando su dinámica metapoblacional. No obstante, la inclusión de estos aspectos en la gestión no es una tarea trivial, evaluar la importancia de los posibles mecanismos de funcionamiento de la metapoblación del fartet del Mar Menor será posible si se analizan las carencias existentes.

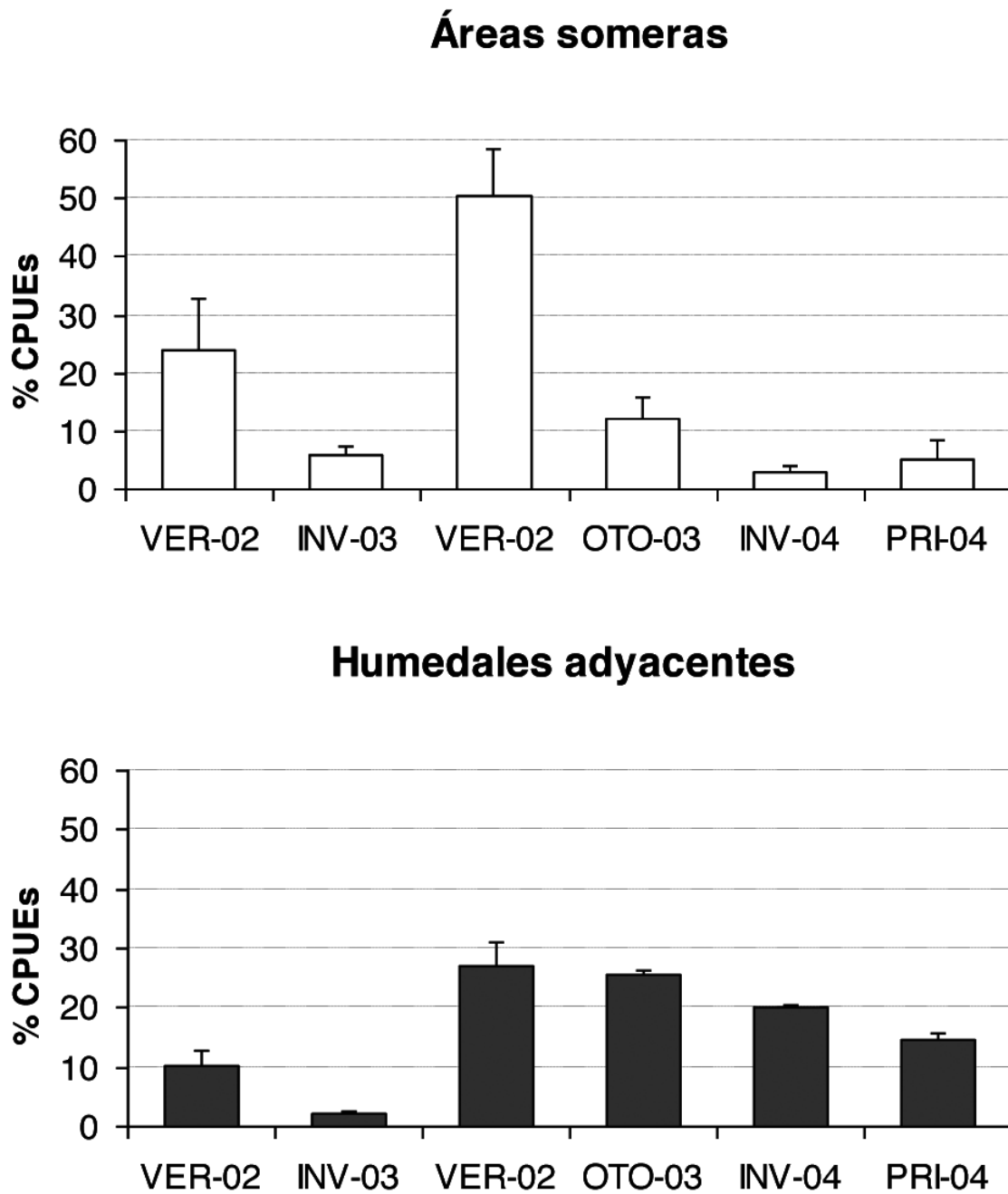
#### **4. Bibliografía**

- ALCARAZ, C., GARCÍA-BERTHOU, E. (2006). Food of an endangered cyprinodont (*Aphanius iberus*): ontogenic diet shift and prey electivity. *Environmental Biology of Fishes* 78: 193-207.
- ALCARAZ, C., POU-ROVIRA, Q., GARCÍA-BERTHOU, E. (2007). Use of flooded salt marsh habitat by an endangered cyprinodontid fish (*Aphanius iberus*). *Hydrobiologia* 600: 177-185.
- DOADRIO, I. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- HANSKI, I. (2001). Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88.
- HOLYOAK, M., RAY C. (1999). A roadmap for metapopulation research. *Ecology Letters* 2: 273-275.
- LLORET, J.A., MARIN, L., MARIN-GUIRAO, VELASCO, J. (2005). Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management* 48: 828-842.
- MATTHEWS, WJ. (1998). *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall. New York.
- MORENO-AMICH, R., POU-ROVIRA, Q., QUINTANA, X., GARCÍA-BERTHOU, E. (1999). Efecto de la regulación hídrica en la conservación del fartet (*Lebias iberica*) en Aiguamolls de L'Empordà: Importancia de los refugios de población. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía* (Planelles M), 115-131. Valencia: Generalitat Valenciana.
- OLIVA-PATERNA, FJ. (2006). "Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia". Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

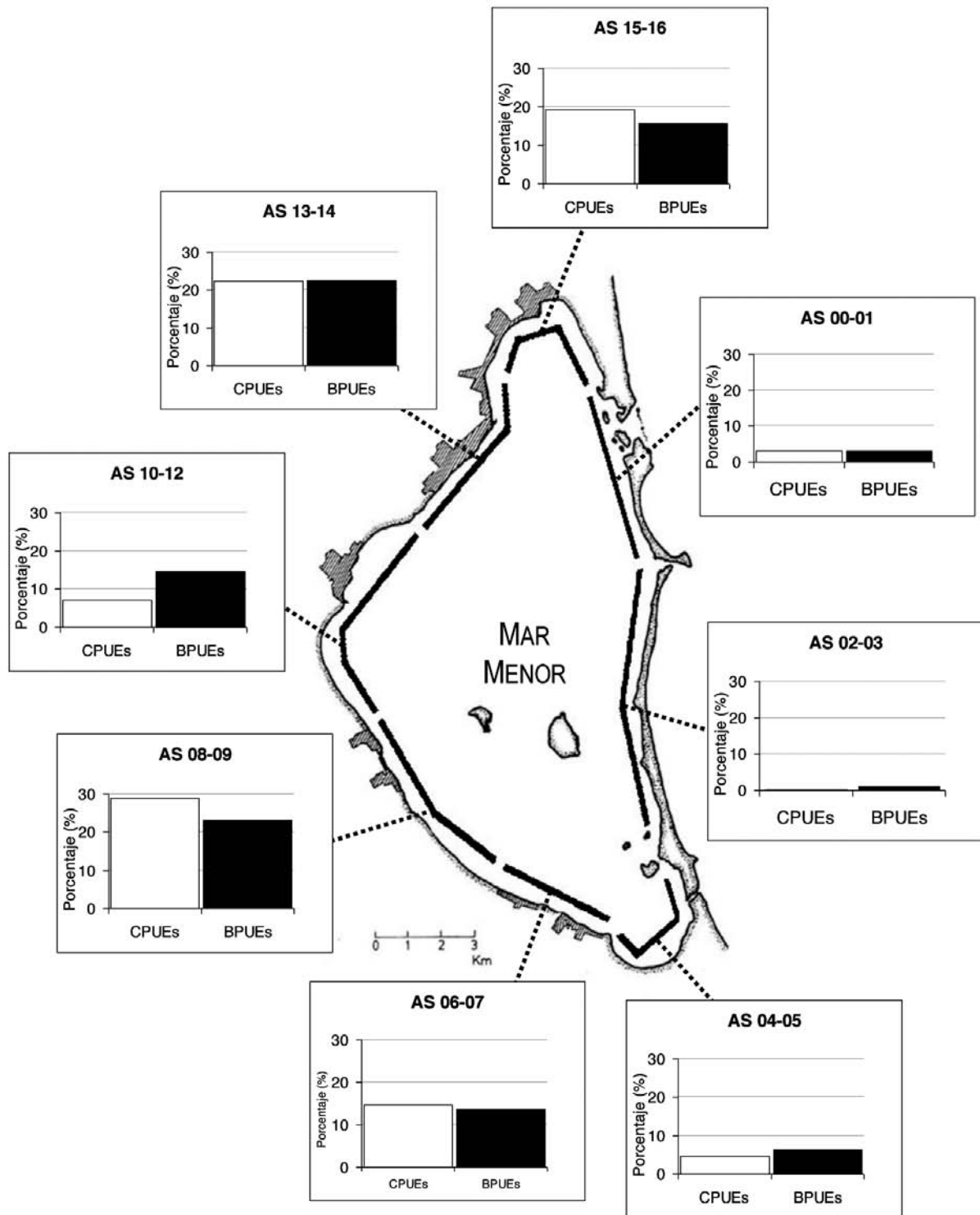
- OLIVA-PATERNA, F.J., TORRALVA, M., FERNÁNDEZ-DELGADO, C. (2006)a. Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846). *Environmental Biology of Fishes* 75: 307–309.
- OLIVA-PATERNA, F.J., TORRALVA, M. (2008). El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio*. CARM.
- OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A., MIÑANO, P.A., GARCÍA-RODRÍGUEZ, J., TORRALVA, M. (2002). Unidades de Conservación del fartet, *Aphanius iberus*, en la Región de Murcia: Amenazas y aplicación regional de categorías UICN. *Dugastella* 3: 29-35.
- OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A., MIÑANO, P.A., VERDIELL, D., EGEA, A., DE MAYA, J.A., RUIZ-NAVARRO, A., GARCÍA-ALONSO, J., FERNÁNDEZ-DELGADO, C., TORRALVA, M. (2006)b. YOY fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 21.
- OLIVA-PATERNA, F.J., RUIZ-NAVARRO, A., TORRALVA, M., FERNÁNDEZ-DELGADO, C. (2009). Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology* (en prensa).
- PÉREZ-RUZAFÁ, A., MARCOS, C., GILBERT, J. (2005). The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: *Coastal lagoons. Ecosystem Processes and Modelling for Sustainable Use and Development*. (Gönenc, J. E. & Wolfin, J., eds.), 392-422. Boca Raton: CRC Press.
- PÉREZ-RUZAFÁ, A., GARCÍA-CHARTON, J.A., BARCALA, E., MARCOS, C. (2006). Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*.
- RUIZ-NAVARRO, A., OLIVA-PATERNA, F.J., TORRALVA, M. (2008). Somatic condition of *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) in Marchamalo wetland (Mar Menor; SE Spain): Effects of management. *Anales de Biología* 29: 53-59.
- TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J., GARCIA-MELLADO, A., MIÑANO, P.A., ANDREU, A., CARDOZO, V., GARCIA-ALONSO, J., FERNÁNDEZ-DELGADO, C. (2001). Distribución y estado de conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos. *Anales de Biología* 23.
- VERDIELL-CUBEDO, D., OLIVA-PATERNA, F.J., EGEZ, A., TORRALVA, M. (2008). Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina* 72(2): 319-328.

**(A)****(B)**

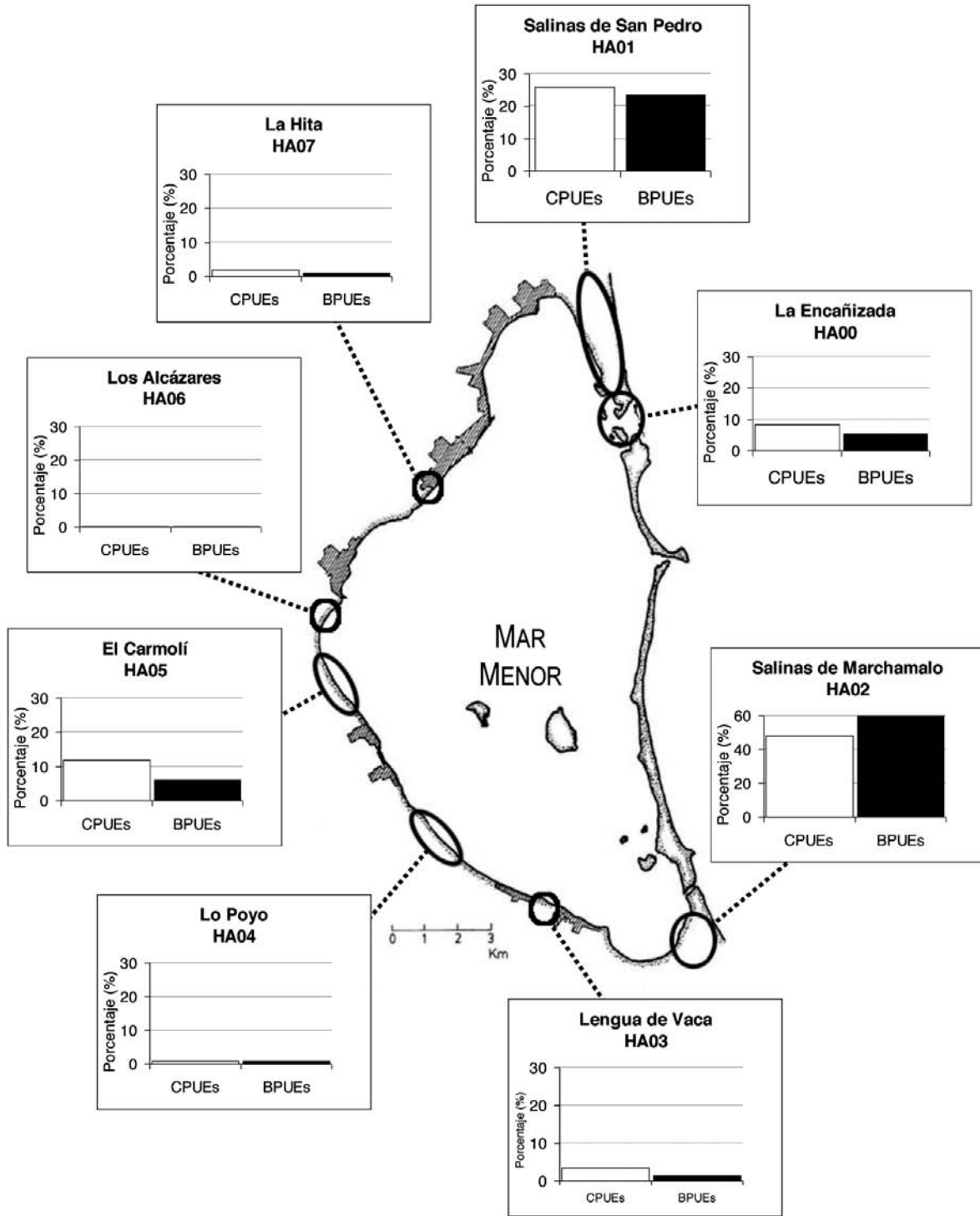
**Figura 1.** (A) Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función de los hábitats de estudio. (B) Frecuencia de Hábitat disponible y ocupado por el fartet en las unidades de hábitat estudiados (Hábitat disponible = 289 localidades muestreadas en la totalidad del periodo de estudio; Hábitat ocupado = Localidades con presencia de fartet).



**Figura 2.** (A) Variación temporal en porcentaje sobre la abundancia total de fartet en las áreas someras propias de la laguna. (B) Variación temporal en porcentaje sobre la abundancia total de fartet en los humedales.



**Figura 3.** Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función de los sectores de muestreo establecidos en las áreas someras (AS) de la laguna del Mar Menor (CPUEs: Capturas por Unidad de Esfuerzo; BPUEs: Biomasa por Unidad de Esfuerzo).



**Figura 4.** Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función de los sectores de muestreo establecidos en los Humedales adyacentes (HA) de la laguna del Mar Menor (CPUEs: Capturas por Unidad de Esfuerzo; BPUEs: Biomasa por Unidad de Esfuerzo).

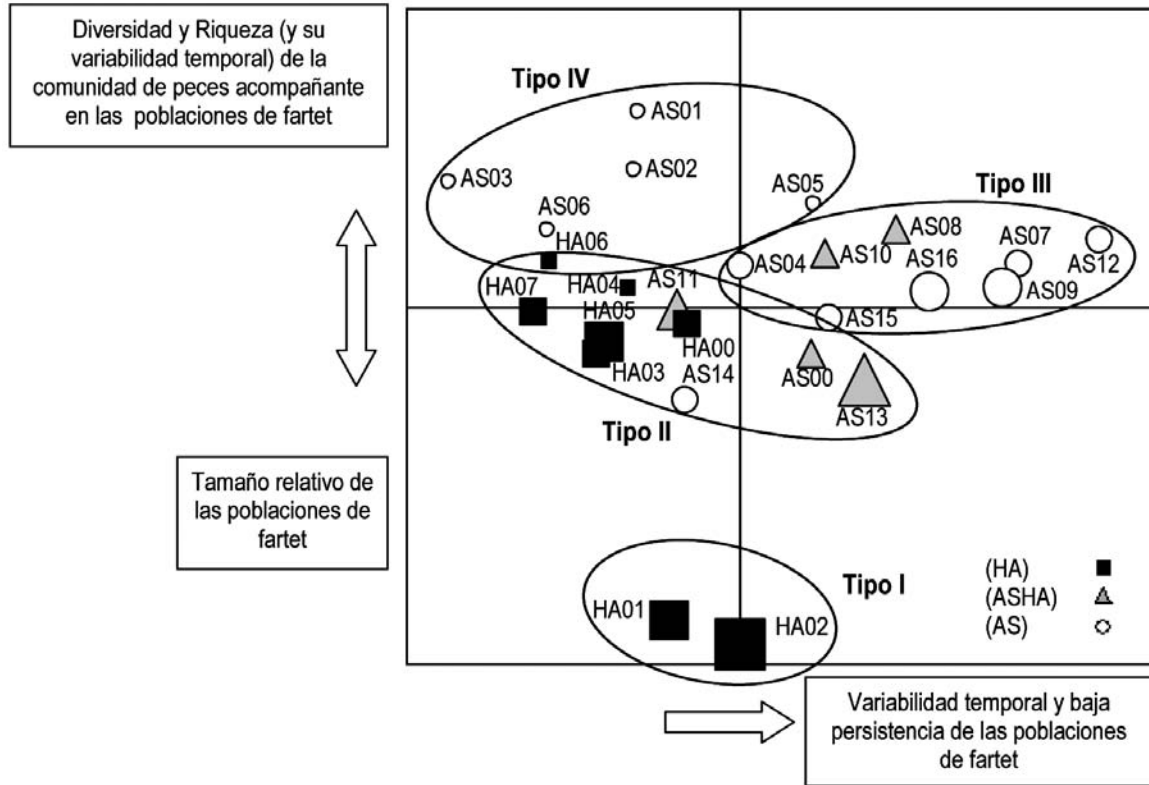


Figura 5. Representación esquemática de los dos primeros componentes obtenidos en un ACP de los sectores de muestreo en el Mar Menor y su entorno (AS: Áreas someras externas a humedales; ASHA: Áreas someras propias de humedales; HA: Humedales adyacentes). El tamaño de las figuras refleja la abundancia de la especie; Descripción de los tipos de poblaciones locales en el texto.

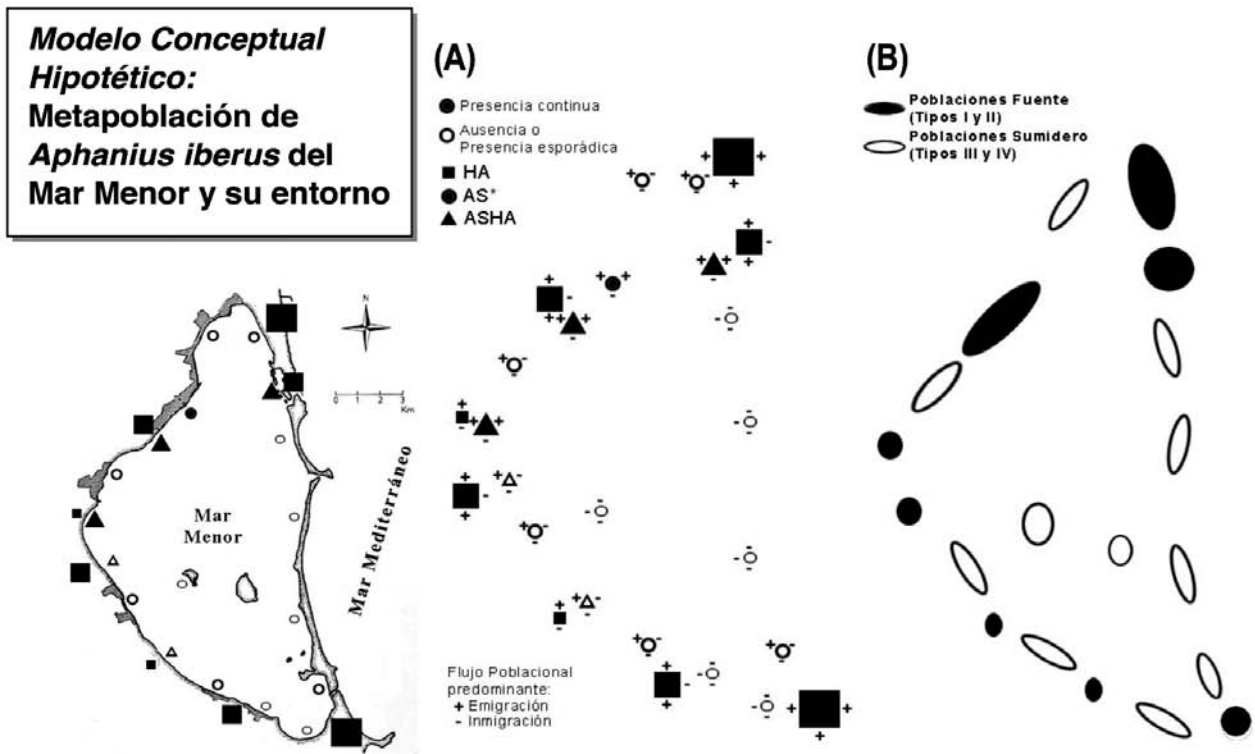


Figura 6. Modelo Conceptual Hipotético de estructura y dinámica tipo metapoblacional de la especie en el Mar Menor y su entorno. En (A) se presenta la tipología de hábitat en función de la localización de los sectores de muestreo (HA: Humedales adyacentes; ASHA: Áreas someras incluidas en humedales; AS\*: Áreas someras externas a humedales) y el flujo poblacional predominante en cada una de las mismas. En (B) se presentan de forma sintética las zonas con presencia de Poblaciones Fuente y Poblaciones sumidero.

## Seguimiento biológico de Paño Europeo (*Hydrobates pelagicus*) y Pardela Cenicienta (*Calonectris diomedea*) en la Región de Murcia. 2008

CREMADES, M. y BALLESTEROS, G.A.

*Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma Región de Murcia. C/ Eugenio Úbeda Romero, 3, 3ª planta. 30008 Murcia. (Correo): [manuel.cremades@carm.es](mailto:manuel.cremades@carm.es)*

### Resumen

Se ha hecho seguimiento de aves procelariiformes en islas de la Región de Murcia en 2008. Las dos especies objeto son el paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) y la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), y las islas son Hormigas y Las Palomas. Entre los objetivos del seguimiento biológico está calcular el tamaño de la población de estas dos especies y determinar parámetros de la reproducción.

Se han realizado dos visitas nocturnas a Hormigas y tres a Las Palomas, entre abril y julio, para muestrear adultos (captura y anillamiento), y dos visitas diurnas a Hormigas y cuatro a Las Palomas, entre agosto y noviembre, para seguimiento de pollos. Se han realizado estimaciones de la población de estas aves, aplicando distintos métodos, y se han comparado con estimaciones anteriores. Se han podido calcular tasas de captura. Para hacer seguimiento a las parejas reproductoras se buscaron adultos durante el periodo de incubación, marcando y numerando los nidos para posteriores controles.

Se han realizado en total más de 741 capturas de paño europeo. En Hormigas, con 2 métodos aplicados, se ha estimado una población de 426 – 1.753 individuos. En Las Palomas, aplicando 3 métodos, los valores estimados oscilan entre 992 y 3.008 individuos. De pardela cenicienta la estima más alta es de 88 parejas, aunque ha quedado sin mirar el acantilado sur por su peligrosidad, lo que incrementaría más la población. Los valores obtenidos difieren entre métodos o con el mismo método en distinto muestreo, como ocurría en años anteriores. Se han podido controlar 27 nidos de paño (5 en Las Palomas y 22 en Hormigas). De pardela cenicienta se han controlado 33 nidos. Los parámetros reproductores obtenidos son similares a los de otras colonias estudiadas o mejores.

**Palabras clave:** Seguimiento biológico, *Procellariiformes*, *Hydrobates pelagicus*, *Calonectris diomedea*, Región de Murcia.

### Abstract:

A biological monitoring of *Procellariiformes* birds has been carried out in some islands within the Region of Murcia during 2008. The two target species are the European storm petrel (*Hydrobates pelagicus*) and Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*), and the islands are Hormigas and Las Palomas. Among our objectives are to estimate the population size of both species and to determine breeding parameters.

We have carried out two nighttime field visits to Hormigas and three to Las Palomas, from April to July, in order to sample adult birds (capture and ringing), and two daytime field visits to Hormigas and four to Las Palomas, from August to November, to monitor chicks. We have estimated these birds' populations by applying different methods, and we have compared such estimates with previous results. In addition, capture rates have been calculated. For monitoring of breeding pairs, we looked for adult birds during the incubation period, marking and numbering nests for subsequent checks.

A total of 741 captures of European storm petrel have been collected. In Hormigas, by applying two methods, a population of 426-1,753 bird individuals have been estimated. In Las Palomas, by applying three methods, estimated values range from 992 to 3,008 individuals. Concerning Cory's shearwaters, the highest estimated value is 88 pairs, although the Southern cliff has not been monitored for being dangerous, which would increase their population. Obtained

values differ between different methods or between different samples within the same method, as it happened in previous years. Altogether, 27 storm petrel nest sites (22 in Hormigas and 5 in Las Palomas) and 33 Cory's shearwater nest sites have been monitored. The obtained breeding parameters are either similar to those of other studied colonies or better.

**Key words:** Biological monitoring, *Procellariiformes*, *Hydrobates pelagicus*, *Calonectris diomedea*, Region of Murcia.

## 1. Introducción

Desde 1987 se realizan anillamientos de aves procelariformes en islas de la Región de Murcia (Grupo de Anillamiento ANSE, com. pers.). En los últimos años estos trabajos se incluyen en distintos proyectos que desarrolla el Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza.

Las dos especies objeto de seguimiento son el paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) y la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), y las dos islas donde se ha realizado el seguimiento son Hormigas, sólo con paíños, y Las Palomas, con ambas especies.

Entre los objetivos del seguimiento biológico está calcular el tamaño de la población de estas dos especies y determinar parámetros de la reproducción. Trabajos anteriores estiman la población regional de paíño europeo en más de 400 parejas y entre 1.000 y 5.000 individuos (Sánchez y Esteve, 2000), y más recientemente, entre 1.105 y 1.612 parejas reproductoras (Ballesteros & García, 2007), mientras que para la pardela cenicienta las estimas varían entre al menos 20 y unas 100 parejas (González y Hernández, 1989; NATURCAZA, 1994; NATURCAZA, 1995; Sánchez y Guardiola, 1996; Paterson, 1997).

## 2. Material y Métodos

Se han realizado dos visitas nocturnas a Hormigas y tres a Las Palomas entre abril y julio de 2008 para muestrear adultos (captura y anillamiento) y para localizar incubadores. Se llevaron a cabo otras dos visitas diurnas a Hormigas y cuatro a Las Palomas entre agosto y noviembre para seguimiento y anillamiento de los pollos.

### 2.1. Estimación de la población:

2.1.a. Paíño europeo: para muestrear adultos durante su actividad nocturna se utilizaron redes verticales con luz de malla de 16 mm. Con las capturas de 2008 se han aplicado distintos métodos (Figura 1): de Petersen, de Bailey, capturas acumuladas y capturas repetidas. Se han podido calcular tasas de captura.

Se ha contado con estimaciones anteriores (Ballesteros & García 2007; González *et al* 1999) para establecer comparaciones.

Se cree que hasta un 70% de los individuos que vuelan por la noche alrededor de las colonias son individuos errantes no reproductores (Mínguez, 2006), por lo que se ha considerado que al menos el 30% de los paíños calculados constituyen las parejas reproductoras.

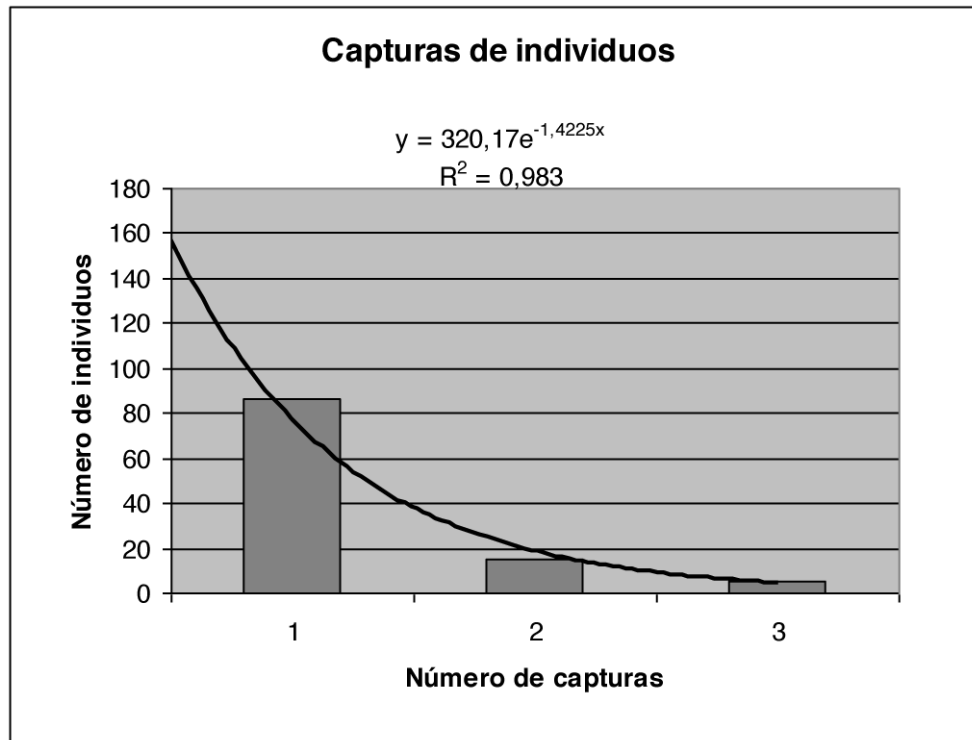


Figura 1: Ejemplo de estimación de la población de paño europeo por “capturas repetidas”, con los datos de la salida a Hormigas el 14 de mayo de 2008.

2.1.b. Pardela cenicienta: se han realizado conteos de “balsas” y se han utilizado distintos métodos a partir de capturas y proporción de pollos encontrados.

## 2.2. Reproducción:

Se han localizado adultos echados de ambas especies durante el periodo de incubación, anotándose su permanencia en el nido. Se ha seguido el estado de los pollos hasta que han abandonado el lugar, supervisando su desarrollo. Cada nido se ha numerado y posicionado para posteriores controles. Con los datos se han calculado parámetros reproductores.

## 3. Resultados

3.1. **Estimación de la población:** hay importantes diferencias en las estimaciones entre métodos y con el mismo método en distintas salidas de muestreo.

### 3.1.a. Paño europeo

Se han realizado 741 capturas correspondientes a 636 individuos distintos (Tabla 1).

Las estimaciones obtenidas han sido, con el mismo método de captura – recaptura, algo superiores en Hormigas y algo inferiores en Las Palomas que en años anteriores (Tabla 2).

Las estimaciones de paños por capturas repetidas en cada salida se han mostrado bastante eficaces, con la exponencial bien ajustada en todos los casos ( $R^2$  siempre superior a 0,98) (Figura 1).

Tabla 1: Características de los muestreos de paño europeo en 2008.

CAPTURAS 2008 DE PAÑO EUROPEO EN MURCIA	SALIDAS A ISLAS 2008				
	HORMIGAS		LAS PALOMAS		
	14 may	11 jun	25 abr	4 jun	11 jul
<b>Longitud de red/es (m)</b>	72	72	36	36	54
<b>Tiempo de captura (minutos)</b>	410	352	395	384	345
<b>Capturas</b>	131	162	98	211	139
<b>Tasa de captura (capturas / 100 min / 10 m)</b>	4,44	6,39	6,89	15,26	7,46

Tabla 2: Estimaciones de la población de paño europeo en distintos años con distintos métodos. (Fuente: González, G. *et al.* 1999; Ballesteros & García 2007 y datos propios)

<b>Estimaciones 1993</b>	HORMIGAS				LAS PALOMAS	
Captura - recaptura	691 II				-	
<b>Estimaciones 1997</b>	HORMIGAS				LAS PALOMAS	
Captura - recaptura	782 II				3.865 II	
<b>Estimaciones 2005</b>	SALIDAS A ISLAS 2005					
<b>MÉTODO</b>	HORMIGAS				LAS PALOMAS	
	25 ABRIL	13 MAYO	20 JUNIO	13 JULIO	18 ABRIL	23 MAYO
Petersen		703 II	798 II	927 II	-	-
Bailey	930 II				-	-
<b>Estimaciones 2007</b>	SALIDAS A ISLAS 2007					
<b>MÉTODO</b>	HORMIGAS			LAS PALOMAS		
	25 abril			4 mayo	16 mayo	11 julio
Petersen	-			-	3.061 ii	-
Bailey	-			-	-	3.319 ii
<b>Estimaciones 2008</b>	SALIDAS A ISLAS 2008					
<b>MÉTODO</b>	HORMIGAS			LAS PALOMAS		
	14 mayo	11 jun		25 abr	4 jun	11 jul
Petersen	-	1.090 ii		-	3.008 ii	2.144 ii
Bailey	-	-		-	-	992 ii
Repetidas	426 ii	1.753 ii		2.119 ii	2.688 ii	1.447 ii
Acumuladas	106 ii	236 ii		94 ii	280 ii	400 ii

## 3.1.b. Pardela cenicienta:

Las 21 capturas de adultos corresponden a 18 individuos distintos en Las Palomas (Tabla 3).

Tabla 3: Conteos y estimaciones de la población de pardela cenicienta en 2008 con distintos métodos.

Conteos y Estimaciones 2008 de Pardela Cenicienta	Salidas a Isla de Las Palomas					
	MÉTODO	25 abril	4 junio	11 julio	14 agosto	12 septiembre
Balsas	59 – 80 ii	29 – 38 ii				
Petersen			77 ii			
Acumuladas	11 ii	12 ii	18 ii	28 pp	30 pp	33 pp
Repetidas	111 ii		43 ii			
Por pollos				34 – 68 pp	38 – 76 pp	37 – 88 pp

### 3.2. Reproducción (Tabla 4):

#### 3.2.a. Paño europeo

A pesar de la abundante población de esta especie, los nidos visibles son escasos. Se han podido seguir 27 nidos, 22 en Hormigas y 5 en Las Palomas.

#### 3.2.b. Pardela cenicienta

Se han encontrado 33 nidos de pardela cenicienta en Las Palomas.

Tabla 4: Parámetros reproductores de ambas *Procellariiformes* en 2008.

PARÁMETROS REPRODUCTORES 2008	<i>Hydrobates pelagicus</i>	<i>Calonectris diomedea</i>
Tasa de eclosión	0,7407 – 0,8889	0,6667 – 0,9394
Tasa de vuelo	0,75 – 0,9167	0,7097 – 1
Éxito reproductor	0,6667 – 0,8148	0,6667 – 0,9394

## 4. Discusión y Conclusiones

Las variaciones en el número estimado de paños ya ocurría en anteriores estimaciones con distintos métodos o escenarios (González, G. et al. 1999; Ballesteros, G.A., 2007).

En Hormigas, en 2008 la población estaría formada al menos por 64 – 263 parejas reproductoras.

En Las Palomas, la población de 2008 sería al menos de entre 217 y 451 parejas reproductoras. La estimación más fiable es por el método de Bailey, que sitúa la población reproductora en unas 500 parejas.

El pequeño tamaño muestral en la pardela cenicienta hace que los valores calculados sean menos fiables que en el caso del paño y con amplios márgenes (33 – 88 parejas). Queda sin muestrear una amplia zona inaccesible en Las Palomas, el acantilado sur, que podría hacer aumentar las cifras.

La tasa de eclosión calculada en el paño es alta, por encima de los valores calculados en la isla de Benidorm (Mínguez, 1994). La tasa de vuelo es parecida a la de dicha colonia y a la colonia atlántica de Skokholm (Davis, 1957). No obstante, la tasa de eclosión calculada puede estar sesgada, como consecuencia de los problemas para diferenciar huevos del año y antiguos en Hormigas.

La tasa de eclosión obtenida para la pardela es ligeramente superior a la de la colonia de Selvagem (Cramp & Simmons, 1977) y el éxito reproductor claramente superior al de otras colonias (Zino *et al.*, 1987; Mougín, 1999).

## 5. Agradecimientos

Los autores queremos agradecer la colaboración de todos los voluntarios del Proyecto Hydrobates que han participado en los anillamientos de 2008 en Hormigas y Las Palomas. Nuestra especial gratitud a aquellos que han repetido en anillamientos o seguimiento de pollos: Fernando Tomás, Juan Hernández, Fernando Escribano y Ángel Sallent. Juan Hernández también ha hecho sugerencias en las aplicaciones estadísticas. El trabajo de todas las personas que han colaborado en años anteriores en este seguimiento ha permitido establecer comparaciones con el presente.

La Fundación Biodiversidad ([www.fundacion-biodiversidad.es](http://www.fundacion-biodiversidad.es)) y la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad financian los trabajos del proyecto “Estudio y Mejora de Aves *Procellariiformes* de la Región de Murcia”, entre los que se incluye el seguimiento biológico.

## 6. Bibliografía

- BALLESTEROS, G.A. & GARCÍA, M. (2007). Análisis de la evolución de las aves acuáticas en la Región de Murcia (2004-2007). Directrices de Conservación. *Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio*. Inédito.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K.L.E. (1977). The Birds of the Western Palearctic. *Oxford University Press*. Oxford (varios volúmenes).
- DAVIS, P. (1957). “The breeding of the Storm Petrel”. *British Birds* 50: 371-383.
- GARAITA, R.; J. DEL VILLAR & A. UNANUE. (2006). El Paño Europeo (*Hydrobates pelagicus*) en Urdaibai. *Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio*. Gobierno Vasco.
- GONZÁLEZ, G. & HERNÁNDEZ, V. (1989). “Nidificación de *Procellariiformes* en el litoral de la Región de Murcia”. *Ardeola*, 36(1): 87-90.
- GONZÁLEZ, G. *et al.* (1999). *Plan de Conservación del Paño Europeo en la Región de Murcia*. Inéd.
- GUARDIOLA, A. *et al.* (1999). *Plan de Conservación de la Pardela Cenicienta en la Región de Murcia*. Inéd.
- IGUAL, J.M. *et al.* (2006). Seguimiento de la biología reproductora de la Pardela Cenicienta (2000-2006) en las Islas Chafarinas. Resumen 2000-2006. *Informe técnico para el RNC de las Islas Chafarinas*. O.A.P.N.
- IGUAL, J.M.; D. ORO & M.G. FORERO. (2007). Seguimiento de la reproducción de la Pardela Cenicienta (*Calonectris diomedea*) en las islas Chafarinas. Año 2007. *Informe para el R.N.C. de las Islas Chafarinas* (O.A.P.N.).
- MÍNGUEZ, E. (1994). “Censo, cronología de puesta y éxito reproductor del paño común (*Hydrobates pelagicus*) en la Isla de Benidorm (Alicante, E de España)”. *Ardeola* 41(1): 3-11.
- MÍNGUEZ, E. (2006). “El Paño Europeo”. *Ecosistemas* 15 (1): 96-100.
- MOUGIN, J-L. (1999). “The influence of colony characteristics on some breeding parameters in the Cory’s Shearwater *Calonectris diomedea borealis*”. *Ardeola* 46(1): 45-51.
- PATERSON, A.M. (1997). Las Aves Marinas de España y Portugal. *Lynx Edicions*. Barcelona.
- SÁNCHEZ, M.A. & M.A. ESTEVE. (1986). “Observaciones de Procelariformes en el litoral de la región murciana”. *Anales de Biología (Biol. Animal)*, 7: 71-72.
- SÁNCHEZ, M.A.; A. GUARDIOLA & M.P. FERNÁNDEZ. (1994). Censos de aves marinas en épocas de reproducción en la Región de Murcia. *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. El Ejido. SEO. Almería.
- SÁNCHEZ, M.A. & M.A. ESTEVE. (2000). Los vertebrados terrestres de la Región de Murcia: evolución histórica y especies amenazadas. En: CALVO, J.F.; M.A. ESTEVE & F. LÓPEZ-BERMÚDEZ (Coords.). *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia*. Pp 127-148. Instituto del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Murcia.
- TELLERÍA, J.L. (1984). Manual para el censo de los vertebrados terrestres. *Editorial Raíces*. Madrid.
- ZINO, P.A. *et al.* (1987). “The laying, incubation and fledging periods of Cory’s Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Selvagem Grande in 1984”. *Ibis* 129 (3): 393-398.

## Situación del Cuervo (*Corvus Corax*) en la Región de Murcia

CREMADES GARCÍA<sup>1</sup>, M.; MARTÍNEZ TORRECILLAS, J.E. y CALVO SENDÍN, J.F.

Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia. España.

<sup>1</sup> manolocremales1@hotmail.com

### Resumen

El cuervo (*Corvus corax*) ha acusado un fuerte descenso poblacional en la Región de Murcia y casi ha desaparecido de la zona litoral. El objetivo del trabajo es mostrar la distribución de la especie en la Región, el modelo de distribución potencial a partir de territorios con nidificación reciente, y valores de densidad por comarcas y en los mayores términos municipales. Entre 2005 y 2008 se han revisado los cortados rocosos donde se conocía su presencia histórica (territorios con ocupación reciente y abandonados) y se ha prospectado aquellas zonas cuyas características son aptas para la presencia de cuervos. A partir de la información disponible de los territorios ocupados se ha generado un modelo ENFA –Ecological Niche Factor Analysis– que predice la distribución potencial del cuervo. Se han recopilado 79 territorios de cuervo, de los que 47 son ocupados (59,49%) y 32 abandonados (40,51%). La mayoría de los nidos actuales se emplaza en roquedos. La especie se distribuye por casi toda la Región, siendo más abundante en la zona centro – noroeste, coincidiendo con las zonas más abruptas y de mayores altitud y cobertura boscosa, más escasa en la zona centro – este y con alto abandono en el litoral. La densidad media regional obtenida es de 1 territorio / 143,21 km<sup>2</sup>, pero considerando sólo los territorios actuales se reduce a 1 territorio / 240,72 km<sup>2</sup>. Con densidades más altas figuran las comarcas del Bajo Guadalentín, Cuenca de Mula y Noroeste, principalmente los términos de Moratalla y Mula. Con la recopilación preliminar realizada, se ha observado en las últimas décadas un retroceso significativo de la población regional, con un 40% de los territorios perdidos, mucho más acusado en el litoral que en el interior.

**Palabras clave:** *Corvus corax*, distribución potencial, ENFA, densidad, Región de Murcia.

### Abstract:

Ravens (*Corvus corax*) have experienced a strong population fall in the Region of Murcia and have almost disappeared in the coastal area. The aim of this report is to show the distribution of this species, a potential distribution model from nest sites where a recent breeding has occurred, and density values per regions and in the largest municipalities. From 2005 to 2008, we revised cliffs where ancient presence of ravens was known (recently occupied and deserted nest sites), and we have prospected those areas with suitable features for ravens' presence. From the available information about occupied nest sites, an Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) model which predicts potential distribution of ravens has been generated. Out of the 79 nest sites that have been recorded, 47 are occupied and 32 are deserted. Most of current nests are located in cliffs. The species is distributed over almost all the Region of Murcia, being more abundant in the central-northwestern area – matching the areas being the steepest, having the highest altitude and having the highest forest cover – less present in the central-eastern area, and almost absent on the coast. The obtained average regional density is 1 nest site / 143,21 km<sup>2</sup>, but just considering current nest sites, this value is reduced to 1 nest site / 240,72 km<sup>2</sup>. Highest densities are found in Bajo Guadalentín, Cuenca de Mula and Noroeste regions, especially in Mula and Moratalla. With the carried out preliminary record, a significant decrease in the regional population has been observed in the last decades – 40% of nest sites being lost – being more prominent on the coast than in inland areas.

**Key words:** *Corvus corax*, potential distribution, Ecological Niche Factor Analysis, density, Region of Murcia.

### 1. Introducción

El cuervo (*Corvus corax*) es un ave amenazada en la Región de Murcia, debido al descenso de su población en los últimos años, especialmente fuerte en las sierras litorales y pre-litorales. Esta situación ha determinado que haya sido incluido en el Catálogo de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre de la Región de Murcia, como “De Interés Especial”, y como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia (Martínez & Calvo, 2006). A pesar de ser una especie repartida por casi toda la Península Ibérica, en la Región ha acusado un fuerte descenso y casi ha desaparecido de la zona litoral.

La Región de Murcia no cuenta con un censo pormenorizado de esta especie, desconociéndose el tamaño de su población, aunque se sabe que ha desaparecido en varias zonas. Sánchez & Esteve 2000 estiman la población murciana en 150-200 parejas. En la comarca del Altiplano (Jumilla y Yecla) se cuenta con 30-33 parejas entre finales de los 80 y principios de los 90 (Martínez, 1996).

El objetivo del trabajo es mostrar la distribución de la especie en el área de estudio, el modelo de distribución potencial a partir de territorios con nidificación reciente, y valores de densidad por comarcas y en los mayores términos municipales.

## 2. Metodología

El área de la que se ha obtenido la información es la superficie de la Región de Murcia, en el sureste de la Península Ibérica.

Entre 2005 y 2008 se han revisado los cortados rocosos donde se conocía su presencia histórica (territorios con ocupación reciente y abandonados) y se ha prospectado aquellas zonas cuyas características son aptas para la presencia de cuervos. Para considerar un territorio ocupado se ha tenido en cuenta el arreglo de nidos, la presencia de pollos en nidos, la entrada y salida de adultos al nido, la exhibición de vuelos y la emisión de gritos de carácter territorial durante el cortejo y la época de cría (marzo a junio). Mientras que para considerar un territorio como abandonado se ha tomado como criterio la ausencia de información de ocupación en los últimos 10 años (1999-2008).

Para evitar repetir una pareja que puede alternar la ubicación del nido se han considerado de una misma pareja los nidos distantes a 1 Km o menos. Aun así es muy probable que haya alguna pareja que tenga nidos alternativos a distancias mucho mayores, en base a la observación de parejas que nunca coinciden el mismo año en dos territorios próximos.

A partir de la información disponible de los territorios ocupados se ha generado un modelo ENFA –Ecological Niche Factor Analysis– que predice la distribución potencial del cuervo (Braunisch *et al.*, 2008). Para realizar un ENFA son necesarias, por un lado, variables ecogeográficas y, por otro, puntos de presencia de la especie. La base cartográfica para la elaboración de las variables ecogeográficas para la realización del ENFA fue Corine 2000 y el modelo digital de elevaciones. La resolución de trabajo fueron cuadrículas de 0,5 km<sup>2</sup>. Los tipos de uso del suelo se agruparon en 8 categorías: Urbano e industrial, Cultivos de secano, Cultivos de regadío, Bosque, Matorral, Humedales, Ramblas y ríos y Canteras y minería. Se usó el modelo digital de elevaciones (resolución 20 metros) para obtener las variable de Altitud (media de valores de altitud de la cuadrícula) y Abruptuosidad del terreno (desviación típica de los valores de altitud de la cuadrícula) (Tabla 1).

Para establecer densidades medias por sectores, se ha dividido la superficie regional por comarcas, pero también se han calculado en los términos municipales de mayor extensión de la Región. Las distintas comarcas no han sido prospectadas con la misma intensidad, faltando información en algunos sectores como el Altiplano y la zona centro – este. Las densidades se han calculado tanto con los territorios ocupados como con el total recopilado.

## 3. Resultados

### 3.1. Tamaño de la población:

La suma de territorios recopilados de cuervo da un total de 79, de los que 47 son ocupados (59,49%) y 32 abandonados (40,51%). La mayoría de los nidos actuales se emplazan en roquedos, en oquedades o repisas de éstos. En dos parejas el nido se sitúa en pino carrasco y en otra en talud.

### 3.2. Distribución:

La especie se distribuye por casi toda la Región, con escasez (al menos de información) en la zona centro – este y alto abandono en el litoral (Figura 1). Potencialmente es apta gran parte de la superficie regional, exceptuando las grandes extensiones llanas del Campo de Cartagena, Huerta de Murcia y Guadalentín (Figura 2). Los lugares de nidificación del cuervo responden principalmente a la abruptuosidad, seguida de las variables bosque y altitud (Tabla 1).

Tabla 1: Respuesta de los lugares de nidificación actuales del cuervo a diferentes variables.

<b>Variables consideradas</b>	<b>Índice de respuesta</b>
Altitud	0,333
Abruptuosidad	0,830
Urbano e industrial	-0,060
Cultivos de secano	-0,060
Cultivos de regadío	-0,214
Bosque	0,346
Matorral	0,135
Humedales	0,061
Ramblas y Ríos	-0,034
Canteras y minería	-0,065

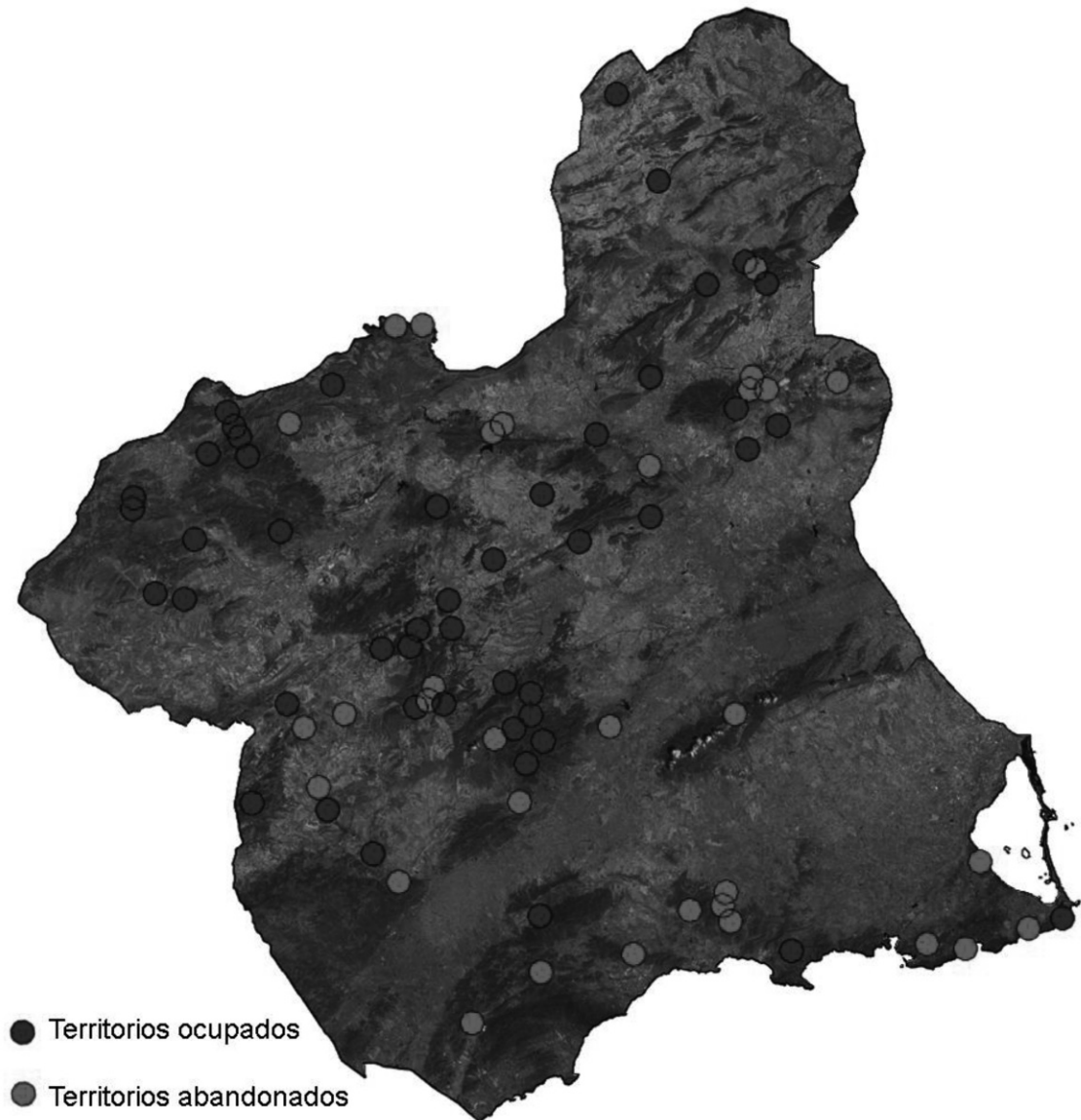


Figura 1: Mapa de distribución de territorios de cuervo en la Región de Murcia.

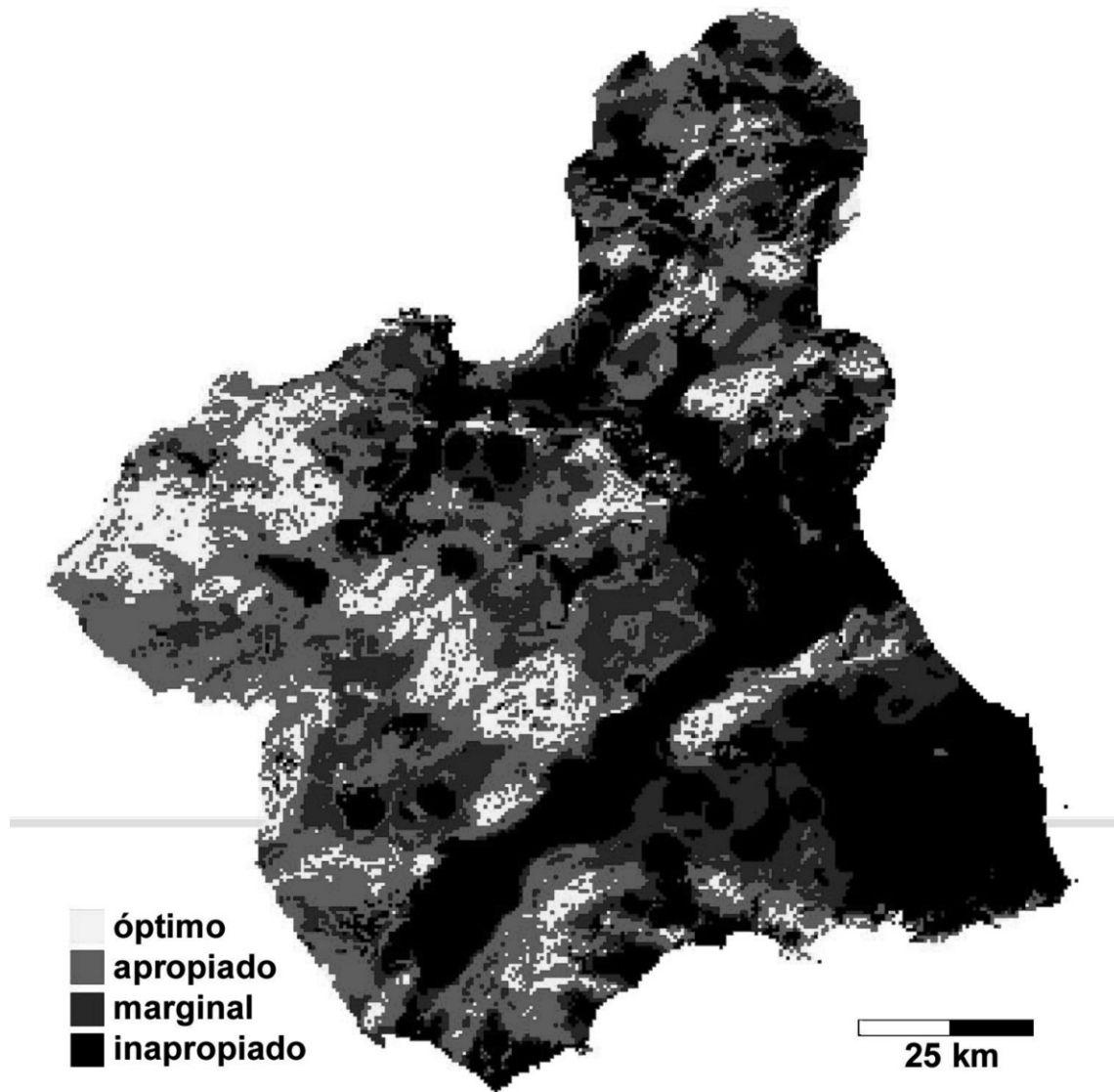


Figura 2: Mapa de distribución potencial del cuervo en la Región de Murcia.

### 3.3. Densidades:

La densidad media regional obtenida con los valores del censo es de 1 territorio / 143,21 km<sup>2</sup>, pero considerando sólo los territorios actuales se reduce a 1 territorio por cada 240,72 km<sup>2</sup>. No obstante, las densidades por comarcas y en los mayores términos municipales son muy distintas (Tablas 2 y 3). Con densidades más altas figuran las comarcas del Bajo Guadalentín, Cuenca de Mula y Noroeste. Destaca la pérdida de territorios del Campo de Cartagena y de la Huerta de Murcia. Por términos municipales, y en concordancia con las comarcas, destacan las densidades de Moratalla y Mula, tanto de territorios actuales como totales (actuales y abandonados). Cartagena también tenía una buena población, pero ha desaparecido más de la mitad de ésta, conservando los últimos 2 territorios del litoral.

Tabla 2: Número de territorios recopilados y densidades por comarcas de la Región de Murcia. R: territorios ocupados en los últimos 10 años. a: territorios abandonados o sin información en los últimos 10 años.

COMARCA	SUPERFICIE (Km <sup>2</sup> )	TERRITORIOS RECOPIRADOS (R+a)	DENSIDAD
Altiplano	1.573,7	7 (5+2)	1 terr/224,81 km <sup>2</sup> 1 R/314,74 km <sup>2</sup>
Bajo Guadalentín	706,6	7 (4+3)	1 terr/100,94 km <sup>2</sup> 1 R/176,65 km <sup>2</sup>
Campo de Cartagena	1.482,1	11 (2+9)	1 terr/134,74 km <sup>2</sup> 1 R/741,05 km <sup>2</sup>
Campo de Lorca	2.071,8	14 (7+7)	1 terr/147,99 km <sup>2</sup> 1 R/295,97 km <sup>2</sup>
Cuenca de Mula	810,0	8 (7+1)	1 terr/101,25 km <sup>2</sup> 1 R/115,71 km <sup>2</sup>
Huerta de Murcia	1.341,6	5 (1+4)	1 terr/268,32 km <sup>2</sup> 1 R/1.341,6 km <sup>2</sup>
Noroeste	2.298,4	20 (16+4)	1 terr/114,92 km <sup>2</sup> 1 R/143,65 km <sup>2</sup>
Vega Alta del Segura	1.029,7	7 (5+2)	1 terr/147,10 km <sup>2</sup> 1 R/205,94 km <sup>2</sup>
<b>TOTAL</b>	<b>11313,9</b>	<b>79 (47+32)</b>	<b>1 ter/143,21 km<sup>2</sup></b> <b>1 R/240,72 km<sup>2</sup></b>

Tabla 3: Número de territorios recopilados y densidades en los términos municipales de mayor extensión de la Región de Murcia. R: territorios ocupados en los últimos 10 años. a: territorios abandonados o sin información en los últimos 10 años.

MUNICIPIO	SUPERFICIE (Km <sup>2</sup> )	TERRITORIOS RECOPIRADOS (R+a)	DENSIDAD
Lorca	1.675,2	12 (7+5)	1 terr/139,60 km <sup>2</sup> 1 R/239,31 km <sup>2</sup>
Jumilla	970,6	7 (5+2)	1 terr/138,66 km <sup>2</sup> 1 R/194,12 km <sup>2</sup>
Moratalla	954,8	11 (8+3)	1 terr/86,80 km <sup>2</sup> 1 R/119,35 km <sup>2</sup>
Murcia	885,9	1 (0+1)	1 terr/885,90 km <sup>2</sup> -
Caravaca	858,8	4 (4+0)	1 terr/214,70 km <sup>2</sup> 1 R/214,70 km <sup>2</sup>
Mula	634,1	7 (6+1)	1 terr/90,59 km <sup>2</sup> 1 R/105,68 km <sup>2</sup>
Yecla	603,1	-	- -
Cartagena	558,3	5 (2+3)	1 terr/111,66 km <sup>2</sup> 1 R/279,15 km <sup>2</sup>

#### 4. Discusión y Conclusiones

Con la recopilación preliminar realizada, se ha observado en las últimas décadas un retroceso significativo de la población regional, con un 40% de los territorios perdidos, pero mucho más acusado en el litoral que en el interior. La población regional actual debe estar apenas por encima de las 50 parejas reproductoras.

La especie es más abundante en la zona centro – noroeste, coincidiendo con las zonas más abruptas y de mayores altitud y cobertura boscosa. Con la aplicación del ENFA se ha corroborado la idoneidad, como lugares de nidificación, de las zonas abruptas, con buena cobertura boscosa y en zonas de interior, con mayor altitud.

La respuesta altamente positiva a la abruptuosidad confirma, por un lado, el marcado carácter rupícola de la especie, pero en muchos casos también aparece en pequeños roquedos de buenas masas forestales, lo que explicaría su relación con el bosque.

Sería necesario un análisis a escala más amplia, incluyendo como datos no sólo el lugar de nidificación sino áreas de campeo y alimentación, para determinar otros factores a los que el cuervo responde positiva y negativamente, prestando especial atención a los cambios ocurridos en el entorno de los territorios abandonados.

#### 5. Agradecimientos:

María Dolores Abellán ha elaborado las variables ecogeográficas para la realización del ENFA. Simón Asenjo, Ester Cerezo, José Manuel Escarabajal, Remedios Illán, Pepe Navarro, Ramón Ruiz y José Manuel Vidal han aportado valiosa información de territorios de cuervo considerados en este trabajo.

#### 6. Bibliografía:

- BRAUNISCH, V., BOLLMAN, K., GRAF, R.F. & HIRZEL, A.H. (2008). "Living on the edge –Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche". *Ecological Modelling* 214: 153-167.
- MARTÍNEZ, J.E. & CALVO, J.F. (2006). Cuervo (*Corvus corax*). En, ROBLEDANO, F., CALVO, J.F. & HERNÁNDEZ, V. Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia: pp 212-213. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente*. Región de Murcia.
- MARTÍNEZ, R. (1996). Cuervo (*Corvus corax*). En, MARTÍNEZ, R. *et al*, 1996. Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla–Yecla): pp 328-329. CAM, *Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua*, Ayuntamientos de Jumilla y Yecla.
- SÁNCHEZ, M.A. & ESTEVE, M.A. (2000). Los vertebrados terrestres de la Región de Murcia: evolución histórica y especies amenazadas. En, CALVO, J.F., ESTEVE, M.A. & LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. (Coords.): Biodiversidad: contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia, pp. 127-148. *Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia*.

## Seguimiento biológico de aves rapaces en la Región de Murcia: Estrategias de gestión y protección

ILLÁN, R.; CERESO, E.; ESCARABAJAL, J.M.; LEÓN, M.; MARTÍNEZ, J.E. y ALEDO, E.

*Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. C/ Eugenio Úbeda Romero, 3, 3º planta. 30008 Murcia. (Correo electrónico: (1) [remedios.illan@carm.es](mailto:remedios.illan@carm.es); (2) [emilio.aledo@carm.es](mailto:emilio.aledo@carm.es) )*

### Resumen

Los programas de seguimiento biológico representan un apoyo imprescindible para la gestión de las especies y la ordenación del territorio, principalmente de los espacios naturales protegidos. Desde el año 2003 la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad) dirige un programa de seguimiento biológico de algunas especies de rapaces.

El censo de 2008 para águila real, águila perdicera, buitre leonado y halcón peregrino cifraron las poblaciones en 41, 26, 55 y 116 parejas respectivamente. Estos resultados muestran una tendencia estable para el águila real y el halcón peregrino, y una tendencia positiva para el águila perdicera y el buitre leonado con respecto a la información recabada en el último censo regional, en 1997. La alteración del hábitat, la producción de molestias en el entorno de las áreas de anidamiento, los accidentes en tendidos y la utilización ilegal de cebos envenenados, constituyen los factores limitantes de estas especies.

El censo de búho real en la ZEPA “Sierra de la Muela-Cabo Tiñoso” estimó la población en 20 parejas e identificó amenazas.

El censo de azor común confirmó la ocupación de 13 territorios y la producción de 17 polluelos volantones. Las amenazas identificadas son la electrocución en tendidos eléctricos, la mortandad de pollos por *Trichomonas* spp., la inadecuada gestión forestal y el expolio de nidos.

Finalmente, se exponen medidas y acciones de gestión dirigidas a solucionar los factores limitantes identificados.

**Palabras clave:** rapaces, censos, seguimiento biológico, gestión

### Abstract

The implementation of a monitoring programme in protected areas is important for the wildlife management. The Regional Administration of Murcia (Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad) has designed a survey in order to monitor changes in the breeding populations of some raptor species in the Murcia Region.

We monitored our cliff-nesting raptor populations since 2003 to 2008. In 2008, we detected 41, 26, 55 and 116 occupancy events of Golden Eagle, Bonelli's Eagle, Griffon Vulture and Peregrine, respectively. The Golden Eagle and Peregrine populations are currently stable. In contrast, following a marked decline, the Bonelli's Eagle and Griffon Vulture populations are currently recovering. Habitat loss and alteration, disturbances at nest-site, power lines and poisoning all adversely affect to these species.

In 2008 the Eagle Owl population in the Special Protection Area “Sierra de la Muela-Cabo Tiñoso” was estimated at 20 breeding pairs and were identified various threats for its conservation status.

In 2008 we located 13 Northern Goshawk occupied territories and obtained a production of 17 fledglings. Electrocution on power lines, infestation with *Trichomonas* spp, extensive clear-felling of forests and nest robbery are some of the major identified threats for this species.

In the light of our findings, we discuss various management strategies in order to reduce the threats identified for these species.

**Keywords:** raptors, census, monitoring programmes, management.

## 1. Introducción

El objetivo primordial de los programas de seguimiento biológico es detectar los cambios en las especies y en los espacios e intentar identificar los operadores de estos cambios. Las rapaces constituyen uno de los grupos de aves con mayor protagonismo en los programas de seguimiento, puesto que la distribución de sus territorios suele estar asociada con áreas que albergan una elevada biodiversidad, por lo que a las poblaciones de estas aves se les considera indicadores del valor ecológico de los ecosistemas (Sergio *et al.*, 2005).

Desde 2003 el Gobierno Regional de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia promueve, dirige y coordina un programa de seguimiento biológico de aves rapaces desarrollado por el Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza, en colaboración con los Agentes Forestales y Medioambientales.

En este artículo se presentan los resultados del seguimiento de rapaces llevado a cabo en la Región de Murcia. Los objetivos del seguimiento fueron: (1) Censar seis especies de aves rapaces (águila real, águila perdicera, halcón peregrino, buitre leonado, búho real y azor común); (2) Identificar las amenazas y la problemática y (3) Generar una información biológica que oriente y permita la toma de decisiones de gestión, y de esta manera, hacer compatible la gestión y la conservación.

## 2. Metodología

### 2.1. Águila perdicera (*Aquila fasciata*), águila real (*Aquila chrysaetos*) y buitre leonado (*Gyps fulvus*)

Se realizan un mínimo de 4 inspecciones por temporada (diciembre-junio) a los territorios ocupados y abandonados. Mediante observación directa y con ayuda de prismáticos de 8 y 10 aumentos y telescopio 20X60, se confirman los siguientes datos:

- 1. Ocupación:** Se confirma la presencia de una pareja reproductora ó de un individuo solitario en el territorio visitado. En el caso de no detectar la presencia de individuos durante las dos primeras visitas, se prospectan los cortados cercanos para detectar nuevos nidos. También intenta determinarse la edad de los individuos.
- 2. Puesta:** Se confirma si la pareja llega a incubar o no. Además se toman las coordenadas UTM del nido utilizado.
- 3. Eclosión:** Se confirma cuando se observan los pollos, a los padres cebando y presencia de deyecciones recientes en el nido. Se contabiliza el número de pollos y se procura datarlos.
- 4. Producción:** Se confirma el número de pollos que alcanza la edad de 50 días, momento a partir del cual la probabilidad de morir en el nido es muy baja. Se calcula, además de otros parámetros reproductores, la *productividad* (número total de pollos que vuelan por número total de territorios ocupados) ya que permite evaluar variaciones interanuales de la reproducción.

### 2.2. Halcón peregrino (*Falco peregrinus*)

El método para constatar ocupación fue la emisión de vocalizaciones de individuos grabadas en las inmediaciones de los roquedos apropiados para nidificar y observación directa de los individuos. Se alternan fases de emisión y escucha desde una distancia adecuada y se espera respuesta. Se realiza el censo entre los meses de febrero y marzo.

### 2.3. Búho real (*Bubo bubo*)

El censo consiste en la localización de los posaderos de canto mediante escuchas nocturnas en época de máxima vocalización (noviembre-febrero), usando un reclamo de macho. Las estaciones de escucha se encuentran dentro de itinerarios de longitud variable (10-20 km) realizándose cada 500 a 1000 m dependiendo de la orografía. La duración de las escuchas es de 30 minutos y el itinerario se realiza aproximadamente entre las 17.30-22:00 horas. Se evitan las condiciones meteorológicas desfavorables (lluvia y viento) porque se reducen las vocalizaciones emitidas y por tanto la detectabilidad de la especie.

### 2.4. Azor común (*Accipiter gentilis*)

Los trabajos de campo se realizan de febrero a julio en todo el territorio de la Región de Murcia. Se realiza un mínimo de 4 visitas a cada uno de los territorios y se comprueba: ocupación, incubación, eclosión de la puesta y productividad. Además se anilla, se marca con microchip y se toman muestras a cada uno de los pollos.

## 3. Resultados y Discusión

### 3.1. Evolución Poblacional

### 3.1.1. Águila perdicera (*Aquila fasciata*), águila real (*Aquila chrysaetos*) y buitre leonado (*Gyps fulvus*)

**Águila perdicera:** La población *se recupera lentamente* desde el mínimo poblacional de 17 parejas alcanzado en 1997 (Calvo *et al.*, 1997). En 2008 se ha alcanzado la cifra de 26 parejas, la más alta de los últimos 8 años, sin embargo, la productividad también ha sido la más baja en ese mismo periodo (0,88 pollos por pareja y año; Illán *et al.*, 2008).

**Buitre leonado:** Desapareció como especie reproductora en la Región de Murcia. En 1995 volvió a criar y desde entonces la población ha ido en *progresivo aumento*. Un total de 55 parejas se han formado en las colonias regionales en 2008 (Illán *et al.*, 2008).

**Águila real:** En 1997 la población regional se cifró en unos 52 territorios ocupados (Calvo *et al.*, 1997). En 2002 se estimó que ascendía a 42 parejas (Carrete, 2002) El censo de 2008 computaba 43 territorios ocupados (Illán *et al.*, 2008). A pesar de que la población se encuentra por debajo del número alcanzado en 1997, se mantiene *más o menos estable*, con unos parámetros reproductores también estables desde 2004.

### 3.1.2. Halcón peregrino (*Falco peregrinus*)

En 2008 la población regional de halcón asciende a 116 territorios ocupados. En la tabla 1 se recogen los resultados obtenidos en los diferentes censos regionales realizados.

Año	Nº de territorios ocupados
1997 (Calvo <i>et al.</i> , 1997)	146
2002 (Carrete, 2002)	113 (*)
2008 (Illán <i>et al.</i> , 2008)	116(**)

Tabla 1: Resultados de los censos regionales de halcón peregrino

(\*) Se revisó adecuadamente el 77,4 % de los territorios 146 registrados en 1997.

(\*\*) En 2008 se ha prospectado correctamente el 86,8 % de los territorios que se tienen registrados hasta la fecha (175 territorios).

### 3.1.3. Búho real (*Bubo bubo*)

En 2008 la población de búho real de la ZEPA “Sierra de la Muela-Cabo Tiñoso” detectada fue de unas 20 parejas. En la Tabla 2 se reflejan los datos disponibles para la especie en las distintas ZEPA censadas. Estos datos muestran *a priori un aumento* de la población, pero la evolución poblacional de búho real *no se puede evaluar, ni definir* a partir de estos datos, pues los resultados de los censos antiguos se obtuvieron mediante una metodología diferente y el esfuerzo realizado por superficie de muestreo fue mucho menor que el de los censos actuales, debido al desconocimiento de algunos aspectos de la ecología de la especie.

ZEPA	AÑO 1997	ACTUALIZACIÓN
Almenara-Las Moreras y Cabo Cope	11 parejas	2005/2006 (Aledo <i>et al.</i> , 2006) 33 posaderos de canto
Monte El Valle y Sierras de Altaona y Escalona	9 parejas	2006/2007 (Aledo <i>et al.</i> , 2007) 65 parejas
La Muela – Cabo Tiñoso	7 parejas	2007/2008 (Aledo <i>et al.</i> , 2008) 20 parejas

Tabla 2: Resultados de los censos locales de Búho real.

### 3.1.4. Azor común (*Accipiter gentilis*)

En 2008 se constató la presencia de la especie en 13 localidades del centro y noroeste de la Región, confirmándose la reproducción con éxito de 8 parejas (Tabla 3). Las amenazas principales de la especie son la electrocución y colisión en tendidos eléctricos, la pérdida de hábitat, mortandad de pollos por *Trichomonas* spp. y el expolio de nidos.

	AÑO 2007		AÑO 2008	
	Nº de parejas	Nº de pollos	Nº de parejas	Nº de pollos
TOTAL	9	20	13	17

Tabla 3: Resultados de los censos regionales de Azor común

### 3.2. Problemática detectada

La principal problemática que afecta a estas especies es: (1) molestias por actividades antrópicas en las inmediaciones de los nidos; (2) expolio de nidos; (3) accidentes en líneas eléctricas; (4) envenenamientos; (5) persecución directa; (6) alteración y degradación del hábitat; (7) disponibilidad reducida de recursos tróficos; (8) ahogamientos en balsas y (9) atropellos (principalmente para el búho real).

### 3.3. Medidas de Gestión y Conservación

Las medidas de gestión adoptadas van dirigidas:

(1) Reducción de la mortalidad por electrocución: Se ha evaluado la peligrosidad de los tendidos eléctricos en 11 ZEPA. En el marco del Proyecto LIFE02/NAT/E/8602 en la ZEPA “Sierra de Almenara, Las Moreras y Cabo Cope” se han corregido 89 apoyos y señalizado con espirales “salvapájaros” un total de 10,6 Km de tendido de transporte. En la actualidad se está desarrollando el Proyecto LIFE06/NAT/E/000214 de corrección de tendidos eléctricos (ver acta “Proyecto LIFE de corrección de tendidos eléctricos en ZEPA –Murcia-). Además se ha obtenido la colaboración de Iberdrola S.A.U. y de Confederación Hidrográfica del Segura para la corrección de algunos apoyos peligrosos que son de su propiedad.

(2) Sensibilización: Se han realizado campañas y editado materiales dirigidos a la población en general y al colectivo de cazadores.

(3) Actuaciones diversas destinadas a la lucha contra el veneno: Aprobación del “Protocolo de actuaciones a seguir por la Dirección General del Medio Natural en caso de uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural” (BORM nº 249 de 28 de octubre de 2005). Realización de la campaña de sensibilización “Veneno suelto, muerte segura”. Creación de una Brigada Canina para la detección de venenos en el medio natural. Para el periodo 2004-2007, el número de casos ascendía a 71, con una media anual de 17,7 episodios por año. Se ha detectado envenenamiento de 19 especies silvestres, 6 de las cuales están recogidas en el Anexo I de la Ley 7/95 de Fauna Silvestre de la Región de Murcia. Los tóxicos más utilizados son Aldicarb y Carbofurano, y se ha detectado un incremento del uso de organofosforados. En el periodo 2007-2008 han sido remitidos a la Fiscalía de Medio Ambiente un total de 5 expedientes.

(4) Mejora de las poblaciones de especies presa (conejo, perdiz y liebre): En el marco de un proyecto LIFE desarrollado en la ZEPA “Sierra de Almenara, Las Moreras y Cabo Cope” se realizaron en fincas privadas conveniadas: siembras de cereal, refugios para conejo, repoblaciones de conejo y perdiz e instalación de comederos y bebederos. Además se han asignado subvenciones a ONG para la ejecución de acciones similares en las Redes de Custodia del territorio existentes en la Región de Murcia.

Las medidas específicas desarrolladas han sido: (1) regulación puntal de actividades de uso público; (2) planificación de los trabajos forestales teniendo en cuenta los ciclos vitales de las especies protegidas y (3) tramitación de un decreto regional para la puesta en marcha de la Red de muldares de la Región de Murcia.

### 3.4 Directrices de los programas de seguimiento

Se recomiendan una serie de directrices para optimizar el programa de seguimiento y garantizar el alcance de sus objetivos:

- Identificar las deficiencias, necesidades y prioridades para cada una de las especies, con el fin de optimizar los recursos y garantizar una adecuada gestión de las especies.
- Potenciar la utilización de metodologías y protocolos de seguimiento con objetivos claros y recursos a largo plazo, recurriendo al uso de indicadores, con el objetivo de detectar posibles cambios y tendencias.
- Reforzar la colaboración e implicación de las diversas ramas de la gestión para resolución de la problemática de las especies y su conservación.
- Facilitar la difusión de experiencias y resultados generados en los programas de seguimiento biológico.
- Evaluar la eficacia de las medidas correctoras y de gestión.
- Promover la aplicación de medidas de gestión sustentadas en el conocimiento científico aplicado a la conservación.
- Promover estudios para determinar el impacto de determinadas actividades humanas sobre las especies y sus hábitats.

- Establecer un foro de comunicación entre gestores e investigadores para definir conjuntamente prioridades de gestión e investigación aplicadas acordes con las necesidades reales.

#### 4. Agradecimientos

A la Sección de Coordinación de Agentes Medioambientales y a los Agentes participantes en los censos. Al personal del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre “El Valle”. A todos los compañeros de la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad que han aportado información al seguimiento biológico y control reproductivo.

#### 5. Bibliografía

- ALEDO, E., MARTÍNEZ, J.E., ESCARABAJAL, J.M. y PASTOR, A. (2006). “Censo de Búho real (2005/2006) en la ZEPa Sierra de Almenara, Moreras y Cabo Cope”. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*. Informe inédito.
- ALEDO, E., MARTÍNEZ, J.E., CALVO, J.F., SANCHO, C., LEÓN, M. y GÓMEZ, J.F. (2007). “Censo de Búho real (2006/2007) en la ZEPa Monte El Valle y Sierras de Altaona y Escalona”. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*. Informe inédito.
- ALEDO, E., MARTÍNEZ, J.E., CALVO, J.F., SANCHO, C., LEÓN, M. y GÓMEZ, J.F. (2008). “Censo de Búho real (2007/2008) en las ZEPa de la Sierra de la Muela y Cabo Tiñoso”. *Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*. Informe inédito.
- CALVO, J.F., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. y MARTÍNEZ, J.E. (1997). Investigación sobre las rapaces rupícolas nidificantes en la Región de Murcia. *Fundación Universidad Empresa-Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Murcia*. Informe inédito.
- CARRETE, M. (2002). Censo nidificante de águila real y halcón peregrino en la Región de Murcia. *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia y Ambiental SL*. Informe inédito.
- ILLÁN, R., CEREZO, E., ALEDO, E., GONZÁLEZ, A. y MUÑOZ, A. (Coords.) (2008). Censo y control reproductivo de las aves rapaces rupícolas en la Región de Murcia. Memoria 2008. *Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad*. Informe inédito.
- SERGIO, F., NEWTON, I. y MARCHESI, L. (2005). Top predators and biodiversity. *Nature* 436: 192.



## Respuesta numérica del zorro frente al aporte de carroñas por la caza en el Parque Regional de Sierra Espuña.

ESPADAS TORMO, I.J.\*<sup>1</sup>; SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.<sup>1</sup>; BLÁZQUEZ ÁLVAREZ, M.<sup>1</sup>; YELO VALERO, N.D.<sup>2</sup>  
y EGUÍA MARTÍNEZ, S.<sup>3</sup>

\* *isidro.espadas@gmail.com*

<sup>1</sup> *División de Ecología del Departamento de Biología Aplicada de la Universidad Miguel Hernández de Elche. Edificio Torreblanca. Avda. de la universidad s/n. 03202. Elche (Alicante).*

<sup>2</sup> *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 3ª planta. 30008 MURCIA*

<sup>3</sup> *Mendijob S. L.: Jardinería, trabajos forestales y medio ambiente. Murcia*

### Resumen

La introducción de especies exóticas en un espacio natural puede originar perturbaciones en el ecosistema. Sin embargo, también puede generar efectos positivos puntuales sobre determinadas especies o comunidades. La introducción del arruí en Sierra Espuña para su caza, ha supuesto, entre otras cosas, la entrada de un nuevo recurso en grandes cantidades puntualmente como es la carroña originada por la actividad cinegética. En este estudio analizamos si existe algún tipo de respuesta numérica del zorro a la entrada de este recurso. A pesar de que la carroña está sujeta a una variación espacial y temporal muy marcada, y tan sólo se encuentran en las zonas más elevadas durante el otoño, el zorro ha desarrollado una respuesta numérica hacia él, que se refleja tanto espacial como temporalmente. La población de zorro experimenta una concentración hacia las zonas con mayor actividad cinegética durante el otoño, mientras que en primavera la población se dispersa, disminuyendo las diferencias entre las distintas zonas.

**Palabras Clave:** *Especie exótica, carroña, zorro, respuesta numérica.*

### Abstract

The introduction of alien species can cause negative effects in the ecosystem. However, it can also generate positive effect on certain species or communities. The introduction of Barbary sheep in Sierra Espuña Regional Park for hunting, has led the entry of a new food resources as carcasses caused by hunting. In this study we analyzed whether there are any numerical response of fox (*Vulpes vulpes*) to carrion. Although the carrion is subject to a great special and temporal variation, and only found in the highest areas during fall months, fox has developed a numerical response to it, reflected both spatially and temporally. Fox population undergoes a concentration on areas with greater hunting activity during autumn, while in spring the population is scattered, reducing the differences between areas.

**Key words:** *Alien species, carrion, carcasses, red fox, numerical response.*

### 1. Introducción

La introducción de especies exóticas invasoras está considerada por la UICN como la segunda causa de extinción de especies a nivel mundial (Beggans y Bloom, 2002). Una vez que una especie es introducida y tiene éxito en su nuevo territorio, se extiende rápidamente, pudiendo provocar grandes perturbaciones. Estas especies pueden reducir, desplazar o extinguir a especies autóctonas por competencia (e.g., Acevedo *et al*, 2007; Caño *et al*, 2007; García-Serrano *et al*, 2007) y depredación (Nogales *et al*, 2006; Mortensen *et al*, 2008). El resultado final global, incluyendo diversos efectos en cascada originados por los anteriores procesos (Christian, 2001), es una importante pérdida de biodiversidad y una consecuente homogeneización de los ecosistemas (Lambdon *et al*, 2008).

Sin embargo la traslocación de especies pueden provocar también efectos puntuales positivos. Por ejemplo, la invasión del conejo en UK ha aumentado la biodiversidad y calidad de los pastos, mantiene el hábitat óptimo para diversas aves de interés, y es un nuevo recurso alimenticio, llegando a ser el principal, para varias especies de depredadores autóctonos (Less y Bell, 2008).

Entre 1970 y 1972 se introdujo el arruí (*Ammotragus lervia*) en el Parque Regional de Sierra Espuña con fines cinegéticos. Este ungulado, originario del norte de África, experimentó una exitosa adaptación que le permitió en pocas décadas aumentar su población y extenderse rápidamente por casi todo el sureste ibérico (Cassinello *et al*, 2004). Se trata de un herbívoro de amplio espectro alimenticio y gregario que es capaz de ejercer una notable presión por ramoneo sobre las especies vegetales de las que se alimenta (Nogales *et al*, 2006; Gómez-Campo, 1996); también puede afectar negativamente por fenómenos competitivos a la fauna, en especial a otras especies de ungulados –como la cabra montés (*Capra pyrenaica*)– con las que exhibe un elevado solapamiento de nicho (Acevedo *et al*, 2007). Sin embargo, las carroñas de arruí (*Ammotragus lervia*) generadas por la actividad cinegética representa un recurso trófico bastante abundante en zonas muy localizadas, que está disponible para un amplio abanico de especies carroñeras, sobre todo facultativas.

Entre estas especies se encuentra el zorro rojo (*Vulpes vulpes*), un carnívoro generalista y oportunista que presenta una gran capacidad de adaptación. Además es una especie muy abundante y extendida que tiene áreas de campeo exclusivas sin solapamiento, definidas en función de la productividad alimenticia del territorio y la inferencia humana, entre otros aspectos (Lucherini y Lovari, 1996). Debido a todo ello, es una especie que establece interacciones con una gran cantidad de especies de su entorno (Villafuerte *et al*, 1997).

A pesar de los numerosos y variados efectos que puede haber provocado la introducción y gestión cinegética del arruí en el entorno del P. R. de Sierra Espuña, no se han realizado muchos estudios dirigidos a conocer dichos efectos sobre el resto de especies, y en particular sobre los carnívoros generalistas como el zorro. Por ello, el principal objetivo de este trabajo es ver la relación directa que tiene el aporte de carroñas por la caza con la distribución del zorro en Sierra Espuña, esperando que sea patente esta relación ya que esta especie presenta una gran adaptabilidad y el arruí lleva en Sierra Espuña bastante tiempo.

## 2. Material y Métodos

### 2.1. Área de Estudio.

El Parque Regional de Sierra Espuña está situado en el centro de la región de Murcia, al sureste de la península ibérica, y se encuentra en el extremo oriental de la Cordillera Bética. Tiene una marcada variación altitudinal (más de 1300 m.s.n.m.), con lo que presenta una gran variabilidad climática. En consecuencia, a pesar de que la vegetación dominante es el pinar de pino carrasco (*Pinus halepensis*), existe una considerable diversidad botánica, con casi 1000 especies distintas, y faunística, donde destaca la gran densidad de águila real (*Aquila chrysaetos*).

Por su parte, la sierra del Cambrón, es una sierra cercana a Sierra Espuña que presenta unas cualidades similares, pero en la cual no existe una caza regulada de ningún ungulado. Destaca que en este macizo convive el arruí con la cabra montés (*Capra pyrenaica*), si bien las poblaciones de ambas especies no es muy grande.

### 2.2. Censo de zorro.

Se basó en la búsqueda de excrementos de zorro por ocho transectos estratificados en función de la actividad cinegética. Seis de ellos están dentro del P. R. de Sierra Espuña en zonas con diferente intensidad de caza, mientras que otros dos se realizaron por la cercana sierra del Cambrón. Se recorrió cada transecto dos veces, una primera vez a modo de limpieza, y una segunda vez, entre 7 y 31 días después. Con los datos recogidos se le aplicó la siguiente fórmula (Webbon *et al*, 2004):

$$F = (s l_T) / (l_N d n p)$$

“s” es el número de fecas encontradas en la segunda visita

“ $l_T$ ” es el distancia lineal recorrida en un km<sup>2</sup>,

“ $l_N$ ” es la distancia total que se ha recorrido en los transectos,

“d” es el número de días transcurridos entre las dos visitas,

“n” es la tasa de defecación diaria del zorro (8 fecas/zorro·día)

“p” es la proporción de excrementos encontrados en 1 Km lineal (0,057 excrementos/Km)

### 2.3. Disponibilidad de Carroña:

Se digitalizaron en un mismo plano los transectos recorridos y los datos de caza del año 2005/2006. La disponibilidad de carroña (D) en torno a cada transecto se calculó mediante el cociente del número de carroñas a menos de 1000 metros (n), y la media de las distancias más cercanas de cada carroña al transecto ( $d_{ij}$ ):

$$D = n / (\sum d_{ij} / n)$$

## 3. Resultados

### 3.1. Población de zorro.

En total se recorrieron en torno a 18 de kilómetros (aproximadamente 14 Km en Sierra Espuña y 4 Km en El Cambrón) repartidos en 9 transectos. Las densidades de zorro halladas en este censo, muestran que existe considerables variaciones locales de la población de zorro en el área estudiada. Así, la densidad de zorro varía de 0,13 a 2,36 zorros/Km<sup>2</sup>.

También se aprecian diferencias estacionales en cada uno de los transectos (Figura 2), que en alguno de los transectos llega a ser importante. Si bien las proporciones entre transectos son similares. En cambio, no se aprecian variaciones significativas de la población de zorro de toda el área de estudio. La población obtenida durante los meses de primavera (Blázquez *et al.*, 2007) es de  $0,805 \pm 0,62$  zorros/km<sup>2</sup>, que es ligeramente mayor a la de otoño, donde se estimaron  $0,752 \pm 0,67$  zorros .

### 3.2. Disponibilidad de Carroña:

Se ha considerado la distancia de 1000 metros al transecto como la distancia en que la población de zorro que habita en torno a él tiene la carroña disponible. Esto se ha hecho así tras comprobar que es la distancia a la que mejor se ajusta la relación entre la disponibilidad de carroña y la densidad de zorro (Figura 3). Además, se ha tenido en cuenta que el territorio de un zorro en áreas favorables es en torno a 1 km<sup>2</sup> (Blanco, 1998). Por último, también hay que tener en cuenta que se trata de la distancia en el plano, por lo que en un área con tanto desnivel como Sierra Espuña, la distancia real es considerablemente mayor que la planimétrica.

Con todo ello, los resultados muestran una diferencia muy grandes de disponibilidad entre áreas relativamente cercanas (Tabla 2). También cabe destacar que existe una concentración de la actividad cinegética hacia las zonas más elevadas del parque, zonas donde hay mayor visibilidad y menor usos recreativos y humanos.

### 3.3. Respuesta numérica

En el P. R. de Sierra Espuña, el principal recurso que influye en la población de zorro parece ser el aporte de carroñas de ungulados por la actividad cinegética. Esta actividad está muy concentrada en áreas de las zonas más elevadas del parque. Esta misma concentración la tiene la población otoñal de zorro, cuyas mayores densidades se encuentran en las zonas donde existe una mayor disponibilidad de carroñas, siendo muy marcadas las diferencias respecto a otras zonas donde se producen menos aportes de cadáveres.

La segregación temporal de la carroña también influye en las variaciones estacionales de la población de zorro. Se aprecia que en otoño existe una concentración hacia las zonas con mayor intensidad de caza, mientras que en primavera la población se dispersa apreciándose menores diferencias de unas zonas a otras. Si bien, en esta segregación estacional puede intervenir la fase etológica en que se encuentran en cada estación (en primavera, época de reproducción y cría, y en otoño, dispersión de individuos jóvenes), la variación estacional de la caza parece ser el factor que mejor explica las variaciones estacionales de la población de zorro.

## 4. Discusión

La carroña de arruí originada por la actividad cinegética, se ha convertido en un nuevo y abundante recurso trófico para las especies de carroñeros facultativos que habitan en el área de estudio. Además se trata de un recurso fácil de hallar, debido a su inmovilidad y fuerte olor, y tiene una elevada rentabilidad energética. Sin embargo, este recurso tiene una variación espacial y temporal muy marcada, abundando en época y lugares concretos, en particular entre los meses de agosto a diciembre y en las zonas más elevadas del parque, mientras que en el resto de lugares y fechas apenas se produce.

Por su parte, el patrón de distribución del zorro, vienen definido principalmente por la distribución de los recursos tróficos (Lucherini y Lovari, 1996; Macdonald y Reynolds, 2004). Esto queda patente en que, durante los meses de caza

(otoño) se observa una concentración de su población hacia las zonas con mayor abundancia de este recurso. Asimismo, también se aprecia que esta concentración hacia las zonas con mayor actividad cinegética se produce durante la época de caza (en los meses de otoño principalmente en el Parque Regional de Sierra Espuña), mientras que en el resto del año se la población parece dispersarse, al descender la disponibilidad de recursos tróficos en esas zonas.

Destaca lo marcado de este patrón de comportamiento tanto a nivel temporal como a espacial. Respecto a la variación temporal, en la zona de mayor intensidad de caza la población es de casi 2,5 zorros/km<sup>2</sup> en otoño, mientras que en primavera es de 1,5 zorros/km<sup>2</sup>, lo que es un indicador de la concentración de la población hacia estas zonas, ya que la población total apenas varía. Asimismo de este dato se puede inferir que se produce una respuesta numérica del zorro hacia la disponibilidad de carroña, pues en la época de abundancia del recurso la población aumenta en esta zona, mientras que en su ausencia disminuye.

Por otro lado, los efectos de la variación espacial de carroña, también se refleja en variaciones muy marcadas de la población de zorro de unos lugares a otros durante la época de caza. Así, en las zonas de mayor disponibilidad de carroña la población de zorro es de casi 2,5 zorros/km<sup>2</sup> mientras que en otras zonas cercanas a esta la población es menor de 0,2 zorros/km<sup>2</sup>. Esta diferencia se hace menor en primavera, en la que la diferencia entre la zona más poblada a la menor es de 1,5 zorros/km<sup>2</sup>.

El hecho más patente de la existencia de una respuesta numérica del zorro hacia la carroña, es que en la época de caza la población se ajusta mucho a la variabilidad espacial de carroña, mientras que en primavera, a pesar de que se aprecia una pequeña relación, parece más bien ser residual o debida a otros factores, ya que la regresión es bastante menor que en otoño.

## 5. Conclusión

La variación espacio-temporal de la actividad cinegética y la carroña que origina influye fuertemente en la distribución y abundancia del zorro en el Parque Regional de Sierra Espuña. Por un lado existe una concentración de individuos en torno a las zonas de mayor actividad cinegética, donde podemos encontrar densidades de hasta 2,36 zorros/km<sup>2</sup>, frente a zonas relativamente cercanas con menor actividad donde la densidad poblacional desciende hasta valores de 0,13 zorros/km<sup>2</sup>. Por otro lado, la variación estacional de la caza provoca movimientos poblacionales interiores. Así, en otoño, época de mayor actividad cinegética, la población se concentra en torno a las zonas de mayor disponibilidad de carroña en mayor proporción, mientras que en primavera la población parece dispersarse y las diferencias entre las zonas más y menos pobladas desciende.

## 6. Agradecimientos

En memoria de **Miguel Blázquez Álvarez**, quien fue un gran compañero y mejor amigo, y que siempre estará con nosotros. Nuestro agradecimiento a los celadores del Parque Regional de Sierra Espuña, por su imprescindible colaboración a la hora de señalarnos la posición de las carroñas. También agradecer a los agentes forestales del parque, que facilitaron el trabajo de campo. A la Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia, por su inestimable apoyo a este proyecto. A Juan de Dios Cabezas, director del P.R. de Sierra Espuña por facilitar trabajo de campo y por su colaboración. A Pedro Antonio González, del Servicio de Caza, Pesca fluvial y defensa de la naturaleza, por su colaboración. Por último agradecer su colaboración en el trabajo de campo a Elia, Mariló, Jorge, Eugenio, Alejo y a Francisco Almansa.

## 7. Bibliografía.

- ACEVEDO, P., CASSINELLO, J., HORTAL, J. & GORTÁZAR, C. (2007). Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach. *Diversity Distrib.* 13: 587-597.
- BERGMANS, W. & BLOM, E., eds. (2001) Invasive plants and animals. Is there a way out?. *The Netherlands Committee for IUCN*, Amsterdam.
- BLANCO, J. C. (1998). Mamíferos de España I: Insectívoros, Quirópteros, Primates y Carnívoros de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. *Ed Planeta*.
- BLÁZQUEZ, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., YELO, N., BOTELLA, F., EGUÍA, S. (2007). Respuesta numérica del zorro a la disponibilidad de carroñas de ungulados silvestres: variabilidad espacial y temporal. *VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM)*, Huelva, 2007.
- CAÑO, L., ESCARRÉ, J. & SANS, F.X. (2007). Factors affecting the invasion success of *Senecio inaequidens* and *S. pterophorus* in Mediterranean plant communities. *Journal of Vegetation Science* 18 (2), pp. 281-288.
- CASSINELLO, J. (2004). Arrui – *Ammotragus lervia*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). *Museo Nacional de Ciencias Naturales*, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

- CHRISTIAN, C. E. (2001). Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. *Nature* 413: 635-639.
- GÓMEZ-CAMPO, C., ed. (1996) Libro Rojo de Especies Vegetales Amenazadas de las Islas Canarias. *Gobierno de Canarias*, Santa Cruz de Tenerife, España.
- LAMBDONG, P.W., LLORET, F., HULME, P.E. (2008). Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Diversity Distrib.* 14: 774-785.
- LESS, A.C., BELL, D.J. (2008). A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Rev.* 38: 304-320.
- LUCHERINI, M. y LOVARI, S. (1996). Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. *Behavioural Processes* 36 (1): 103-106.
- MACDONALD, D. W. y REYNOLDS, J. C. (2004). Red fox *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758. In Least Concern, 2004. *UICN*, pp: 129-136.
- MORTENSEN, H.S., DUPONT, Y.L., OLESEN, J.M. (2008). A snake in paradise: Disturbance of plant reproduction following extirpation of bird flower-visitors on Guam. *Biological Conservation* 141: 2146-2154.
- NOGALES, M., RODRÍGUEZ-LUENGO, J. L. y MARRERO, P. (2006). Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36: 49-65.
- VILLAFUERTE, R., LAZO, A., MORENO, S. (1997). Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 52, 345-356.
- WEBBON, C. C.; BAKER, P. H. y HARRIS, S. (2004). Faecal density counts for monitoring changes in red fox number in rural Britains. *Journal of applied*, 41: 768-779.

Fig. 1

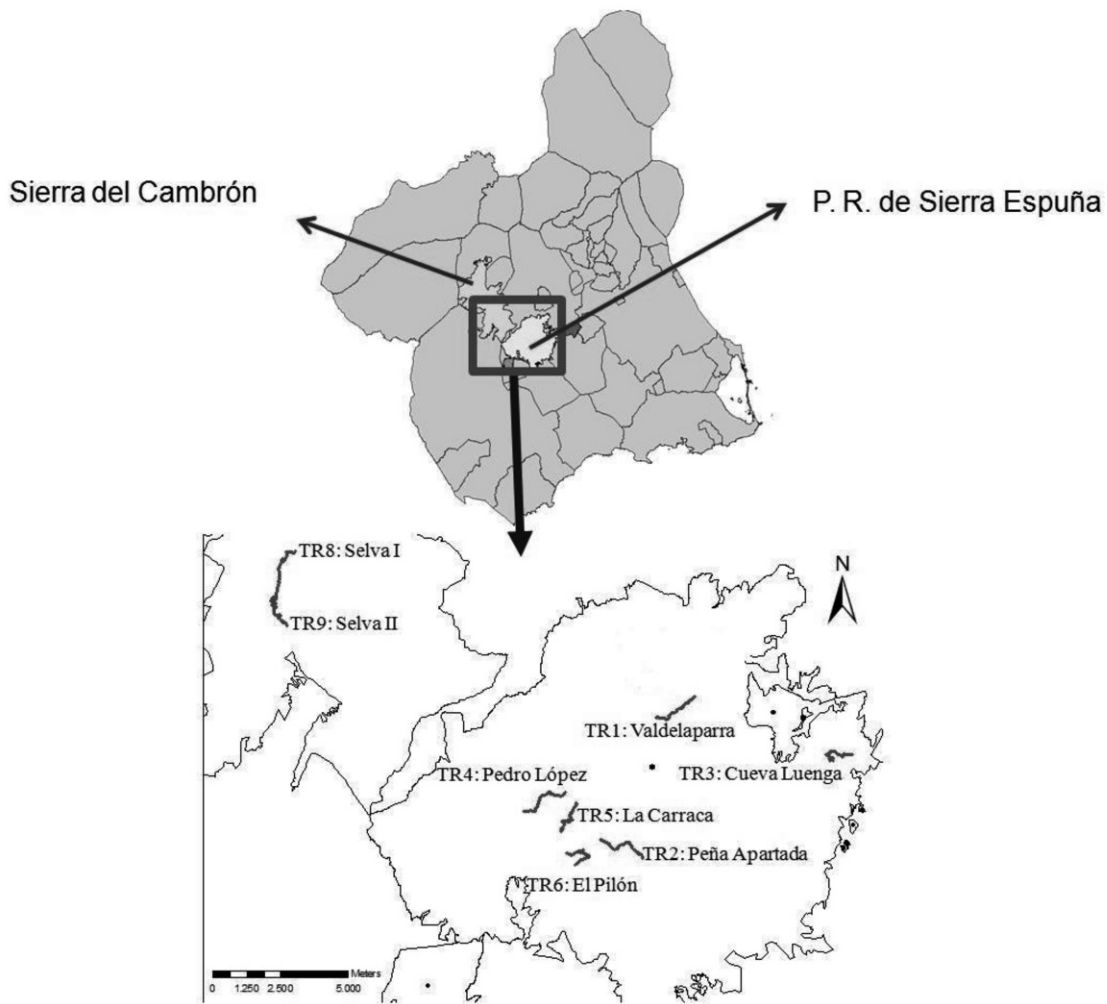


Figura 1. Plano de situación del Parque Regional de Sierra Espuña, y de los transectos utilizados para realizar el presente estudio. Hay 9 transectos, siete de los cuales están situados en el P.R. de Sierra Espuña y 2 en la cercana sierra del Cambrón.

Fig. 2

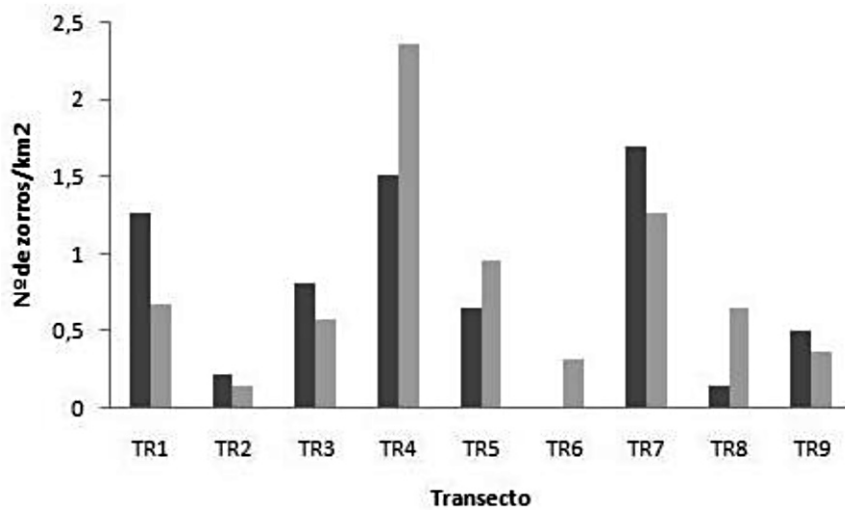


Figura 2. Densidad absoluta de zorro en otoño (barras marrones) en relación con los valores de primavera (barras verdes) en cada transectos.

Fig. 3

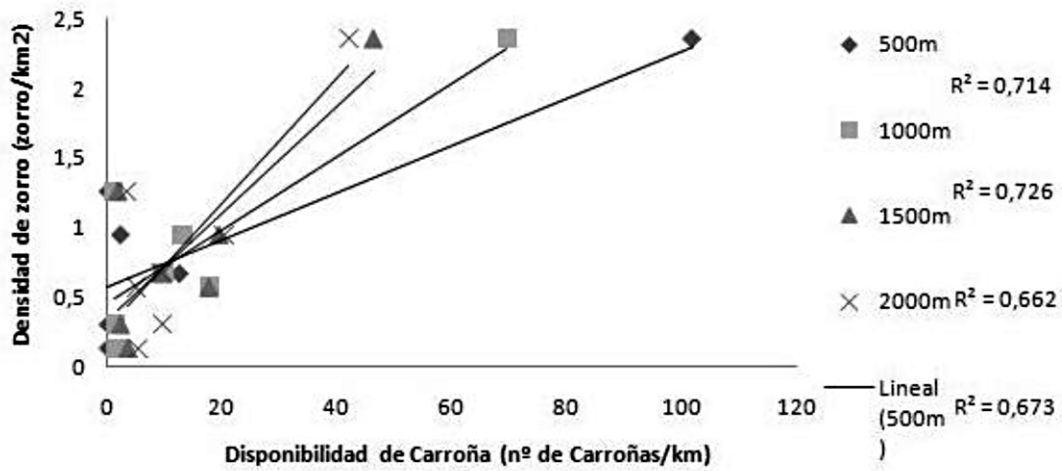


Figura 3. Regresión lineal entre disponibilidad local de carroñas a las diferentes distancias (500, 1000...), respecto a la densidad de zorro de otoño. Se observa que el coeficiente de correlación R2 comienza a disminuir a los 1500m del transecto.

Fig. 4a

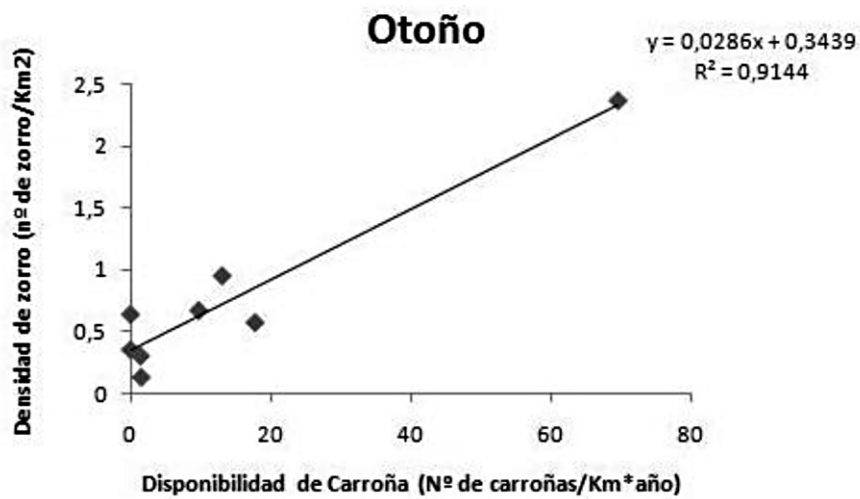


Figura 4a. Regresión lineal entre la disponibilidad de carroñas y la densidad de zorro en Otoño. Se observa la gran relación existente entre la población otoñal de zorro y la actividad cinegética.

Fig. 4b

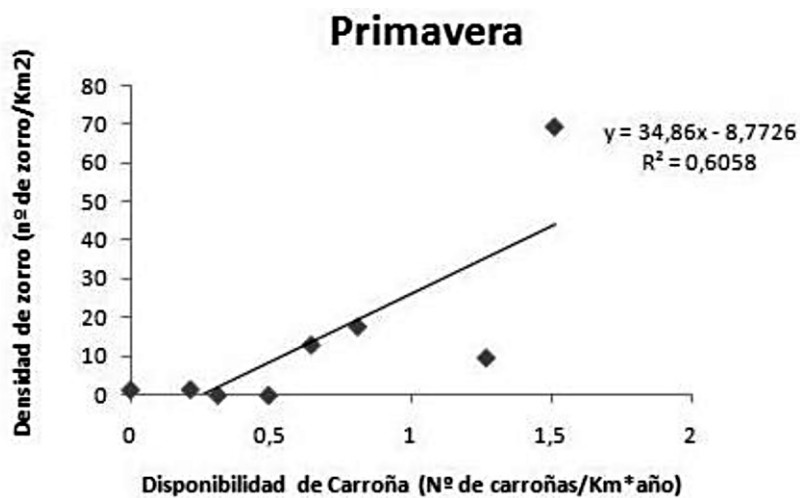


Figura 4b.

Regresión entre la disponibilidad de carroñas y la densidad de zorro en Primavera (Blázquez *et al*, 2007). La relación entre la población de zorro y la actividad cinegética es mucho menor.

**Tabla 1.** Resultados finales de disponibilidad de carroña en torno a cada transecto.

Transecto	Disponibilidad de Carroña (nº carroñas/km)
TR1	9.7±14.45
TR2	1.508
TR3	17.732±279.01
TR4	69.489±67.54
TR5	13.042±67.86
TR6	1.402
TR7	1.132
TR8	0
TR9	0

## Estrategia de vida de *Gambusia holbrooki* en un ambiente hipersalino del Sureste de la Península Ibérica

MORENO-VALCÁRCEL R.; RUIZ-NAVARRO A.; TORRALVA M. y OLIVA-PATERNA F.J.

Departamento de Zoología, Universidad de Murcia, 30100 Murcia.

e-mail de contacto: raquelmoreno@um.es; Tel.: +34 968364961; fax: +34 968363963.

### Resumen

*Gambusia holbrooki* es una de las especies más invasivas y ampliamente distribuidas en todo el mundo, cuya capacidad invasora está determinada por su exitosa estrategia de vida. Aunque se trata de una especie eurihalina, nunca se han estudiado los parámetros de su estrategia en un ambiente hipersalino. En Rambla Salada de Fortuna, *G. holbrooki* muestra una población bien estructurada, con una reproducción que abarca desde mayo a septiembre. Los individuos recién nacidos son capaces de crecer hasta un 60% de su longitud total en su primer mes de vida antes de entrar en el período invernal. La población está dominada por las hembras durante la mayor parte del año. A pesar de su carácter dulceacuícola en su rango de distribución originario, en un sistema hipersalino *G. holbrooki* presenta una dinámica de crecimiento y reproducción similar a poblaciones localizadas en condiciones ambientales menos estresantes, poniendo de manifiesto su plasticidad fenotípica y su potencial invasor.

**Palabras clave:** *Gambusia holbrooki*, especie invasora, crecimiento, reproducción, salinidad.

### Abstract

*Gambusia holbrooki* is among the most invasive and widely distributed species worldwide, whose invasive process is determined by its successful life-history pattern. Although it is an eurihaline species, its life-history pattern has never been studied before in an hypersaline system. In Rambla Salada of Fortuna, *G. holbrooki* shows a good population structure, presenting a breeding period from May to September. The new born fishes are able to grow 60% of its total length the first month before the winter come, and population is dominated by females the most part of the year. In spite of being a freshwater fish in its original distribution range, hypersaline systems did not severely affect its growth and reproduction pattern, supporting the hypothesis of its phenotypic plasticity.

**Key words:** *Gambusia holbrooki*, invasive species, growth, reproduction, salinity.

### 1. Introducción

*Gambusia holbrooki* es un poecílido clasificado por la UICN como una de las especies de peces más invasivas del mundo, además de figurar en el top 20 de las especies exóticas más dañinas de España (GEIB, 2006). Está ampliamente distribuida por la Península Ibérica y su impacto ecológico es bien conocido, contribuyendo de forma significativa a la desaparición de varias especies de peces nativos (Caiola & De Sostoa, 2005). Determinados efectos de la salinidad sobre su estrategia de vida han sido descritos recientemente (Alcaraz & García-Berthou, 2007). Sin embargo, no existen estudios temporales de su ciclo de vida en arroyos intermitentes de carácter hipersalino.

En el contexto del Proyecto LIFE-Naturaleza “Conservación de stocks genéticos de *Aphanius iberus* (Murcia)”, se ha estudiado una población de *G. holbrooki* localizada en Rambla Salada de Fortuna, cuya principal característica es la elevada salinidad de sus aguas.

### 2. Material y Métodos

La población estudiada se localiza en Rambla Salada de Fortuna, situada en el sector ecológico árido de la zona Abanilla-Fortuna (Vidal-Abarca *et al.*, 1990). Se trata de un curso de carácter hipersalino [(valores de salinidad media entre 47.5 y 76.4 durante el año 2004 (Velasco *et al.*, 2006)], que drena una superficie de 44.7 Km<sup>2</sup>.

Se estudiaron dos localidades de muestreo, la localidad 1 situada en el tramo medio de la Rambla (UTM 30SXH 662215) y la localidad 2 situada en el tramo previo a su desembocadura en Embalse de Santomera (UTM 30SXH 749369)

(Figura 1). En cada una de las localidades se realizaron dos muestreos por estación mediante el uso de 20 trampas tipo minnow (24 horas de pesca). Además se realizaron muestreos mensuales o quincenales (quincenales durante los meses de reproducción: abril-septiembre) mediante el uso de salabre (mínimo 30 minutos). En total se realizaron 30 muestreos entre noviembre de 2005 y febrero de 2007. Se capturó un total de 12955 ejemplares. Todos ellos fueron procesados para obtener la longitud total (LT) y peso total (PT) y 1644 individuos fueron eviscerados para obtener el peso eviscerado (PE) y peso gonadal (PG).

La edad y la estructura poblacional fueron estimadas mediante el uso conjunto de la lectura de escamas y las distribuciones de frecuencias por talla. La descomposición polimodal de las distribuciones se ha basado en el método descrito por Bhattacharya (1967) y NORMSEP disponible en el paquete estadístico FiSAT (v. 1.2.2).

Las tasas de crecimiento se calcularon para todas las cohortes de la población según Wootton (1998):  $g(LT) = (\log L_{Tf} - \log L_{Ti}) / (t_f - t_i)$  donde  $L_{Tf}$  es la LT final,  $L_{Ti}$  es LT inicial y  $t$  es el intervalo de tiempo transcurrido.

Para determinar el ciclo de condición y el ciclo gonadal se usaron índices residuales (Jacob *et al.*, 1996), denominados  $K_r$  para la condición e  $IGS_r$  para el ciclo gonadal. Para la obtención de estos índices, se usaron los residuos procedentes de la relación LT-PE y LT-PG respectivamente. La comparación temporal se realizó mediante ANOVA y HSD-Tukey (factor: mes).

Finalmente, la proporción de sexos se estudió como el cociente entre machos y hembras, y se analizaron las diferencias respecto a la proporción 1:1 esperada mediante pruebas de Chi-cuadrado ( $\chi^2$ ).

### 3. Resultados y Discusión

La edad en *G. holbrooki* ha sido estudiada por diversos autores mediante el uso de las escamas (Da Franca & Da Franca, 1953, Fernández-Delgado, 1989, Scalici *et al.*, 2007). Las clases de edad detectadas en machos de la población de estudio han sido 0+ y 1+. A su vez, las hembras han mostrado las clases de edad 0+, 1+ y 2+. La clase de edad 3+ se ha encontrado únicamente en una hembra de Rambla Salada, lo que indica la escasez de la misma en la población.

En la mayoría de estudios que existen sobre la especie no se ha datado una edad superior a 3+ en hembras, y normalmente de 2+ en los machos, aunque existen un trabajo en el que se han encontrado machos 3+ (Scalici *et al.*, 2007).

Del estudio de las distribuciones de frecuencia por tallas se desprende el período de reclutamiento de la especie en este ambiente, cuya duración abarca los meses más cálidos del año, comprendiendo desde mayo a septiembre (Figura 2). El único trabajo realizado sobre *G. holbrooki* en la Península Ibérica donde se analiza el período de reclutamiento es en el río Mondego (Portugal) (Cabral & Marques, 1999), donde resulta similar al obtenido en nuestro hábitat objeto de estudio (de junio a octubre).

Los resultados del análisis de progresión modal y el posterior cálculo de las tasas de crecimiento nos reflejan un patrón de no crecimiento durante los meses fríos (de noviembre a marzo) y un período de crecimiento notable en los meses de altas temperaturas (de abril a septiembre) (Figura 3). Esto mismo ocurre en otras poblaciones de *G. holbrooki* estudiadas en la Península en las que, al igual que en este trabajo, el crecimiento es mayor en el caso de las hembras (Fernández-Delgado, 1989, Vargas & De Sostoa, 1996, Pérez-Bote & López, 2005).

Hacia el final del período de reclutamiento, los individuos nacidos ese mismo año frenan su crecimiento alcanzando una longitud concreta. De este modo, la población presenta dos grupos de talla que superan el periodo invernal y se unen, gracias a la reactivación del crecimiento, al inicio del segundo período de reclutamiento (Figura 3).

Los individuos presentan sus mayores tasas de crecimiento durante su primer mes de vida, llegando en algunos casos a incrementar su longitud total en un 60% durante este período, y disminuyendo esta tasa a lo largo del tiempo. Es decir, el patrón de crecimiento mensual y/o estacional se muestra claramente dependiente de la edad.

El estudio de condición somática se ha realizado para conocer el estado de bienestar de los peces. Éste puede estar influenciado por variables internas (fisiológicas) y externas (factores ambientales) (Granado-Lorencio, 1996). El hecho de que una población se encuentre en mejor o peor estado de condición, puede estar influyendo en el resto de sus parámetros biológicos y en la historia natural de la población, siendo reflejo del mejor o peor funcionamiento de la población en un ambiente determinado.

El ciclo de condición somática en ambos sexos muestra el siguiente patrón: en el transcurso de la primavera, el estado de condición va aumentando hasta el inicio de la reproducción. A partir de este momento los valores de condición

comienzan a decaer, ya que los individuos destinan la mayor parte de su energía a reproducirse. A finales del verano, el estado de condición comienza a recuperarse alcanzando los máximos valores antes de entrar en el período invernal (Figura 4).

Los valores absolutos de condición somática obtenidos resultan inferiores a los de otros sistemas acuáticos oligosalinos del mismo sector ecológico (Moreno-Valcárcel, 2008).

En la población objeto de estudio se observa una clara dominancia de las hembras a lo largo del tiempo en proporción 1:1,86, lo que según Granado-Lorencio (1996) estaría indicando un período expansionista de la población. Durante todo el ciclo temporal de estudio, solamente en dos estaciones decae este predominio de las hembras: en invierno y primavera de 2006, momentos en los cuales los machos son predominantes (Figura 5).

Este ciclo puede ser consecuencia del estrés reproductor y de la maduración sexual. Según Hellawell (1974), la respuesta ante la reproducción puede ser diferente entre las hembras y los machos. Las hembras presentan una mayor implicación en el período reproductor, mostrando mortalidades más elevadas durante estos momentos, cuando es probable que los machos de la población puedan dominar en número. No obstante, una vez transcurridos los momentos previos del período reproductivo, las hembras sobrevivientes muestran una mejor respuesta ante el estrés reproductor y continúan liderando la población.

En otros estudios realizados en la Península Ibérica también son las hembras el sexo mayoritario (Da Franca & Da Franca, 1953, Fernández-Delgado, 1989, Pérez-Bote & López, 2005), llegando a ser la proporción de hasta 1:5 en Aguas de Moura (Portugal) (Da Franca & Da Franca, 1953) y 1:4 en el Delta del Ebro (Vargas & De Sostoa, 1996). No obstante, algunas poblaciones muestran una proporción de sexos mayoritaria para los machos, como en la población de la Laguna de Zóñar (Córdoba) (Fernández-Delgado & Rossomanno, 1997). En resumen, la plasticidad de la especie se refleja de forma clara en este parámetro.

Al igual que ocurre en la mayoría de las especies de peces, la variación temporal de desarrollo gonadal en *G. holbrooki* es cíclica (Lagler *et al.*, 1984, Scott, 1979). Este ciclo temporal consiste en una *fase de quiescencia* o *reposo gonadal* durante los meses más fríos del año donde se dan los valores mínimos de desarrollo, una *fase de reactivación* cuando la gónada comienza a madurar y una *fase de reproducción*, donde se dan los valores más altos de peso gonadal, aspecto que se refleja de forma clara en los índices gonadosomáticos.

En esta población se da la *fase de reproducción* entre los meses de abril y agosto-septiembre, cuando todas las cohortes muestran elevados valores de IGSr. A partir de ahí, estos valores se mantienen bajos (*fase de quiescencia*), hasta febrero-marzo cuando se entra en la *fase de reactivación* y las gónadas comienzan a incrementar su masa y a prepararse para la reproducción (Figura 6).

A modo de conclusión cabe destacar cómo, pese a ser una especie dulceacuícola en su origen, *G. holbrooki* es capaz de adaptarse a ambientes hipersalinos. Esta especie muestra una estrategia “oportunista” (*sensu* Vila-Gispert & Moreno-Amich, 2002) en Rambla Salada de Fortuna, caracterizada por adquirir la madurez sexual de manera temprana, por un pequeño tamaño corporal y por la capacidad de producir múltiples puestas dentro del mismo período reproductivo, lo que determina el gran potencial invasor de esta especie.

#### 4. Bibliografía

- ALCARAZ C. & E. GARCÍA-BERTHOU. (2007). Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation* 139: 83-92.
- BATTACHARYA GG. (1967). A simple methods of resolution of distribution in Gaussian components. *Biometrics* 23: 115-135.
- CABRAL J.A & J.C. MARQUES. (1999). Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower Mondego River Valley, western Portugal. *Acta Oecologica* 20(6): 607-620.
- CAIOLA N. & A. DE SOSTOA (2005). Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.
- DA FRANCA M. & P. DA FRANCA. (1953). Contribução para o conhecimento da biologia de *Gambusia holbrooki* (Girard) aclimatada en Portugal. *Arquivos do Museu Bocage* 25: 39-87.
- FERNÁNDEZ-DELGADO C. (1989). Life-history patterns of the mosquito-fish, *Gambusia affinis*, in the estuary of the Guadalquivir river of south-west Spain. *Freshwater Biology* 22(3): 395-404.
- FERNANDEZ-DELGADO C. & S. ROSSOMANNO. (1997). Reproductive biology of the mosquitofish in a permanent lagoon in south-west Spain: two tactics for one species. *Journal of Fish Biology* 51: 80-92.

- GEIB, TOP 20. (2006). Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2. Pp. 116.
- GRANADO-LORENCIO C. (1996). Ecología de Peces. Universidad de Sevilla. Secretariado de Publicaciones. Sevilla. Pp. 353.
- HELLAWELL J.M. (1974). The ecology of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) from two tributaries of the river Wye, Herefordshire, England. *Freshwater Biology* 4: 557-604.
- JAKOB E.M., S.D. MARSHALL & G.W. UETZ. (1996). Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- LAGLER K.F., J.E. BARDACH, R.R. MILLER & D.R. PASSINO. (1984). Ictiología. Interamericana. Mexico. Pp. 489.
- MORENO-VALCÁRCEL R. (2008). Biología de *Gambusia holbrooki* (Girard 1859) aplicada a su gestión y control en LICs de la Región de Murcia. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- PÉREZ-BOTE J.L. & M.T. LÓPEZ. (2005). Life-history pattern of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1854), in a Mediterranean-type river: the River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology* 72: 241-248.
- SCALICI M., P. AVETRANI & G. GIBERTINI. (2007). Mosquitofish life history in a Mediterranean wetland. *Journal of Natural History* 41(13-16): 887-900.
- SCOTT D.B.C. (1979). Environmental Timing and the Control of Reproduction in Teleost Fish. 105-132. En: Fish Phenology: anabolic adaptiveness in Teleosts. Miller P.J. [Ed.]. Academic Press. London.
- VARGAS M.J. & A. DE SOSTOA. (1996). Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian peninsula). *Hydrobiologia* 341(3): 215-224.
- VELASCO J., A. MILLÁN, J. HERNÁNDEZ, C. GUTIÉRREZ, P. ABELLÁN, D. SÁNCHEZ & M. RUIZ. (2006). Response of biotic communities to salinity change a in a Mediterranean hypersaline stream. *Saline Systems* 2.
- VIDAL-ABARCA M.R., C. MONTES, M.L. SUÁREZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ. (1990). Sectorización ecológica de las cuencas fluviales: aplicación a la cuenca del río Segura (SE España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 10: 149-182.
- VILA-GISPERS A. & R. MORENO-AMICH. (2002). Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 65: 387-400.
- WOOTTON R.J. [Ed.]. (1998). Ecology of Teleost Fishes (2<sup>nd</sup> Edition). Chapman & Hall. London. Pp. 392.

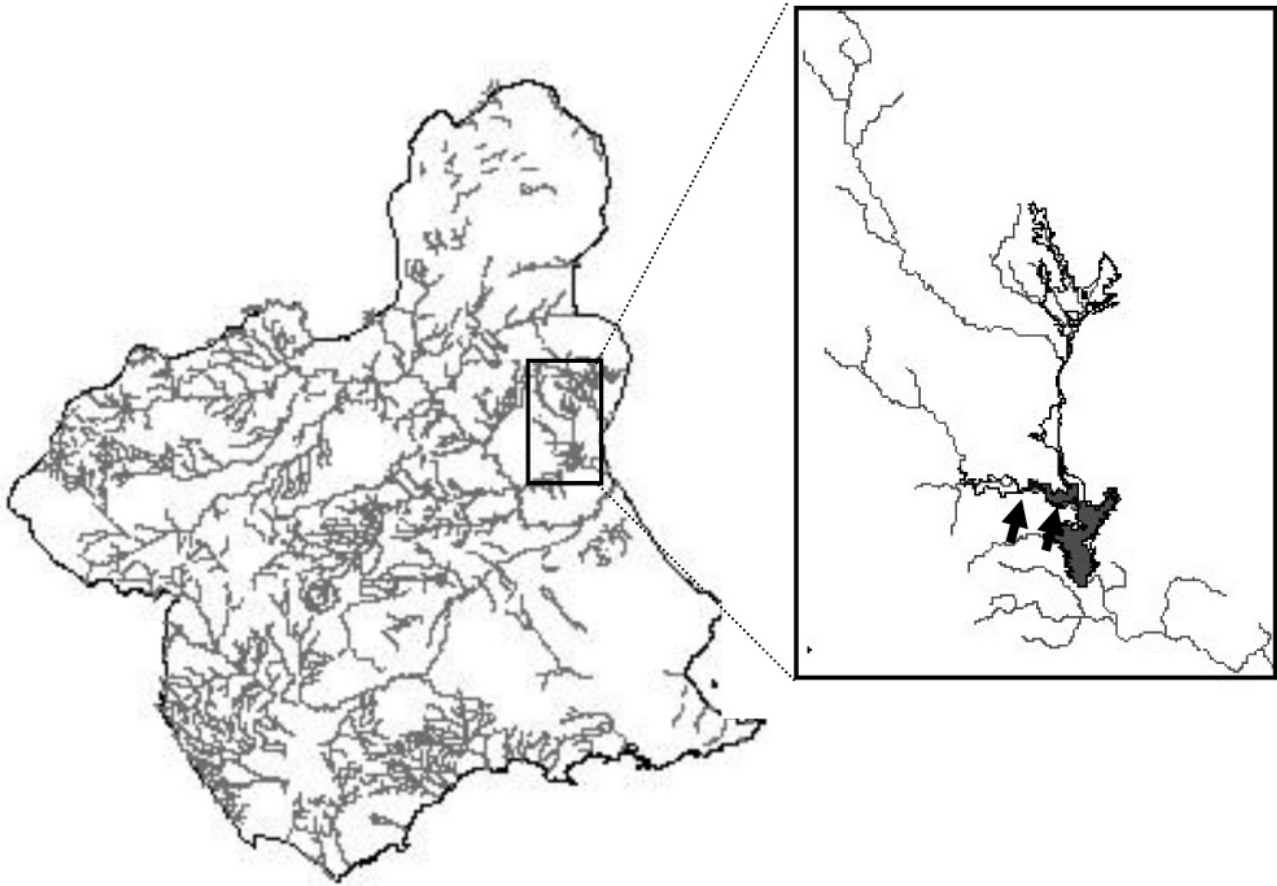


Figura 1. Localización del área de estudio y de las localidades de muestreo.

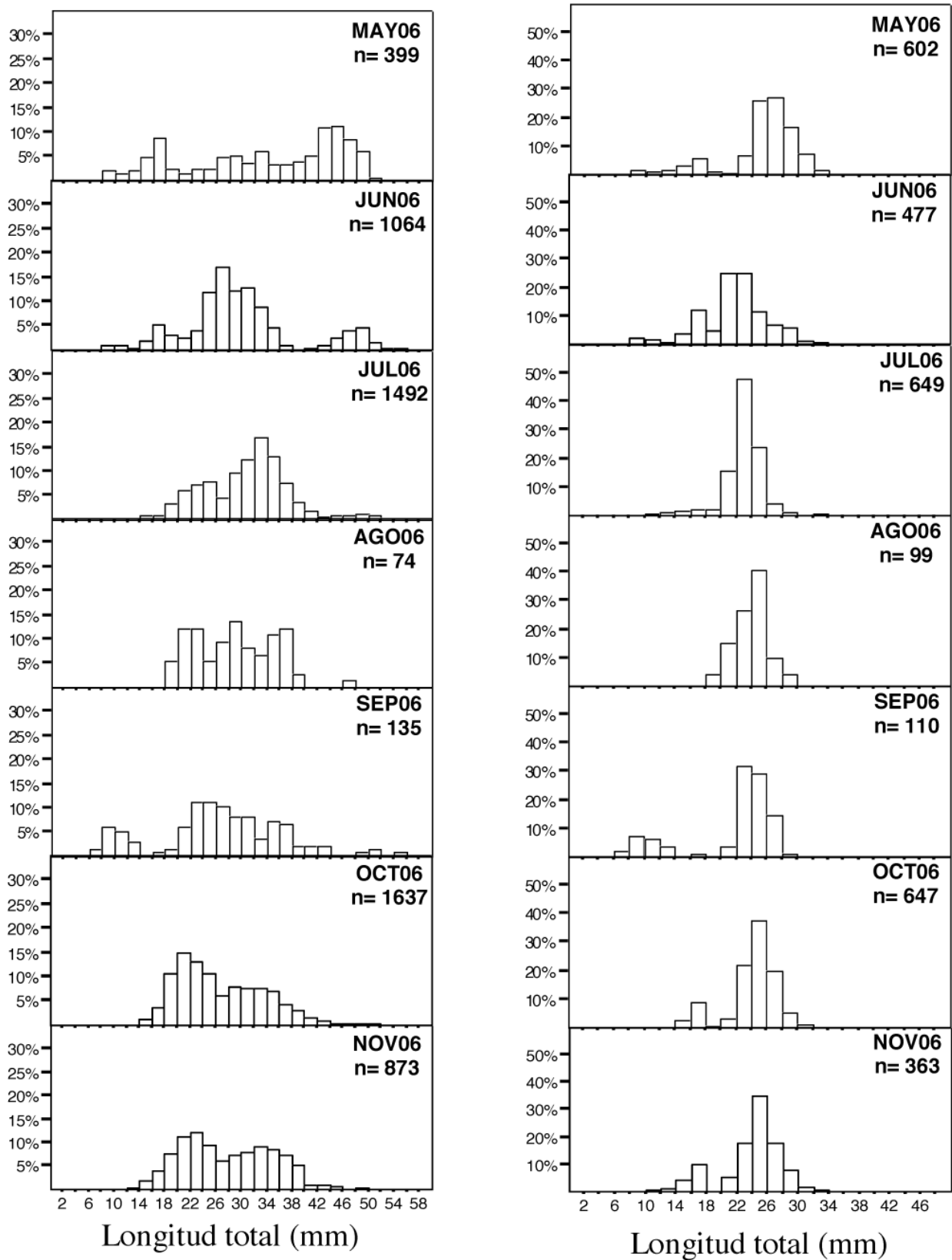


Figura 2. Distribución de frecuencias por tallas de la población de *Gambusia holbrooki* en Rambla Salada durante los meses reclutamiento. A la derecha se muestran los machos y a la izquierda las hembras.

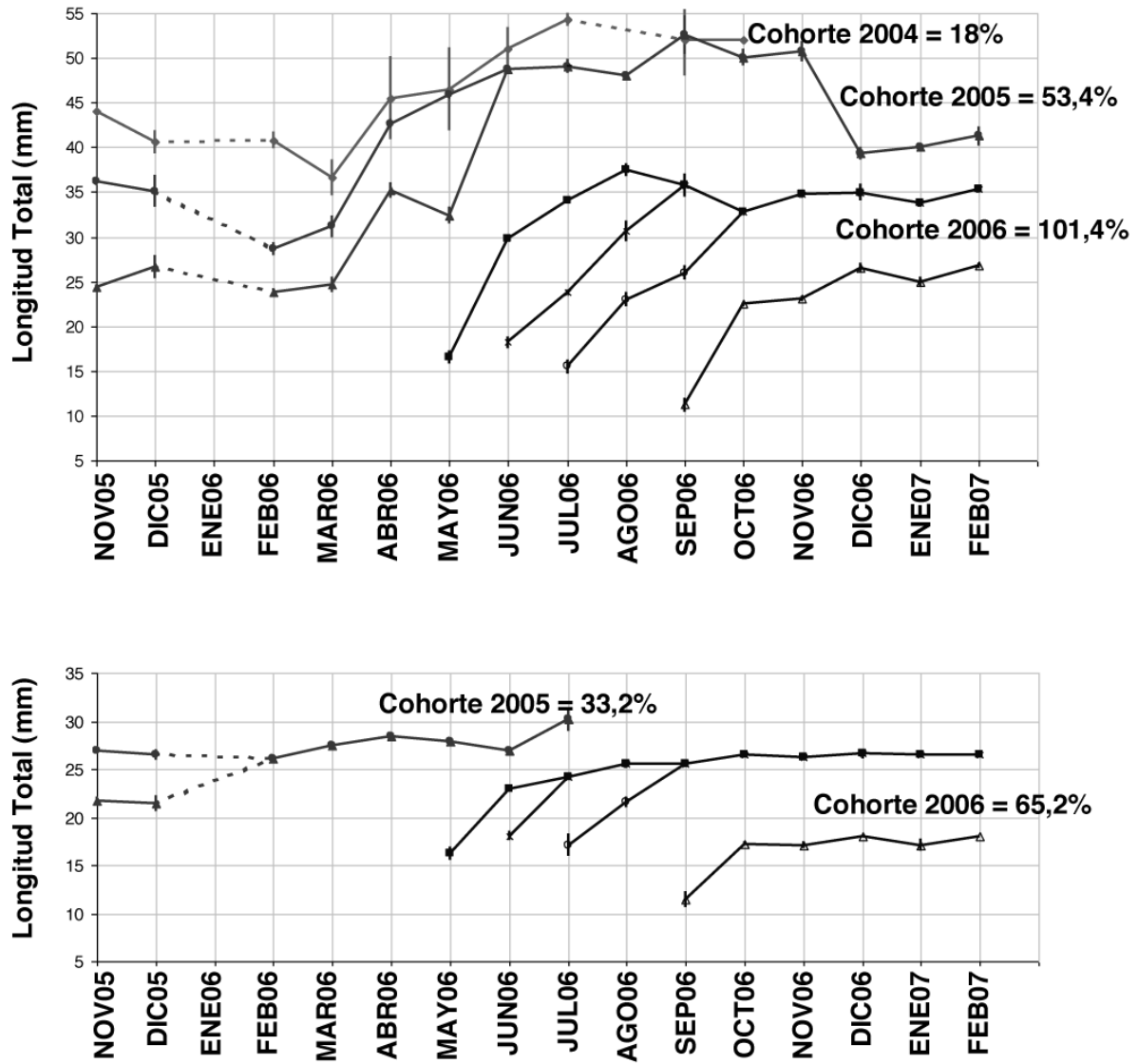


Figura 3. Tasas de crecimiento de *Gambusia holbrooki* en Rambla Salada durante el período de estudio. Las hembras se muestran en el gráfico superior, y los machos en el inferior.

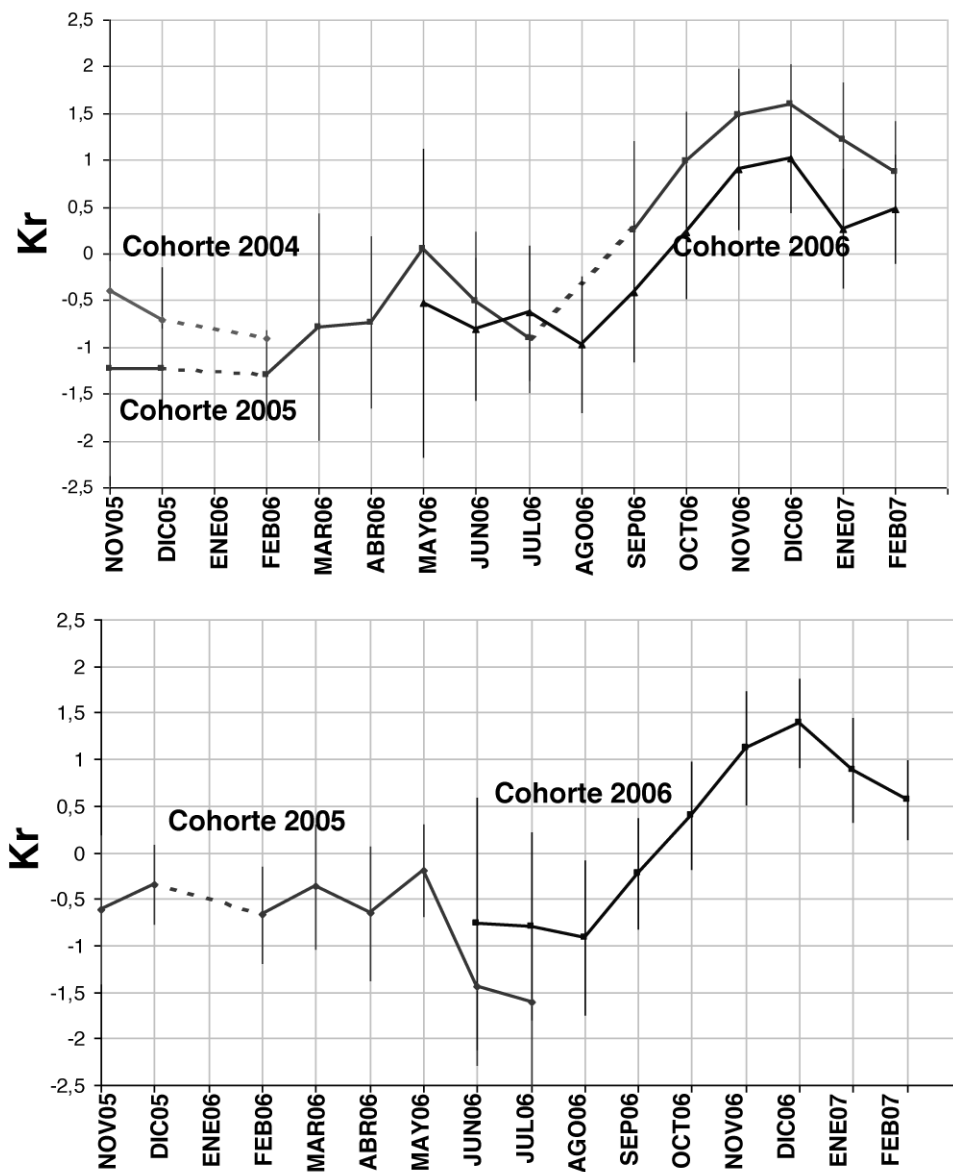


Figura 4. Ciclo de condición somática de hembras (gráfico superior) y machos (inferior) de *Gambusia holbrooki* en Rambla Salada durante el período de estudio.

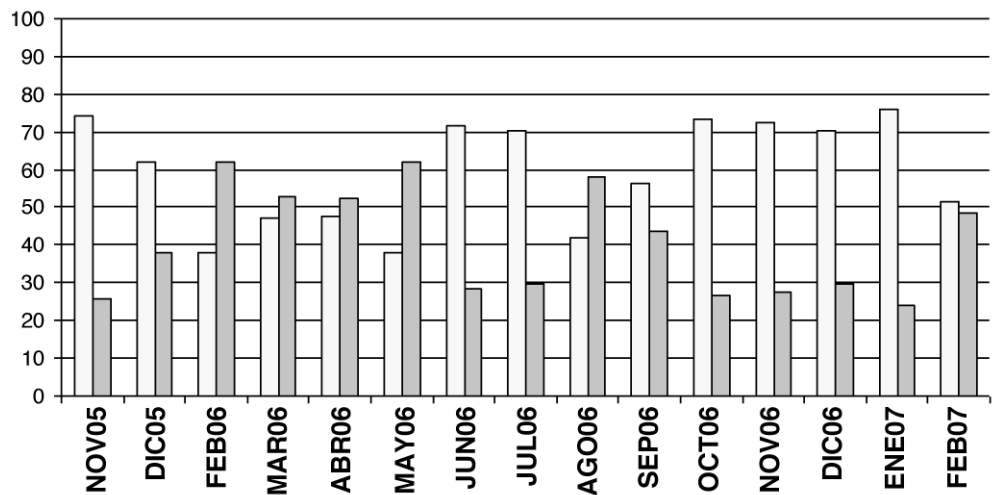


Figura 5. Proporción de sexos de la población de *Gambusia holbrooki* en Rambla Salada. Con las barras de color blanco se representan las hembras, y en gris los machos.

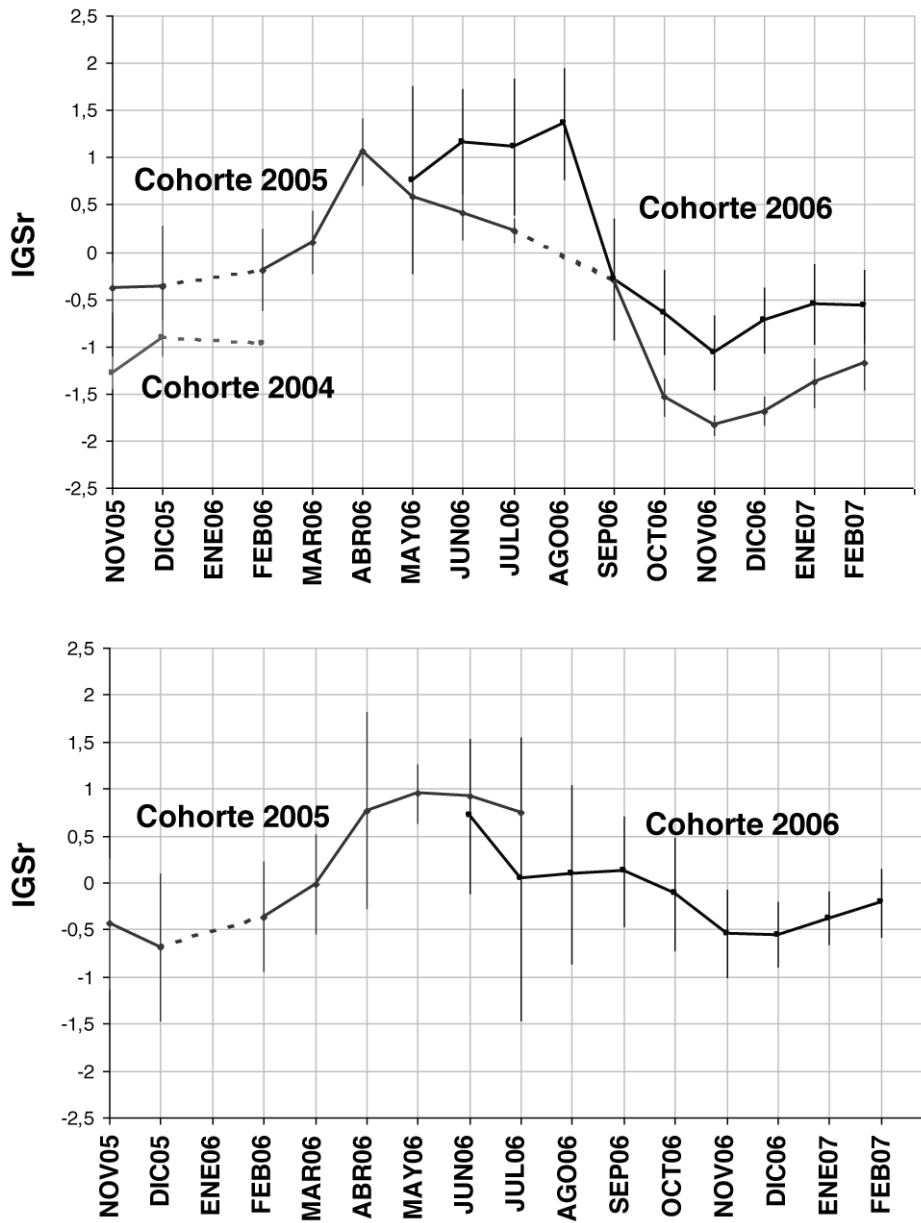


Figura 6. Ciclo de gonadosomático de hembras (gráfico superior) y machos (inferior) de *Gambusia holbrooki* en Rambla Salada durante el período de estudio.



## Dinámica poblacional de la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en Isla Grosa (1992-2008)

ESCRIBANO, F. (1); G. BARBERÁ, G. (2,3); CORBALÁN, F. (1); CREMADES, M. (1); MURCIA, J.L. (2) y  
SALLENT, A. (2)

(1) Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. C/ Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 3ª Planta. Despacho 304. 30.008. Murcia.

(2) Asociación de Naturalistas del Sureste. Plaza Pintor José María Párraga, 11, Bajo. 30.002. Murcia.

(3) Departamento de Conservación de Suelos y Agua. CEBAS-CSIC. Campus Universitario de Espinardo. 30.100. Murcia.

E-mail: [fernando.escribano@carm.es](mailto:fernando.escribano@carm.es)

### Resumen

En el año 1992 se censó por primera vez en isla Grosa la única colonia de nidificación de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) de la Región de Murcia. Desde ese año, la colonia ha pasado por tres etapas o fases más o menos diferenciadas:

- Una primera fase de **crecimiento**, que abarca el periodo comprendido entre el año 1992 y el 2000 donde la población se incrementó progresivamente hasta alcanzar las 915 parejas.
- Una etapa de **estabilidad** poblacional como colonia de cría. En esta fase la población se situó en torno a las 1000 parejas reproductoras (con un máximo en 2005 de 1174 parejas), este intervalo se extendió entre los años 2001 a 2005.
- Finalmente, a partir de 2006 se ha producido una tercera fase de **declive** de la población hasta las 259 parejas estimadas en el año 2008.

Los datos anteriores han de ser tomados con cautela porque realmente se ha producido un descenso en el número de parejas reproductoras de Isla Grosa, si bien éste fenómeno ha coincidido con la formación de tres nuevas colonias en sus alrededores. Éstas se sitúan en el Parque Natural de las Lagunas de la Mata-Torrevieja (Alicante), el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar y el Espigón artificial de Puerto Mayor. Especialmente reseñable es el caso de la primera de ellas ya que ha sufrido un espectacular incremento, proporcional al descenso sufrido por Isla Grosa, de ahí que el sumatorio de las tres nuevas colonias más Isla Grosa refleje unas cifras semejantes al momento de mayor estabilidad de isla Grosa (900-1200 parejas).

**Palabras clave:** gaviota de Audouin, metapoblación, Isla Grosa, dinámica poblacional.

### Abstract

In 1992 the only colony of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) in the Region of Murcia, on Isla Grosa was established. Since then, the colony has passed through three stages:

- A stage of **increase**, covering the period 1992 to 2000, when the population progressively increased, reaching 915 pairs.
- A stage of population **stability** as a breeding colony. In this phase the breeding population remained at around 1,000 breeding pairs per year (with a maximum of 1,174 pairs in 2005). This stage ran from 2001 to 2005.
- Finally, from 2006, a third stage of **decline** of the colony, with breeding reduced to an estimated 259 pairs in 2008.
- These previous details have to be read with caution, as the decline in the number of breeding pairs at Isla Grosa has coincided with the formation of three new colonies nearby, in the Natural Park of the Lagoons of la Mata-Torrevieja (Alicante), the Regional Park of the Salinas and Arenales of San Pedro del Pinatar and the artificial jetty

of Puerto Mayor (La Manga). Especially notable is the case of the first mentioned which has had a spectacular increase in breeding pairs, in proportion to the decrease on Isla Grosa. The sum of pairs in the new colonies plus those still breeding on Isla Grosa show similar numbers to those breeding on Isla Grosa during its period of stability (900-1200 pairs).

**Key words:** Audouin gull, metapopulation, Grosa Island, population dynamics.

## 1. Introducción

Diferentes estudios muestran la altísima tendencia de las gaviotas de Audouin a dispersar entre colonias, y a cambiar colonias de emplazamiento, en una forma de colonización y extinción por grupos muy particular de la especie, y que comparte con otras aves marinas como los charranes o ciertas gaviotas de ambientes inestables (Martínez-Abraín et al. 2003, Oro 2003, Cam et al. 2004).

La teoría de metapoblaciones (Hanski & Gaggioti 2003, Oro 2003) establece los nexos poblacionales entre las distintas colonias de la especie en el Mediterráneo occidental, que forman una “población de poblaciones” sujetas a procesos de colonización y extinción, entendida ésta como una extinción “local”.

La estabilidad de las colonias no significa ausencia de estos procesos de dispersión, sino que puede querer decir balance entre emigración e inmigración. Con relación a éste último punto, es factible pensar que, en Isla Grosa, los fenómenos de emigración superan ampliamente a los de inmigración en la actualidad.

## 2. Metodología

La colonia de Isla Grosa se ha censado anualmente desde 1992. Hasta el año 2000, el censo de la colonia de Isla Grosa se hizo bien mediante conteo de adultos bien mediante conteo de nidos. En ambos casos se presentan dos problemas: (i) la población tiende a ser subestimada ya que siempre hay nidos no localizados o adultos que pasan desapercibidos; (ii) se carece de una estima del error y por lo tanto de su fiabilidad. A partir del año 2000 se realizan conteos de nidos mediante captura-recaptura el cual permite realizar una estima bastante fiable de la población. El protocolo en este caso consiste en un reconocimiento previo de la colonia a distancia para determinar sus límites y planificar el trabajo posterior. Una vez realizado esto se recorre la colonia por bandas que se van marcando para que queden perfectamente delimitadas. En cada banda se hace una “ida” marcando y anotando nidos (captura) y una “vuelta” contabilizando nidos marcados y no marcados (recaptura). El tamaño de las bandas se escoge en función del número de censadores de manera que la distancia entre ellos oscile entre 2 y 4 m aproximadamente con una persona encargada de apuntar y dirigir a los censadores. El procedimiento se ejecuta siempre a una hora en la que el calor no sea muy intenso y garantizando que los nidos no queden desatendidos más de 30 minutos.

La colonia de Puerto Mayor se censó por el método anterior en 2007. El censo de las colonias de Puerto Mayor en 2006 y San Pedro del Pinatar en 2007 y 2008, se realizó por conteo directo de la totalidad de los nidos debido a lo escaso de estos. La colonia de las Salinas de Torreveja, hasta el año 2007, se censó mediante conteo a distancia con telescopio de individuos echados (lo que probablemente produjo cierta subestimación de los datos), ya en 2008 se ha realizado en esta colonia del sur de la provincia de Alicante un censo mixto, parte con conteo exhaustivo y parte con conteo a distancia con telescopio.

## 3. Resultados

Los primeros datos fiables de la presencia de la colonia de gaviota de Audouin de Isla Grosa datan de 1992 (Witt 1994) pero fue en 1993 (tras la autorización de Defensa para el acceso a la isla a un equipo de investigadores) cuando se confirmó *in situ* la nidificación (GUARDIOLA et al. 1994). Los militares destacados en la isla aseguraban que la colonia se instaló unos 5-6 años antes, a finales de la década de los 80 (probablemente en 1988-89). Las lecturas de aves marcadas con anillas de PVC que se realizaron en 1993 correspondieron a gaviotas nacidas en el Delta del Ebro y las Islas Columbretes. La aparición de esta colonia parece estar ligada, pues, al espectacular crecimiento experimentado por la colonia del Delta (Sánchez & Guardiola, 1996).

Se pueden distinguir tres fases en la evolución de la colonia desde su descubrimiento (Fig. 1):

- Una primera fase de **crecimiento** que abarca el periodo comprendido entre los años 1.992-2.000, dentro de éste periodo hay dos etapas, en la primera de ellas la población experimentó ligeras oscilaciones, moviéndose sin una tendencia definida en el rango de las 200-450 parejas, en la segunda, la población creció hasta alcanzar las 915 parejas. El importante incremento producido entre los años 1999 y 2000 (515 parejas) no fue, probablemente,

tan acusado como indican los datos crudos. Al término de éste periodo se produjo la cesión de uso de la isla a la administración medioambiental para su gestión, abandonando la isla los usos militares.

- La segunda fase comprende entre 2.001 y 2.005, ésta es una fase de relativa **estabilidad** donde la población osciló entre 1.104 y 1.174 parejas respectivamente, es en el año 2.005 cuando se alcanza la máxima población reproductora de Isla Grosa con 1.174 parejas, siendo en ese momento la tercera colonia en importancia a nivel mundial.

A su vez, en el año 2.005 se instalaron en el Parque Natural de las Lagunas de La Mata-Torrevieja, 29 parejas que realizaron sin éxito un intento de cría.

Desde 2004 hasta 2007 se desarrolló, por parte de la Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del territorio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia como beneficiaria y la Asociación de Naturalistas del Sureste como socio, el Proyecto LIFE 03/NAT/E/000061.

- Finalmente, a partir de 2005 habría una tercera fase de **declive** de la población hasta las 259 parejas estimadas en el año 2.008.

En el año 2006, la colonia de las Salinas de Torrevieja ya contaba 300 parejas y además se localizó un intento de cría en el espigón artificial de Puerto Mayor en La Manga del Mar Menor por parte de 10 parejas que fracasaron en el intento.

En 2.007, la población de Isla Grosa seguía descendiendo a la vez que aumentaban las poblaciones de Torrevieja (450 pp.) y Puerto Mayor (189 pp.), además se localizó un intento de cría en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, donde 18 parejas fracasaron en su intento de cría.

En el año 2.008, como se ha indicado anteriormente, la población de Isla Grosa registra su valor mínimo (259 pp.) desde el año 1993, mientras que Torrevieja alcanza su máximo histórico (700 pp.). Decir que en éste año se han producido dos episodios de molestias en las colonias de Puerto Mayor y San Pedro del Pinatar que han conllevado el abandono de la cría en ambas colonias, especialmente grave es el caso de la primera de ellas, donde las visitas realizadas a la colonia reflejaban una población reproductora, como mínimo, similar al año anterior (>100 pp.), pero las molestias continuadas realizadas sobre la colonia ha dado al traste con la cría.

Una parte importante de las lecturas de anillas realizadas en los individuos reproductores de las Salinas de Torrevieja parecen provenir de Isla Grosa (AHSA com. Pers.), no obstante se ha de hacer un estudio más en profundidad sobre este punto antes de poder aseverar que individuos procedentes de la colonia de Isla Grosa han originado la colonia de las Salinas de Torrevieja.

Año	Grosa	Torrevieja	Puerto Mayor	San Pedro	Total
1992	200				200
1993	300				300
1994	400				400
1995	450				450
1996	300				300
1997	425				425
1998	450				450
1999	400				400
2000	915				915
2001	1104				1104
2002	974				974
2003	836				836
2004	1059				1059
2005	1174	29			1203
2006	888	300	10		1198
2007	580	450	189	18	1237
2008	259	700	>100	1	>1060

Tabla 1: Datos poblacionales de las colonias de gaviota de Audouin del sureste español.

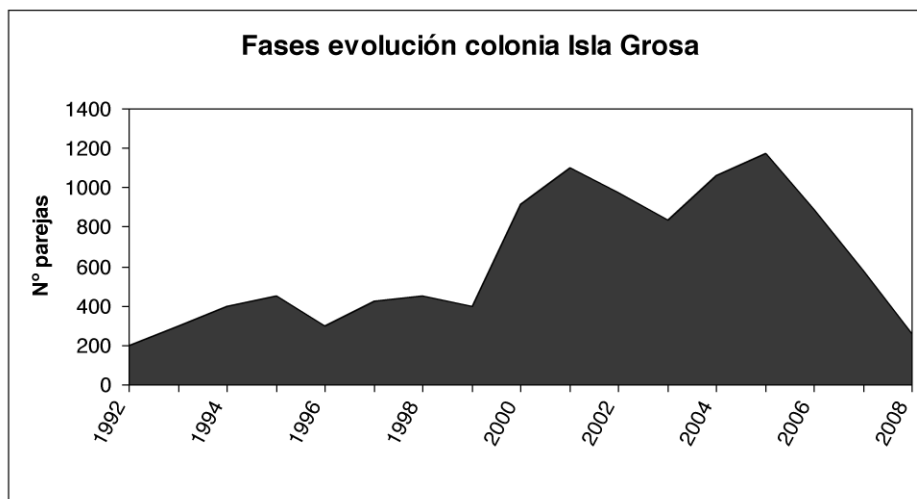
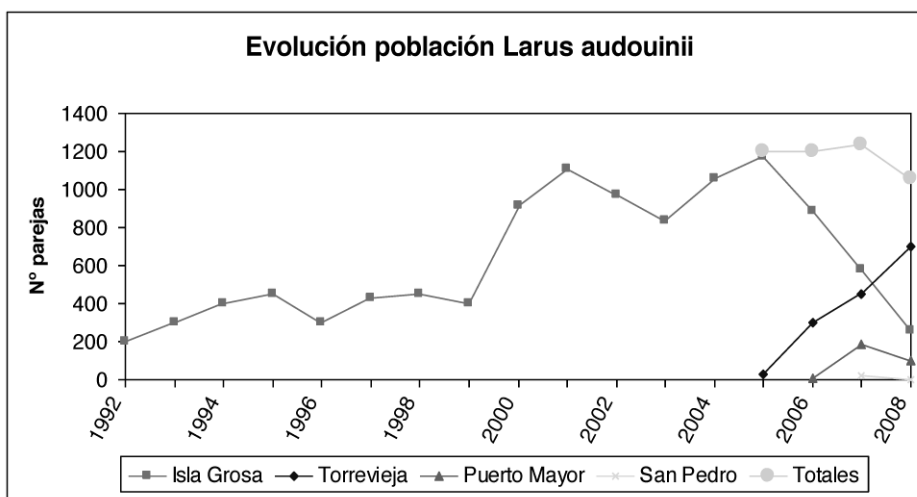


Figura 1: Fases en la evolución poblacional de Isla Grosa

Figura 2: Evolución poblacional de *Larus audouinii* en las colonias del sureste español

#### 4. Discusión

Desde su descubrimiento a finales de los años 80 hasta 2001 la población de gaviota de Audouin en Isla Grosa ha mostrado un incremento sostenido. Nuestra revisión de los datos históricos sugiere que el salto 1999-2000 puede deberse más a un cambio en la metodología del censo que a un incremento de la población, ya que en 1999 se hizo por estimación visual (tienden a infravalorarse los datos) y en 2000 se realizó por el método de captura-recaptura, mucho más fiable. Una vez alcanzado un nivel próximo a las 900-1200 parejas la población se mantuvo aproximadamente estable entre 2000 y 2005. Una pregunta inmediata ante estos datos es si este tamaño de la población puede ser un límite superior marcado por los recursos del entorno de Isla Grosa o bien por una propia limitación de Isla Grosa para albergar mayor número de nidos.

A partir de 2005 hay un descenso acusado en el número de reproductores en Isla Grosa que se ha visto casi exactamente compensado por la formación de nuevas colonias en el entorno (fig. 2) lo que refuerza la idea de que pudiera existir un límite superior a la población regional. No obstante, se necesita mayor información para contrastar esta hipótesis.

Las lecturas de anillas realizadas en Puerto Mayor (datos DGMN) y Salinas de Torrevieja (S. Arroyo, com. Pers.) sugieren que buena parte de los reproductores de esas colonias provienen de Isla Grosa, si bien se requiere un análisis formal para confirmar la hipótesis. La formación de tres nuevas colonias a partir de la población de Isla Grosa es consistente con lo que se conoce de la biología de la especie. Las oscilaciones de  $\pm 20\%$  entre años son frecuentes así

como aparición y desaparición de colonias. Especialmente significativo es el caso del Parque Natural de las Lagunas de la Mata-Torrevieja (Alicante) ya que su incremento ha sido proporcional al descenso sufrido por Isla Grosa, esto se relaciona probablemente con el hecho de que el puerto de Torrevieja es el punto donde se concentra la mayoría de la flota de cerco en el sureste ibérico y como se ha podido constatar durante el transcurso del proyecto LIFE 03/NAT/E/000061, la gaviota de Audouin está íntimamente ligada a la pesca de cerco de la cual obtiene gran parte de sus recursos alimenticios en esta zona (Barberá, G.G., Murcia, J.L. & Sallent, A. Memoria final del Proyecto LIFE 03/NAT/E/000061. ANSE.2007).

La disminución del número de parejas reproductoras en Isla Grosa, no ha de considerarse como un hecho negativo, ya que se han formado tres nuevas poblaciones y es bien sabido que las probabilidades de extinción de una metapoblación aumentan cuando disminuye el número de poblaciones locales y viceversa (Martínez-Abraín, A., Oro, D., 2002). Aunque esto conlleva un riesgo y es que en especies que basan la defensa de sus colonias en la densidad del grupo, al disminuir el tamaño de las colonias, aumenta el ratio gaviota patiamarilla Vs gaviota de Audouin y debido a esta competencia interespecífica puede verse afectada la productividad de *Larus audouinii* que disminuye porque esta relación depredador-presa es mayor y no porque la colonia haya disminuido (Oro, D., Martínez-Abraín, A., Paracuellos, M., Nevado, J.C., Genovart, M., 2005).

## 5. Bibliografía

- BARBERÁ, G.G.; MURCIA, J.L. & SALLENT, A. (2007): Memoria final del Proyecto LIFE 03/NAT/E/000061 “Conservación de *Larus audouinii* en España. Isla Grosa. (Murcia). *Asociación de Naturalistas del Sureste*. Inédito.
- EGUÍA, S.; GONZÁLEZ, G. & BLANCO, J.C. (2001): Vigilancia y seguimiento de la colonia de gaviota de Audouin *Larus audouinii* de Isla Grosa (Murcia-SE de España) durante la temporada 2001. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- EGUÍA, S. (2002): Vigilancia y seguimiento de la colonia de gaviota de Audouin *Larus audouinii* de Isla Grosa (Murcia-SE de España) durante la temporada 2002. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- ESCRIBANO, F.; ASENJO, S.; CARRIÓN, M.A.; CORBALÁN, F.; CREMADES, M. & PÉREZ, J. (2004): Censo de la colonia de gaviota de Audouin 2004. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- ESCRIBANO, F. (2007): Censo de la colonia de gaviota de Audouin de Puerto Mayor 2007. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio*. Inédito.
- ESCRIBANO, F. (2008): Memoria intermedia “Planificación y Seguimiento de ZEPA Costeras de la Región de Murcia”. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio*. Inédito.
- GARCÍA, J.; SÁNCHEZ, M.A.(†); MARTÍNEZ, J.E.; SÁNCHEZ, J.A.; EGUÍA, S.; JIMÉNEZ, P. & ROSIQUE, T. (1996): Censo de gaviota de Audouin en Isla Grosa. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- GARCÍA, J.; SÁNCHEZ, M.A.(†); ALONSO, A.; EGUÍA, S. & ESPINOSA, P. (1997): Censo y anillamiento de pollos en la colonia de gaviota de Audouin de Isla Grosa. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- GONZÁLEZ, G.; BLANCO, J.C.; EGUÍA, S.; ESCRIBANO, F.; HERNÁNDEZ, A.J. & MURCIA, F.J. (2003): Censo de la colonia de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en Isla Grosa en 2003. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*.
- GONZÁLEZ, G.; MURCIA, J.L. & SALLENT, A. (2005): Avance del informe de participación de la Asociación de Naturalistas del Sureste en el Proyecto LIFE 03/NAT/E/000061 “Conservación de *Larus audouinii* en España. Isla Grosa. (Murcia). *Asociación de Naturalistas del Sureste*. Inédito.
- GUARDIOLA, A.; GONZÁLEZ, G.; SÁNCHEZ, M.A. (†); SÁNCHEZ, J.A.; EGUÍA, S. & ESPINOSA, P. (2000): Plan de Conservación de la gaviota de Audouin en la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- HERNÁNDEZ, V. (1997): “Isla Grosa: un santuario para la gaviota de Audouin en el litoral murciano”. *Quercus*. 133, 12-15. Madrid.
- ORO, D. (2005, 2006, 2007): Análisis de los reavistamientos de gaviota de Audouin en la Isla Grosa. *IMEDEA-CSIC*. Inédito.
- SALLENT, A.; MURCIA, J.L.; ESPARZA, O.; GUARDIOLA, A.; ROMERO, M.P. & GONZÁLEZ, G. (2006): Informe de actividad del Proyecto LIFE 03/NAT/E/000061 “Conservación de *Larus audouinii* en España. Isla Grosa. (Murcia). *Asociación de Naturalistas del Sureste*. Inédito.



## Dieta y distribución espacio-temporal de la Garduña (*Martes foina*) en Sierra de Espuña (SE Ibérico)

DURÁ CANDELA E.<sup>2</sup>; SÁNCHEZ-ZAPATA J.A.<sup>1,3</sup> y BLÁZQUEZ ÁLVAREZ M.

1. Departament de Biologia Aplicada. Facultat de Biología. Universitat Miguel Hernández de Elche. Avda. de la universidad, s/n. 03203. Elche (Alicante).

2. elia.dura@graduado.umh.es

3. toni@umh.es

### Resumen

La dieta y distribución de la garduña (*Martes foina*) fue estudiada a partir de 164 excrementos recogidos mensualmente entre marzo y diciembre de 2007 en una región mediterránea de montaña (Sierra Espuña, Murcia). Se evaluaron como fuentes de recursos tróficos la densidad de plantas productoras de frutos y la disponibilidad de carroña. Estos recursos fueron consumidos según su disponibilidad en el medio. La distribución de la garduña y su abundancia estuvo relacionada con la densidad de arbustos productores de frutos, especialmente los pertenecientes al género *Juniperus*. Por lo tanto, la garduña puede considerarse como un consumidor generalista, que adapta su dieta a la disponibilidad de alimento.

**Palabras clave:** Ecología trófica, Garduña, dieta, *Martes foina*, Murcia.

### Abstract

The diet and distribution of stone marten was studied from 164 droppings collected monthly from march to december 2007 in a Mediterranean mountain region (Sierra Espuña, SE Spain). We evaluated the availability of the two main trophic resources; fleshy fruits and ungulate carcasses. Both resources were consumed in relation to their spatial availability. The stone marten distribution and abundance were related with the shrubs (*Juniperus sp.*) coverage. Therefore, the species appeared to be a generalist consumer that adapted to food availability.

**Key words:** diet, *Martes foina*, Murcia, Stone marten, Spain, trophic ecology.

### 1. Introducción

“La garduña (*Martes foina*) es un mustélido de amplia distribución en la Península Ibérica cuya dieta se compone de una amplia variedad de animales (conejo, micromamíferos, aves) y de frutos” (Blanco 1998).

Con el fin de conocer mejor las condiciones de la población de garduña en el Sur-Este Peninsular, hemos estudiado las densidades poblacionales del Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). “El conocimiento de la abundancia, así como de sus variaciones en el espacio (entre hábitats) o en el tiempo, constituye un aspecto fundamental en el estudio de la dinámica poblacional de los carnívoros” (Lloyd 1980).

Para poder avanzar en la comprensión de la ecología trófica de las especies y conocer su grado de especialización o sus interacciones reales con las presas, es necesario conocer cómo la dieta responde a las fluctuaciones de las mismas o al menos de las consideradas claves, por lo que se ha realizado un muestreo de matorral productor de frutos carnosos y de abundancia de carroña. En este espacio, existe alta disponibilidad de carroña de ungulado (Arrui, *Ammotraegus lervia*), “valores muy altos comparados con el resto de la geografía ibérica, comparables con el Parque de Yellowstone (USA)” (Sánchez-Zapata et al, 2006). Por este motivo, se espera que la dieta de la garduña sea diferente al resto de estudios realizados.

El objetivo del presente trabajo es analizar la composición de la dieta de la garduña, su variación estacional y la distribución de esta especie en función de la disponibilidad de alimento.

## 2. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Parque Regiola de Sierra de Espuña. Las coordenadas geográficas que la delimitan son: latitud norte, 37° 48' - 37° 54'; latitud este, 2° 4' - 2° 14'. Está localizada en el Centro de la Región de Murcia y ocupa una extensión de 17804 ha. Se trata de un macizo montañoso de litología fundamentalmente caliza situado en la parte oriental de la Cordillera Bética. La altitud oscila entre los 250 y los 1583 msnm intercalándose valles y barrancos. "La zona constituye un ejemplo de hábitat mesomediterráneo" (Serrano y Calabuig 2002). La precipitación media anual para el periodo de 1971 a 2000 es de 24mm (mínima en julio con 5 mm de media y máxima en octubre con 44mm de media). La temperatura media anual es de 18,1 grados (mínima en enero con 10,2 grados de media y máxima en agosto con 27,5 grados de media) (AEMET).

"La comunidad de carnívoros de esta zona la completan el tejón (*Meles meles*), el zorro (*Vulpes vulpes*), el gato montés (*Felis silvestris*), la comadreja (*Mustela nivalis*) y la gineta (*Genetta genetta*)" (Yelo, inédito).

## 3. Material y Métodos

Se recorrieron 7 transectos a razón 2 km por cada uno. Para cada transecto se realizaron 4 visitas alternando "primero una limpieza de los excrementos del camino con una segunda visita entre 10-30 días después, en la que se realizaba el conteo y distinción de los excrementos de los distintos carnívoros que la utilizaban" (Webbon et al., 2004). Se recogieron 164 excrementos, 91 en primavera y 73 para la estación de otoño. A partir del número de excrementos encontrados en los transectos realizados, se determinaron densidades relativa de garduña (D.R.= n° fecas/ [intervalo días (entre limpieza y recogida) \* longitud transecto (km)]).

Una vez en el laboratorio, cada excremento se secó completamente, se pesó y posteriormente se disgregó sobre un batea blanca. "Los restos se analizaron con lupa binocular" (Reynolds y Aebischer 1991), y se agruparon 6 grupos (micromamíferos y lagomorfos, carroña de arruú, reptiles, aves, frutos y material indeterminado), en base a la comparación con material de referencia (pelo, plumas, dientes, semillas) y la consulta de claves especializadas (Navarro et al., 1985; Moreno et al., 2001). Los frutos se caracterizaron según sus semillas, llegando a obtener 10 especies diferentes. A continuación "se separó cada tipo de alimento y se pesó individualmente cada uno de ellos" (Romanowski y Lesinski 1991, Serafini y Lovari 1993). Obteniendo el peso seco de cada ítem consumido por excremento:  $\% \text{Consumo}_i = P_i/P_t * 100$  y la frecuencia de aparición de cada uno de los ítems:  $F.A. = \sum n^\circ \text{apariciones de ítem } i / n^\circ \text{ total fecas}$ . También se calculó el "Índice de Diversidad de Shannon H' estacional según la fórmula ( $H' = -\sum P_i \ln P_i$ ), donde  $P_i$  corresponde a la proporción con la que el ítem presa  $i$  contribuye al total de la muestra" (Begon et al. 1999).

Entre los meses de octubre de 2007 y febrero de 2008 se estimó la abundancia de pies de las especies vegetales productoras de frutos carnosos, mediante un cuadro de 100 m<sup>2</sup>. Para ello se muestreo cada transecto dividiéndolo en cuatro tramos. En el recuento se intentó realizar siempre con el mismo esfuerzo, siendo dos observadores con un esfuerzo de 30-35 minutos por cada muestra.

En Octubre de 2007 se calculó, gracias a la información de los cazadores, celadores y técnicos del parque, los kilogramos de carne de carroña por kilometro cuadrado que se abandonaba en el campo tras la gestión del arruú. Se clasificaron tres zonas diferenciadas (Mapa 1): "una de alta disponibilidad (500-1600kg/km<sup>2</sup>\*año), otra de media (135-405 kg/km<sup>2</sup>\*año) y una última de nula disponibilidad con 0kg de carroña abandonada por kilómetro cuadrado al año" (Sánchez-Zapata et al., 2006).

## 4. Resultados y discusión

### 4.1 Dieta y variabilidad espacio-temporal

Debido al tiempo de almacenado de los excrementos, sólo el 59% excrementos de la estación de primavera (14 meses de guardado) y el 80% deposiciones en otoño (9 meses), se pudieron disgregar y pesar cada taxón individualmente. Por lo que se recomienda para realizar este tipo de análisis, un tiempo de almacenado no superior a los 9 meses.

La dieta anual de la garduña en esta localidad se compone de frutos (F.A. 91.4%) (gráfica1), principalmente sabina (*Juniperus phoenicea*), y enebro (*Juniperus oxycedrus*), uva (*Vitis sp*) e higuera (*Ficus carica*)(tabla1) y en menores proporciones consumió: ciruelo silvestre (*Prunus sp*), olivilla (*Phillyrea angustifolia*) y manzano silvestre (*Malus sylvestris* (L)), seguido de invertebrados (56,0%), como escolopendras, coleópteros y ortópteros, encontrándose en tercer lugar los micromamíferos y lagomorfos con una frecuencia de aparición global de 23,5%. El siguiente ítem en frecuencia de aparición es la carroña de arruú con F.A= 4,3%. Reptiles y aves se consumieron como presas complementarias, no llegando a superar el 2% del consumo total de material ingerido.

La variación estacional de la dieta muestra una disminución de la importancia de los micromamíferos desde la primavera (31.86%) al otoño (15.06%)(gráfica 1). Paralelamente se observa un aumento de la importancia de los vegetales desde la primavera (86.8%) al otoño, cuando alcanza su valor máximo (F.A= 95.9%). Tras los frutos, los invertebrados son las presas más importantes en primavera (57.1%)(gráfica 3), y seguido, los pequeños mamíferos (31.9%). Por su parte, los invertebrados abundan a lo largo de todo el año, no mostrando cambios significativos estacionales.

La diversidad trófica de la garduña muestra unos valores variables a lo largo de todo el año, con un valor máximo de 2,42 en primavera y un mínimo de 2,15 en otoño cuando centra su atención en el consumo de frutos, reduciendo de este modo la diversidad trófica.

El recurso frutos, no es tan estacional como se pensaba *a priori*, por lo que “la variación estacional de estos alimentos en la dieta de la garduña se acopla, probablemente, a la fenología de los frutos en la zona” (Delibes 1978). En primavera consume enebro, uva, manzano y ciruelo (tabla 1), pasando a alimentarse en otoño de sabina e higos en grandes proporciones (62,5 y 25,0% respectivamente).

En primavera, el consumo de micromamíferos estaría en consonancia con la disponibilidad de los mismos en el medio cuando, según bibliografía suelen ser más abundantes (Such-Calabuig 2002). Estos resultados coinciden con los de otras zonas mediterráneas (Gil-Sánchez 1996, Such-Calabuig 2003).

Es de resaltar la baja incidencia de las aves, frecuencia del 1% . Estos resultados únicamente son comparables con los obtenidos por Alegre et al. (1991) en un ambiente supramediterráneo, resultando claramente inferiores a los de otras poblaciones ibéricas (Delibes 1978).

Tras analizar las relaciones en otoño entre los porcentajes de consumo de los diferentes recursos y la disponibilidad de estos recursos en el medio, se puede observar una correlación significativa respecto al consumo de frutos y el consumo de invertebrados cuando varía la disponibilidad de pies de *Juniperus*. Si aumenta la disponibilidad de bayas, aumenta el número de frutos consumidos por la garduña ( $R^2=0,54$ ,  $P<0,1$ ). Además, este aumento en la disponibilidad de frutos es inversamente proporcional al consumo de invertebrados por parte de la especie ( $R^2=0,63$ ,  $P<0,05$ ). Esto parece indicar que en otoño la garduña modela su consumo no sólo de los frutos sino de varios de sus alimentos basándose fundamentalmente en la densidad o disponibilidad de los frutos comestibles en la sierra.

Analizando la disponibilidad de carroña de arruí en el medio para la estación de otoño frente al consumo de éste, hemos obtenido una relación significativa ( $R^2=0,584$ ,  $P<0,05$ ).

En primavera, a pesar de no ser la época en la que mayor disponibilidad de carroña existe, hemos encontrado una relación marginalmente significativa ( $P<0,1$ ) con pendiente positiva entre la abundancia del recurso y el consumo del mismo (arruí). También parece existir una tendencia a la disminución del consumo de frutos en esta época conforme aumenta la disponibilidad de carne de ungulado en el campo ( $P<0,1$ ).

#### 4.2 Distribución espacial de garduña en función de los recursos

Entre las distintas ideas que tratan de explicar el comportamiento espacial de los carnívoros está la “hipótesis de la dispersión de recursos” (Carr y Macdonald, 1986). Está descrito que para algunos carnívoros, “además del esfuerzo reproductor,[...] el principal factor lo constituyen la abundancia y distribución de los recursos tróficos” (Lloyd, 1980).

A partir del número de fecas encontradas en los transectos se obtuvieron los valores de densidad de garduña con los que se generaron el siguiente mapa (Mapa 2) de distribución, donde el diámetro muestra el mayor o menor valor obtenido.

A partir del análisis estadístico t de los datos podemos concluir que existe una relación entre la abundancia de pies de enebros y la densidad de garduña de un determinado lugar en otoño, siendo  $R^2=0,464$ ,  $P<0,1$ .

Para primavera, existe una relación significativa ( $R^2=0,792$ ,  $P<0,01$ ) entre la distribución de esta marta durante el equinoccio veraniego y el número de enebros y sabinas y disponibles en el espacio.

En primavera, por tanto, difiere el comportamiento de esta especie. A pesar de que existe una elevada correlación entre la abundancia de pies de *Juniperus* y la densidad de garduña ( $R^2=0,792$ ), esta última no tiene ninguna relación aparente con el número de frutos consumidos ( $R^2=0,11$ ,  $P>0,1$ ). Por lo que, se puede suponer que “la especie sigue asociada al sotobosque de enebros, coscojares y cistáceas buscando otro tipo de presas como puestas micromamíferos e insectos, las cuales buscan refugio entre la vegetación” (Virgós, 1998).

La influencia de la carroña de arruí se aplicó a la densidad de garduña y no produjo ninguna significancia en su correlación. Es decir, que la disponibilidad de carroña no rige la presencia de garduña en el territorio, “este recurso es aprovechado por esta especie en un 11% respecto al resto de carnívoros de la sierra, siendo el águila real, el zorro y el jabalí, los que mayor uso hacen de este recurso” (Sánchez-Zapata, 2007).

Con lo que podemos concluir este trabajo, exponiendo que, la presencia espacial de garduña tampoco está determinada por una disponibilidad de carroña asociada a la caza. Pero bien es cierto, según los datos obtenidos, que ésta influye en su alimentación y comportamiento trófico. Además, simula tener cierta relación con el aumento en las poblaciones de este carnívoro en el Parque Regional de Sierra Espuña donde el estudio a largo plazo del zorro así lo ha demostrado (Blázquez et al., 2007).

## 5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente trabajo apoyan el carácter eurífago y altamente adaptable tanto geográfica como estacionalmente de la garduña, como se describe en la literatura consultada.

El mayor consumo de las especies en la época en que son más abundantes, sugieren una vez más un comportamiento trófico generalista y polífago de la garduña, especialmente en áreas mediterráneas adaptando su dieta a la disponibilidad de presas en el medio.

Este análisis sugiere que los frutos se comportan como un recurso clave para la garduña, modelando su comportamiento trófico no sólo hacia los frutos sino también hacia otros grupos.

A pesar de ser un animal altamente frugívoro, en este territorio se le puede calificar además de carroñero facultativo.

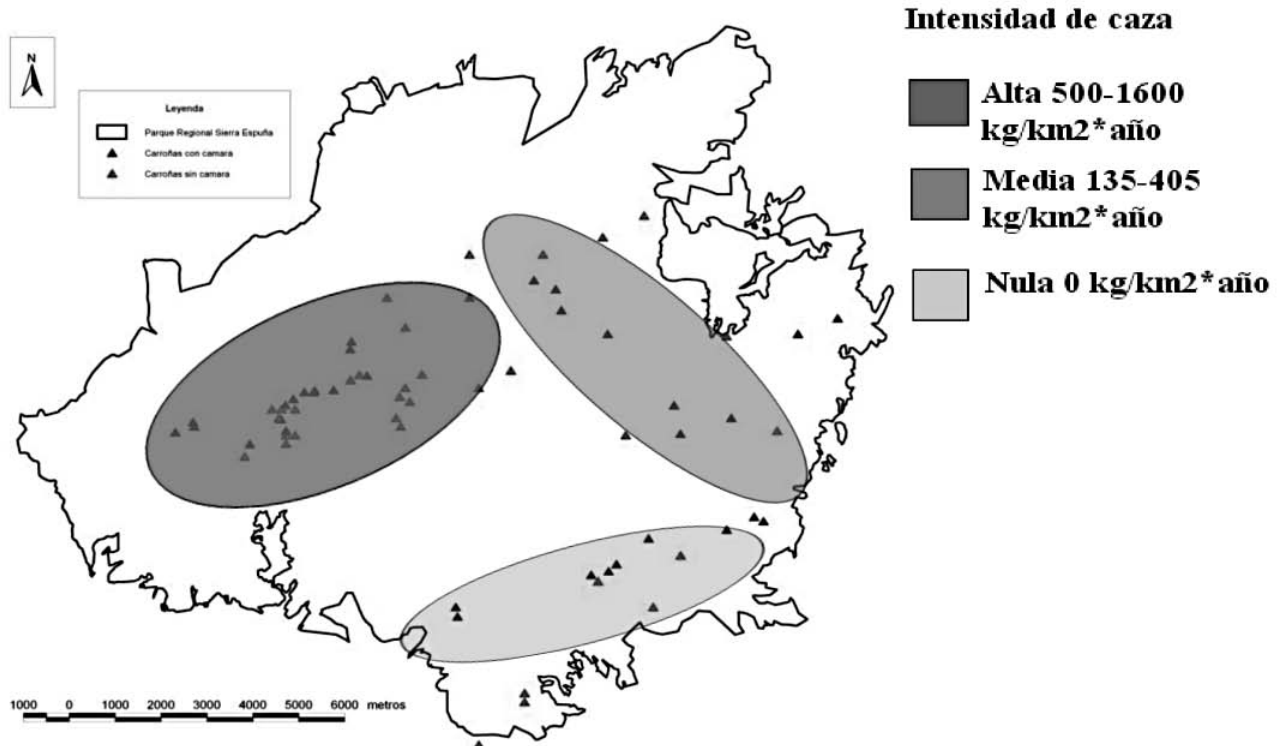
Aparece una dieta de la garduña típica de zonas rurales mediterráneas, destacando las presas propias del matorral mediterráneo y no antropófilas.

## 6. Bibliografía

- ALEGRE, J., et al., (1991). “Dieta otoño-invernal de la garduña, Martes foina (Erleben, 1777) en un hábitat rural de León (España)”. *Ecología*, 5: 265-273.
- BLÁZQUEZ ÁLVAREZ, M., et al. “Respuesta numérica del zorro a la disponibilidad de carroñas de ungulados silvestres: variabilidad espacial y temporal”. VIII Jornadas de la SECEM, Huelva 2007.
- CARR G. M. Y MACDONALD D. W., (1986). “The sociality of solitary foragers: a model based on resource dispersion”. *Animal behaviour*, 34 (5): 1540-1549.
- DELIBES, M., (1978). “Feeding habits of the Stone Marten, Martes foina (Erleben, 1777), in Northern Burgos, Spain”. *Z. Säugetierkd.*, 43: 282-288.
- GIL-SÁNCHEZ, J. M., (1996). “Dieta de la Garduña (Martes foina Erleben, 1777) en una localidad de las sierras subbéticas de Granada (Sureste de España)”. Doñana, *Acta Vertebrata*, 23 (1): 83-90.
- LLOYD, H. G., (1977). Fox *Vulpes vulpes*. En G.B. Corbet y H.N. Southern (eds.): *The Handbook of British Mammals*.
- MORENO, E., (1985). “Clave osteológica para la identificación de passeriformes ibéricos”. *Ardeola* 32(2): 295-377.
- NAVARRO, R.M. Y GÁLVEZ, C., (2001). Manual para la Identificación y Reproducción de semillas de especies autóctonas de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- ROMANOWSKI, J. Y LESINSKI, G., (1991). “A note on the diet of stone marten in southeastern Romania”. *Acta Theriol.*, 36 (1-2): 201-204.
- RUIZ-OLMO, J. Y S. PALAZÓN, (1993). “Diet of Stone Marten (Martes foina Erleben, 1777) in the Northeastern Spain”. Doñana, *Acta Vertebrata*, 20 (1): 59-67.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., et al. (2006). “Análisis del papel de las carroñas de arruí en la comunidad de vertebrados del parque regional de Sierra Espuña”.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. et al. (2007). “Evaluación de las estrategias de consumo de recursos por parte del gremio de depredadores generalistas en el parque natural de Sierra Espuña. Descenso a un antiguo nido de Quebrantahuesos”.
- SERAFINI, P. Y S. LOVARI, (1993). “Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area”. *Acta Theriol.*, 38 (3): 233-244.
- SUCH, A. Y G. CALABUIG, (2002). “Aproximació al coneixement dels micromamífers i lagomorfs de la Serra de la Solana (la Vall d’Albaida)”. *Dugastella Revista d’Observació i Estudis de la Natura*, 3: 37-45.
- SUCH, A. Y G. CALABUIG, (2003). “Dieta de la garduña (Martes foina Erleben, 1777) en la Serra de la Solana (sur del País Valencià)”. *Galemys* 15 (nº especial)
- VIRGÓS, E., et al., (1998). “Distribution patterns of the stone marten (Martes foina) in Mediterranean mountains of central Spain”. *Z. Säugetierk.* 63, 193-199.
- YELO, N. DAVID Y CALVO, J. FRANCISCO. “Aproximación a la distribución y estatus de los mamíferos carnívoros en la región de Murcia”. Inédito.

WEBBON, C.C. et al., (2004). "Methodological insights. Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain". *Ecology* .41, 768–779.

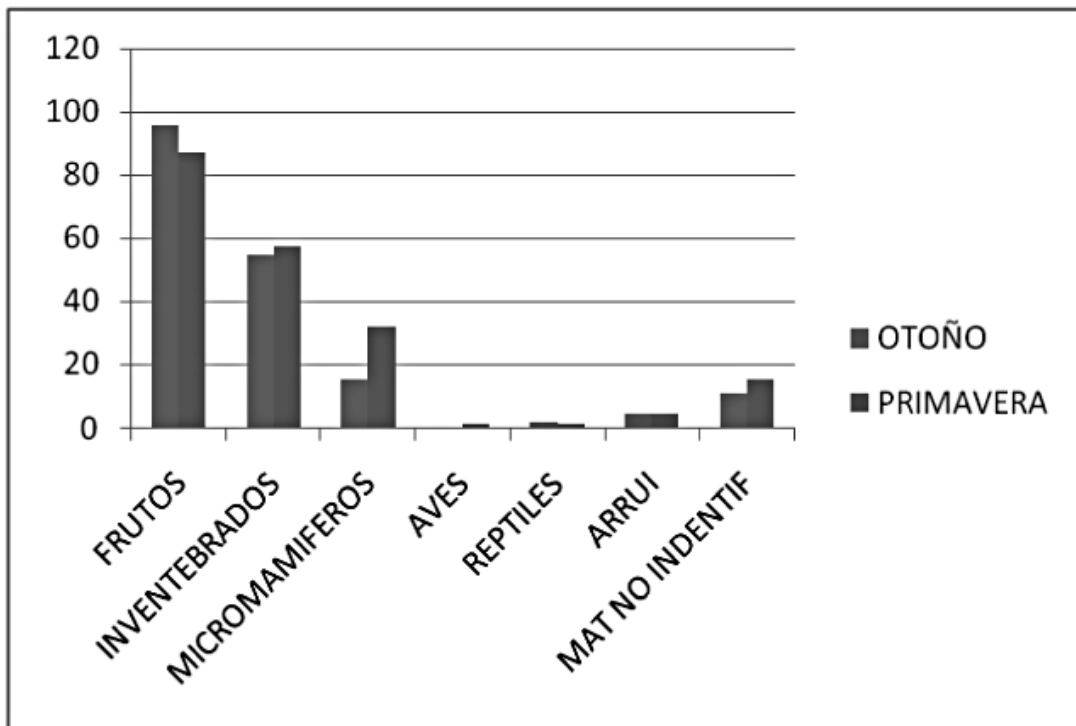
## Anexos



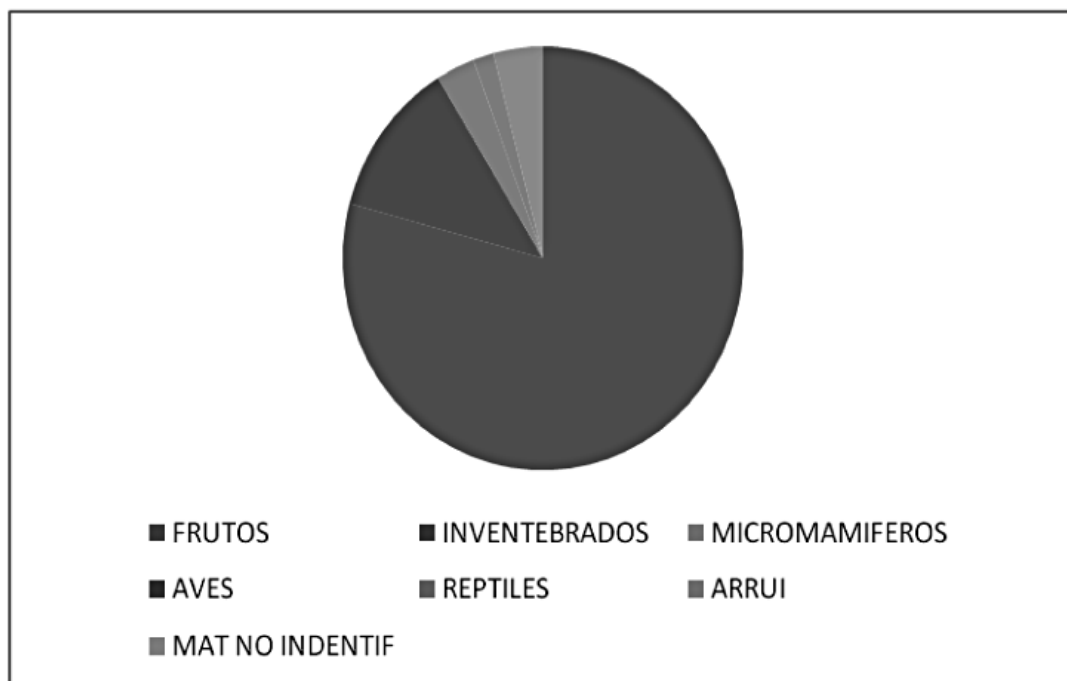
Mapa 1. Intensidad de caza en P.R. Sierra Espuña. (Sánchez-Zapata; Eguía, S.; Botella, F., 2007).

	PRIMAVERA		OTOÑO	
	N	F.A %	N	F.A %
<i>Ceratonía silicua</i>	7	13,0	4	7,1
<i>Ficus carica</i>	4	7,4	14	25,0
<i>Juniperus oxycedrus</i>	25	46,3	8	14,3
<i>Juniperus phoenicea</i>	17	31,5	35	62,5
<i>Malus sylvestris</i>	1	1,9	–	–
<i>Phillyrea angustifolia</i>	2	3,7	–	–
<i>Prunus sp.</i>	1	1,9	–	–
<i>Vitis vinifera</i>	2	3,7	1	1,8
GRAMÍNEAS	4	7,4	1	1,8
ROSÁCEAS	2	3,7	–	–
<b>TOTAL FRUTOS</b>	<b>54</b>	<b>100,0</b>	<b>56</b>	<b>100,0</b>

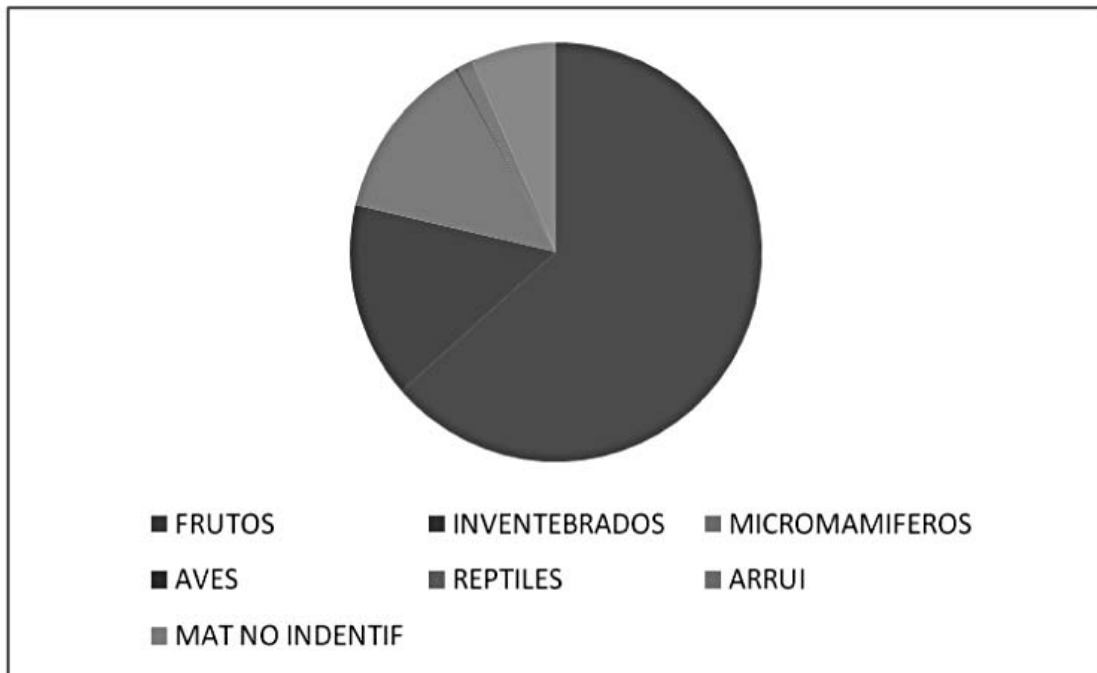
Tabla 1. Variación estacional de la dieta de frutos de la garduña. Frecuencia de aparición de cada taxón respecto al total de frutos.



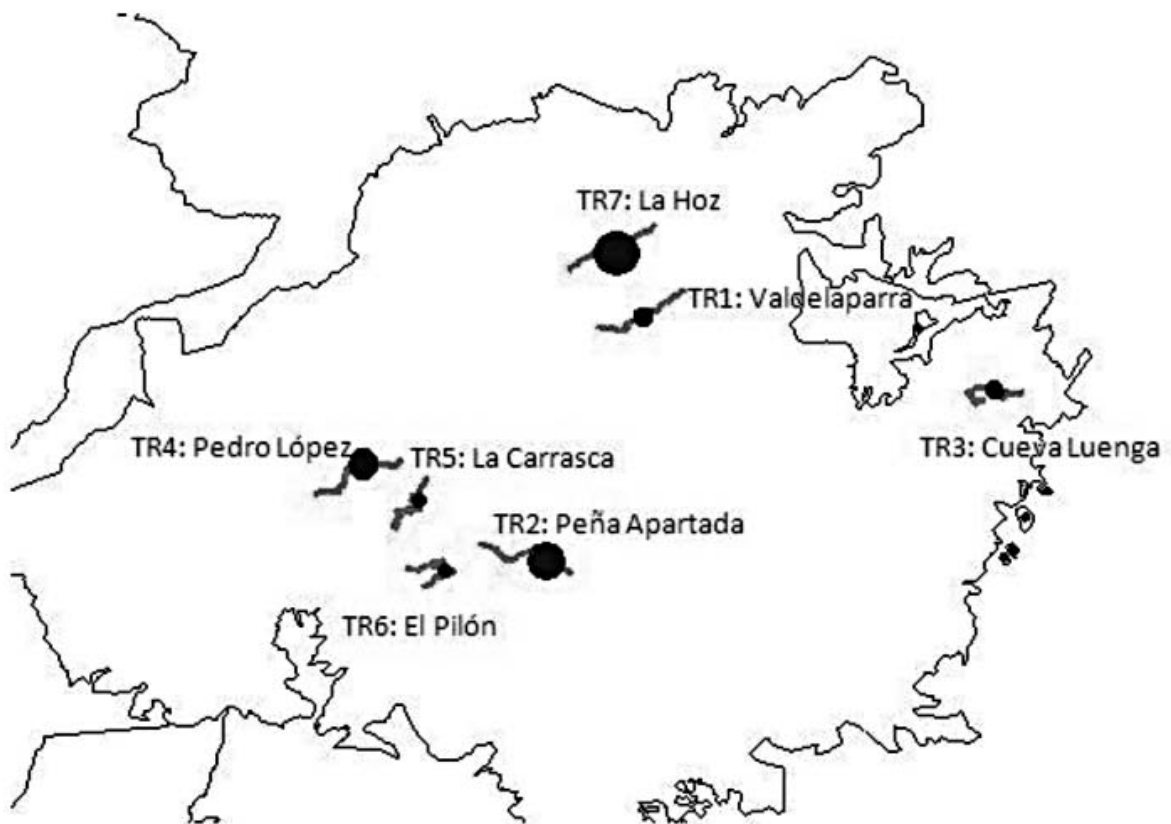
Gráfica 1. Variación estacional para las frecuencias de aparición de cada ítem.



Gráfica 2. Porcentaje de peso en seco encontrado de cada recurso para la estación de otoño.



Gráfica 3. Porcentaje de peso en seco encontrado de cada recurso para la estación de primavera.



Mapa 2. Distribución espacial de la garduña dentro del Parque Regional de Sierra Espuña. El diámetro de cada punto representa la mayor o menor abundancia de la especie en cada transecto.



## Avistamiento de cetáceos en la Región de Murcia

CANALES CÁCERES, R.M.<sup>1</sup>; MÉNDEZ CAMPUZANO, A.<sup>1</sup>; GIMÉNEZ CASALDUERO, F.<sup>2</sup>;  
MENGUAL MOLINA, R. M.<sup>3</sup>; y FERNÁNDEZ HERNÁNDEZ, E.<sup>4</sup>.

<sup>1</sup>Cetáceos y Navegación S.L. C/Concha Candau, 2, bajo. C.P. 30860 Puerto de Mazarrón, Murcia. Spain.  
rosa@cetaceosynavegacion.com

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Unidad de Biología Marina. Universidad de Alicante.  
Ap. C. 99. 03080. Alicante. Spain

<sup>3</sup>Bio Fuel system C/ Sevilla 10, bajo. 03690. San Vicente del Raspeig. Alicante. Spain.

<sup>4</sup>Clínica Veterinaria Mundo Animal: C/Hoyo 31. 29620. Torremolinos. Málaga. Spain.

### Resumen

En las aguas del golfo de Mazarrón se realizaron campañas para avistar cetáceos durante los años 1998, 1999, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008 a bordo de la goleta M/S Karyam, perteneciente a la empresa "Cetáceos y Navegación S.L.". En todas las campañas de avistamiento las especies objetivo fueron las siguientes: Delfín mular (*Tursiops truncatus*), delfín listado, (*Stenella coeruleoalba*), delfín común (*Delphinus delphis*), calderón común (*Globicephala melas*), calderón gris (*Grampus griseus*), cachalote (*Physeter macrocephalus*), rorcual común (*Balaenoptera physalus*). Durante el periodo de muestreo se han realizado un total de 819 avistamientos con una estima aproximada de 21387 cetáceos, sin contar las salidas de avistamiento que aún se pueden hacer de octubre a diciembre del presente año. En los años comprendidos entre 2004 y 2008 las salidas de avistamientos exceden de las 100, repartidas entre los meses de marzo y diciembre, siendo la mayoría en los meses correspondientes a la estación de verano. En los años 1998 y 1999 se realizaron 31 y 67 días de campaña respectivamente, distribuidos prácticamente a lo largo de todo el año. Aún así se tienen en cuenta para establecer comparativas con años posteriores, ya que la diferencia en la abundancia de las especies avistadas es bastante notable.

Con la información procedente de estas jornadas de avistamiento se realiza actualmente una caracterización de los cetáceos de las aguas de la Región de Murcia, en la que se detallan las características de cada una de las especies avistadas, una comparativa por años del número de individuos avistado por jornada, cantidad de grupos avistados por año, diversidad de especies por época del año y número de avistamiento por salida.

**Palabras clave:** cetáceos, avistamiento, golfo de Mazarrón.

### Abstract

In waters of the gulf of Mazarrón campaigns were realised to sight cetaceans during years 1998, 1999, 2004, 2005, 2006, 2007 and 2008 on board M/S Karyam, pertaining to the company "Cetáceos y Navegación S.L." In all the campaigns of sighting the species objective were the following: *Tursiops truncatus*, *Stenella coeruleoalba*, *Delphinus delphis*, *Globicephala melas*, *Grampus griseus*, *Physeter macrocephalus* and *Balaenoptera physalus*. During the period of sampling a total of 819 sightings with an approximated esteem of 21387 Cetaceans has been realised. The annual excursions vary between 31 in 1998 to more than 100 in the years between 2004 and 2008 distributed throughout all the year. With that information a characterization of the cetaceans of waters of the Region of Murcia is realised at the moment.

**Key words:** cetáceos, avistamiento, Golfo de Mazarrón.

### 1. Introducción

El litoral de la Región de Murcia presenta unas características geomorfológicas particulares. Con una de las plataformas continentales más estrechas de todo el Mediterráneo occidental, y la presencia de importantes cañones submarinos próximos a costa. Dichos cañones parten de la estrecha plataforma hacia las llanuras abisales hasta más de 2500 metros de profundidad, induciendo afloramientos de aguas de capas profundas, ricas en nutrientes, que fertilizan la capa eufótica y permiten aumento en la biomasa de plancton, proliferación de peces, cefalópodos, aves marinas, tortugas y cetáceos, por lo que las aguas superficiales circundantes son áreas idóneas para la observación de estos mamíferos

marinos. La proximidad a costa en el golfo de Mazarrón y como consecuencia la accesibilidad de esta zona, permite realizar actividades de avistamiento y seguimiento de las poblaciones de cetáceos.

El avistamiento de cetáceos o “*Whale-watching*” es una actividad en auge a lo largo de todos los mares del planeta, esta actividad permite al usuario un acercamiento a los cetáceos en su hábitat natural. De manera general, el avistamiento de cetáceos es relativamente reciente, comenzó como una actividad económica en 1995 en las costas del sur de California. En los siguientes 20 años, la actividad sufrió un leve incremento de forma gradual hasta mediados de los 80’s donde comienza una importante expansión. (Miller, 1993; Hoyt, 2001). El ecoturismo relacionado con el mar puede beneficiar la conservación de los hábitats incrementando una concienciación en los usuarios y en el público en general (Duffus and Deardon 1990). Hasta 1998 los cetáceos de las aguas del litoral de Murcia eran solo conocidos por los pescadores que faenaban en sus costas. Es a partir de este año cuando comienzan a realizarse salidas turísticas para el avistamiento de estos animales marinos. Ya en estas primeras incursiones se produce la primera recogida de datos, aunque se limitan a anotaciones sobre posiciones y especies avistadas. Es a partir del año 1999, cuando la Sociedad Española de Cetáceos (SEC), a través del proyecto LIFE Naturaleza de la Comisión Europea “Conservación de cetáceos y tortugas marinas en Murcia y Andalucía”, cuando comienza el interés por el estudio de los cetáceos en esta parte del Mediterráneo, hasta este momento el desconocimiento sobre las poblaciones de cetáceos de la zona era casi total. Por otra parte, en 1998 empieza a gestarse la empresa de Cetáceos y Navegación S.L., de mano de Antonio Méndez Campuzano. Los avistamientos de cetáceos se llevaban a cabo en una embarcación de fibra (“Mome”), la cual realizaba salidas diarias. A partir del año 2003 la limitación de un área restringida es subsanada con la adquisición de la goleta “Karyam”, que permite hacer singladuras más largas y más alejadas, con la puesta en marcha de rutas de hasta 7 días, haciendo recorridos que van desde cabo de Palos hasta cabo de Gata.

El presente trabajo muestra la caracterización preliminar de los poblamientos de cetáceos del litoral de la Región de Murcia a partir del análisis de la información obtenida en las salidas de avistamientos de cetáceos realizadas por las embarcaciones de la empresa de ecoturismo Cetaceos y Navegación, desde el año 1988.

## 2. Material y Métodos

La zona de estudio abarca desde las proximidades de Cabo de Gata hasta el Cabo de Palos, variando en intensidad y amplitud a lo largo de los años. Desde el comienzo de la actividad en el año 1988 hasta el 2003, los avistamientos de cetáceos eran realizados en la embarcación “Mome”. Las salidas de avistamiento eran de un solo día, realizándose dos rutas diarias, una por la mañana y otra por la tarde hasta el anochecer, aunque el área prospectada es un tanto reducida, limitándose en la mayoría de los casos al golfo de Mazarrón. El pasaje estaba constituido básicamente por turistas interesados en el avistamiento de cetáceos y, en gran parte, estudiantes voluntarios procedentes de la Universidad de Alicante. A partir del año 2003 la limitación de un área restringida es subsanada con la goleta “Karyam”, que, asentando ya definitivamente a la empresa de avistamiento, permite hacer singladuras más largas y más alejadas, con la puesta en marcha de rutas de hasta 7 días, haciendo recorridos que van desde cabo de Palos hasta cabo de Gata. Al igual que en años anteriores, el pasaje es variado, pudiendo ser de rutas enfocadas al turismo de avistamiento de cetáceos, cursos de biología, voluntariados, buceo, etc. En todas las rutas se llevan a cabo avistamientos y su respectiva toma de datos. En la actualidad, las salidas se siguen realizando, consiguiendo cada año más de 100 salidas de avistamiento y una cantidad relevante de información sobre distribución y comportamiento de los cetáceos del golfo de Vera y, en especial, de la bahía de Mazarrón (Figura 7).

Se cuenta con los datos obtenidos en las salidas de avistamiento realizadas en los años 1998, 1999, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008. Si bien las salidas realizadas los dos primeros años fueron de unas pocas horas y las realizadas a partir de 2004 son hasta de 7 días de navegación, los datos se han estandarizado con el fin de hacerlos comparables. Los avistamientos se realizan desde barco. Los tripulantes y participantes en la actividad realizan guardias de avistamiento, en dichas guardias siempre participa uno de los tripulantes con experiencia, acompañado de avistadores voluntarios. Tras cada avistamiento se lleva a cabo la toma de datos y se realizan fotografías de los grupos de animales. Los datos anotados de manera sistemática hacen referencia a la especie avistada, posicionamiento, estado del mar, comportamiento de los individuos y del grupo y estructura grupal.

## 3. Resultados

Desde 1998 se han realizado 543 avistamientos de cetáceos. La distribución de las salidas de avistamiento ha variado a lo largo de los años y en los distintos meses del año (Figura 1 y 2). Se observa una notable diferencia en cuanto al número de individuos avistados en cada estación del año (Figura 3). En los meses correspondientes a las estaciones de primavera y verano son claramente superiores a los meses de otoño e invierno. Aunque no podemos realizar una estima del número total de individuos de cada especie en esta zona, debido entre otras cosas a que no se han analizado los reencuentros de las

mismos individuos a lo largo del tiempo, se puede realizar una aproximación sobre el número de individuos avistados a lo largo de estos años y una comparativa de la abundancia relativa (figura 4). La especie más abundante corresponde al delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) con más de 17.000 individuos avistados, mientras que el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) es la especie más rara en las aguas del golfo de Mazarrón, con sólo 11 individuos avistados durante todo el periodo de muestreo. El delfín listado es, a su vez, la especie con mayor probabilidad de encuentro en las salidas de avistamiento, en torno a un 40,8% de probabilidades, seguida del calderón común (*Globicephala melas*) con un 28,2 %, el delfín común (*Delphinus delphis*) con un 12,5%, el calderón gris (*Grampus griseus*) con un 10,6%, el delfín mular (*Tursiops truncatus*) con un 9,1%, el cachalote (*Physeter macrocephalus*) con un 2,2% y el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) con apenas un 1%.

Con respecto a los resultados obtenidos sobre los grupos de individuos de cada especie avistados por día (figura 5). Existen importantes variaciones dependiendo de la especie, Las especies con grupos más numerosos son el delfín común (*Delphinus delphis*) y el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), con grupos que rondan los 60 y 70 individuos respectivamente. Mientras el Calderón común y el Delfín Mular presentan grupos de entre 15 y 20. Los cachalotes y rorcuales suelen ser avistamientos de un solo individuo en los avistamientos que hemos realizado, aunque en ocasiones hemos llegado a ver grupos de 6 cachalotes y parejas de rorcuales.

Al analizar los valores medios de individuos avistados al día para cada una de las especies, podemos observar algunas tendencias estacionales. En el caso del delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), figura 6, se puede apreciar que no hay una estacionalidad de la especie en esta zona, puede ser avistada en cualquier época del año. Si bien quedaría por determinar si se trata de los mismos individuos durante todo el año o son grupos distintos. En el caso del delfín común (*Delphinus delphis*) se observa una tendencia similar a la del delfín listado, salvo por los escasos avistamientos en los meses de invierno. Como es una especie que no tiene una alta probabilidad de avistamiento, no podemos concluir que no esté por la zona en esa estación del año. El delfín mular (*Tursiops truncatus*) es una especie presente durante todo el año, si bien se puede apreciar un ligero aumento en el número de individuos en los meses de primavera y verano, cuando tiene lugar la mayor presencia de crías. Tanto el calderón común (*Globicephala melas*) como el calderón gris (*Grampus griseus*) se encuentran en la zona todo el año, aunque en el caso del calderón común se ve claramente un aumento en el número de individuos en verano. Esto es debido a la reunión de familias que se unen en los meses estivales para la reproducción y crías, viendo que los grupos que antes eran de 8-12 en verano pueden ser de 25-200. La mayoría de cachalotes (*Physeter macrocephalus*) avistados fueron encontrados en los meses de primavera, estando de paso en nuestras aguas. Se tienen pocos datos acerca del rorcual común (*Balaenoptera physalus*), calificando sus avistamientos de prácticamente anecdóticos, aunque se sabe por información facilitada por los pescadores locales que existen más avistamientos de los que han sido registrado en el presente trabajo.

Todos estos datos recopilados, junto con los que seguimos tomando en la actualidad, servirán para conocer mejor el estatus de las especies de cetáceos de las aguas de esta zona del Mediterráneo y poder obtener más información acerca de su distribución, comportamiento, tamaño de las poblaciones, interacciones con los usuarios de la zona y otros datos de carácter biológico.

#### 4. Discusión

La distribución de las salidas de avistamiento no ha sido homogénea a lo largo de los años ni en los distintos meses del año. Esto es debido, en gran medida, a la falta de presupuesto inicial para llevar a cabo las campañas. La variabilidad estacional en el número de salidas (ver *fig.1*) está relacionada con las condiciones meteorológicas y climatológicas. Se reducen los embarques en gran parte del invierno (por el frío y también por la puesta a punto de la embarcación) y en meses de primavera y otoño son frecuentes la presencia de marejadas y vientos que son desfavorables a la hora de salir al mar. Esto determina en parte los resultados brutos obtenidos, que podrían explicar en parte las grandes diferencias interanuales en los avistamientos. Por otra parte, aunque el incremento en los avistamientos en los meses de primavera y verano es debido al aumento del esfuerzo de avistamiento (más horas de navegación, más horas de guardias, mar más favorable, más horas de luz...) también hay que tener en cuenta el aumento en los individuos que componen cada uno de los grupos avistados. Es en estos meses cuando se observan los grupos más numerosos de delfines y calderones, ya que son los meses de reproducción y cría. En cuanto a los grupos de individuos de cada especie avistados por día, los resultados obtenidos en el presente trabajo difieren de los encontrados en manuales de identificación de cetáceos y bibliografía relacionada. Estos datos no demuestran una variación en el número que conforman los individuos de cada especie, sino que muestra las peculiaridades de los grupos de cetáceos en esta región del Mediterráneo. Las especies que más difieren de la bibliografía son las referentes a los delfines de aguas más profundas, el delfín común (*Delphinus delphis*) y el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), con grupos que rondan los 60 y 70 individuos respectivamente. Esto es debido a una elevada mortalidad de individuos que tuvo lugar en los años 2006 y 2007, presumiblemente a causa de un *morbillivirus* sp (similar al que produce el moquillo en los perros) que aumentó el número de varamientos en la zona y redujo el tamaño de los grupos de

delfines. Durante estos años los grupos de delfines oscilaron entre los 2 y los 20 individuos. Los cachalotes y rorcuales, no solo deben considerarse raros en esta agua, debido al bajo número de individuos avistados, sino que presenta un comportamiento solitario.

Las especies que frecuentan las aguas del golfo de Vera son 6 especies de odontocetos y 1 de misticetos. De las 6 especies de odontocetos 5 pertenecen a la familia *Delphinidae*, perteneciendo la especie restante a la familia *Physeteridae* (el cachalote). A modo de síntesis realizamos el siguiente análisis por especie:

**Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*, Meyen 1833):** Frecuente en las aguas murcianas. Se le puede reconocer por las 3 listas negras en los lados del cuerpo, la más notoria se extiende del ojo hasta casi el ano del animal. Forma grupos de 1 a 1000 individuos. Es una especie de interés especial en el Mediterráneo.

**Delfín común (*Delphinus delphis*, Linnaeus 1758):** muy similar en tamaño al delfín listado. Se diferencia de éste por la coloración de la zona anterior de su costado, que suele ser de un amarillo muy llamativa y por un dibujo en forma de “v” debajo de la dorsal. Tiene un hocico claramente más alargado que el delfín listado. Forma grupos de 1 a 500 individuos. Se trata de una especie vulnerable en el Mediterráneo español.

**Delfín mular (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821):** hasta 4 m de longitud, de coloración gris oscura con una aleta dorsal en forma de hoz. Suele formar grupos pequeños de entre 1 y 15 individuos, pero en ocasiones pueden reunirse hasta 500 ejemplares. De hábitos costeros. Es una especie vulnerable en el Mediterráneo español.

**Calderón común (*Globicephala melas*, Trail 1809):** cuerpo robusto de color negro azabache, con un melón prominente y apenas sin pico. Dibujo en la zona ventral en forma de ancla de color blanco. Su aleta dorsal es grande y se puede ver a cierta distancia. Su tamaño ronda los 4-7 m de longitud y un peso de 1,8-3,5 toneladas. Forman grupos familiares de entre 8-15 individuos, pero en ocasiones varias familias se reúnen en una misma zona dando lugar a grupos de más de 200 individuos. Está considerada como especie de especial interés en el Mediterráneo español.

**Calderón gris (*Grampus griseus*, Cuvier 1812):** coloración grisácea en individuos jóvenes que se va tornando blanca debido a los múltiples arañazos y cicatrices. Son animales de unos 2,5-4 m y unos 650 kg de peso. Su aleta dorsal es alargada y tiene forma de hoz. Su cabeza es redondeada (aunque menos globosa que la del calderón común). Está catalogada como especie de especial interés.

**Cachalote (*Physeter macrocephalus*, Linnaeus 1758):** Especie de entre 12-18 m de longitud y unas 20-50 toneladas de peso. Tiene una característica cabeza rectangular que puede llegar a ser un tercio de la longitud del animal. La aleta dorsal apenas se distingue del resto de protuberancias que van hasta la aleta caudal. El espiráculo se localiza en el lateral izquierdo de la cabeza, lo que provoca que su soplo se aprecie inclinado unos 45°. No suele formar grandes grupos, aunque a veces se avistan grupos de más de 6 individuos. Se trata de una especie vulnerable.

**Rorcual común (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus 1758):** ballena que puede medir 22-25 m de longitud, lo que la convierte en el segundo animal más grande del mundo. Pesa unas 75-80 toneladas. Se caracteriza por una coloración grisácea en el dorso y blanca en la zona ventral, aunque lo más llamativo es la pigmentación asimétrica de su cabeza, siendo el lado derecho de color blanco y el izquierdo de un color más oscuro. Su aleta dorsal, situada en una posición muy retrasada, se caracteriza por su forma de media luna y su pequeño tamaño en relación al cuerpo del animal (unos 70 cm de altura). Es una especie vulnerable en esta zona del Mediterráneo.

## 6. Bibliografía

- KIEFNER, R. (2002). Guía de cetáceos del mundo. *Grupo editorial M&G Difusión*. Elche.
- SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CETÁCEOS. (2007). Todos por la mar. *Organismo autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid.
- BORRELL, A; AGUILAR, A; FORCADA, J; M.FERNÁNDEZ, F.J. AZNAR & J.A. RAGA. “Varamiento de cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el período 1989-1992”. Inédito.
- DUFFUS, D.A. y DEARDON. P. (1990). “Non consumptive wildlife oriented recreation: a conceptual framework”. *Biological Conservation* 53:213-231.
- HOYT, E. 2001. “Whale watching (2001)- worldwide tourism, numbers, expenditures and expanding socioeconomic benefits”. In: *IFAW, Special Report (IFAW, ed)*. Crowsborough, Sussex UK.157pp.
- MARTÍNEZ-CEDEIRA, J; COVELO, P; BARREIRO, A; TORRES, J.M.; CONDE, P; OTERO, P; PIERCE, G.J. Y SANTOS, M.B. (2003) “Avistamientos de cetáceos desde barcos de pesca en aguas de Galicia”. *Galemys 15 (nº especial)*.
- MILLER, M.L. (1993). “The rise of coastal marine tourism”. *Ocean and coastal management* 20:181-199.

Figura 1: Número de salidas de avistamiento de cetáceos realizadas durante el periodo 1998/2008

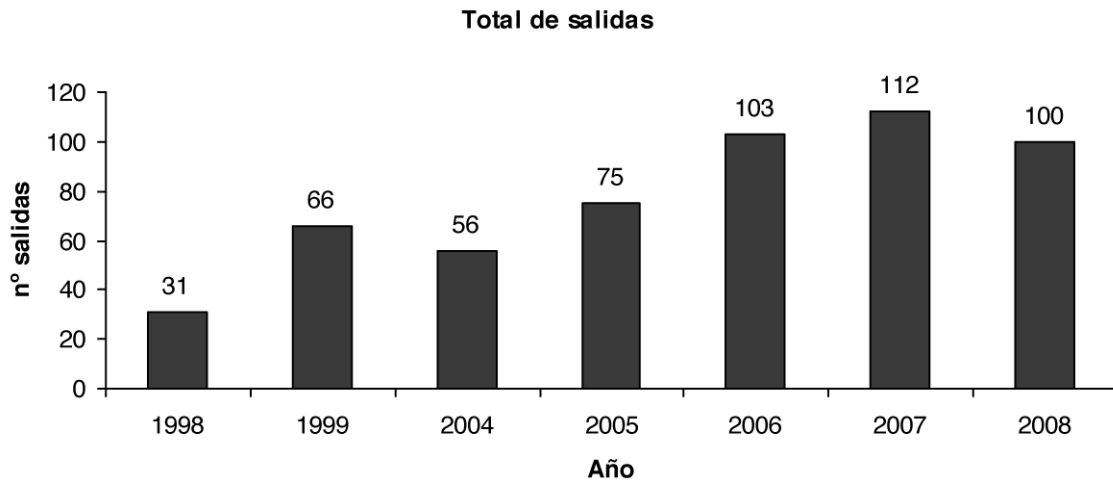


Figura 2: Número de salidas realizadas cada año de estudio por época del año.

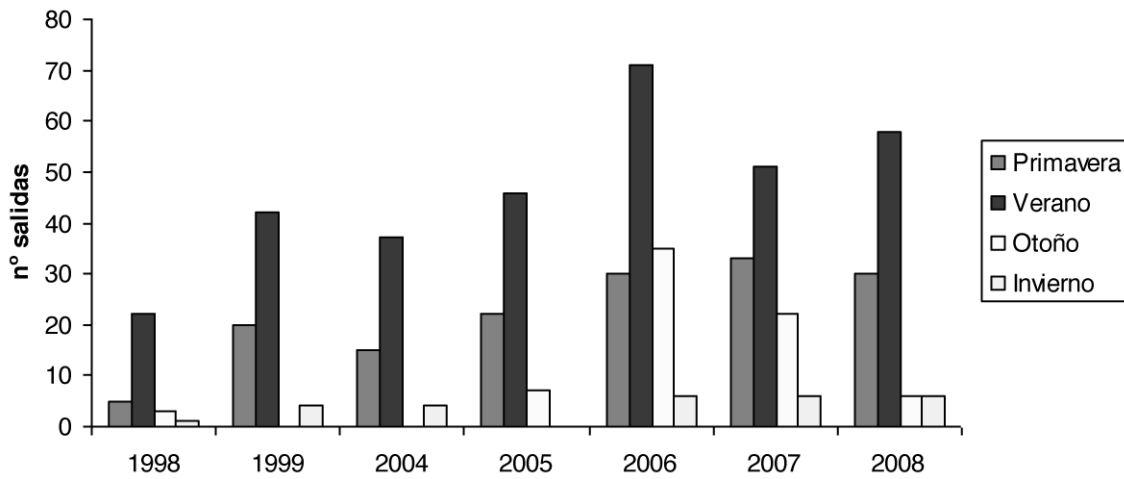


Figura 3: Número total de individuos por estación cada año de estudio

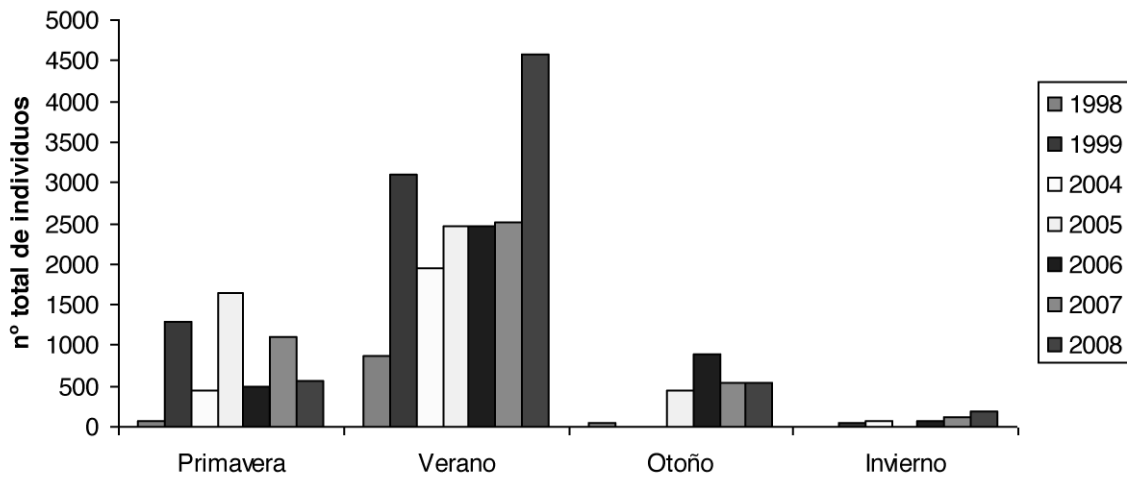


Figura. 4: Número total de individuos avistados por especie; DL: Delfín Listado; DC: Delfín común; DM: Delfín Mular; CC: Calderón común; CG: Calderón gris; Cach: Cachalote; Ror: Rorcual común

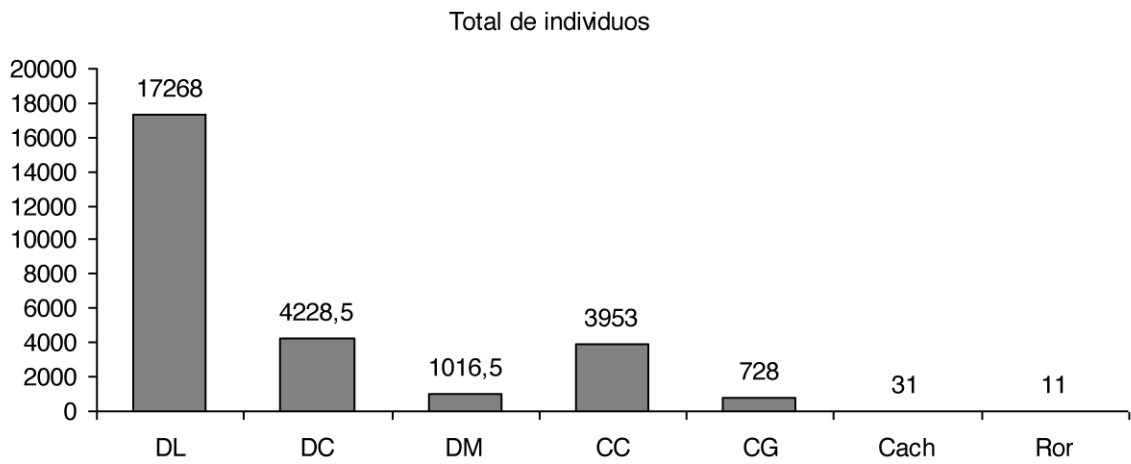


Fig. 5. Media del total de individuos avistados por día; DL: Delfín Listado; DC: Delfín común; DM: Delfín Mular; CC: Calderón común; CG: Calderón gris; Cach: Cachalote; Ror: Rorcual común

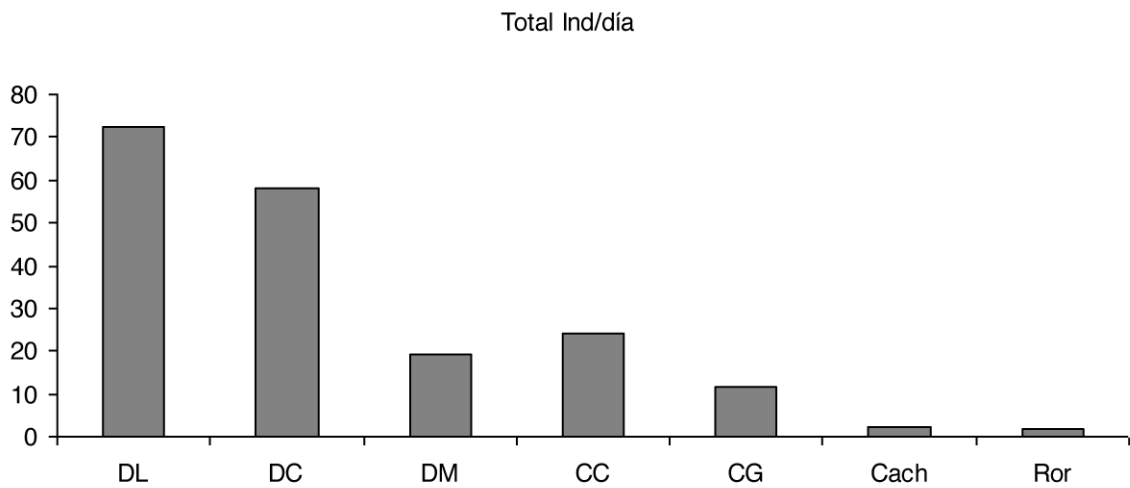


Figura 6: Individuos avistados por día según la especie:

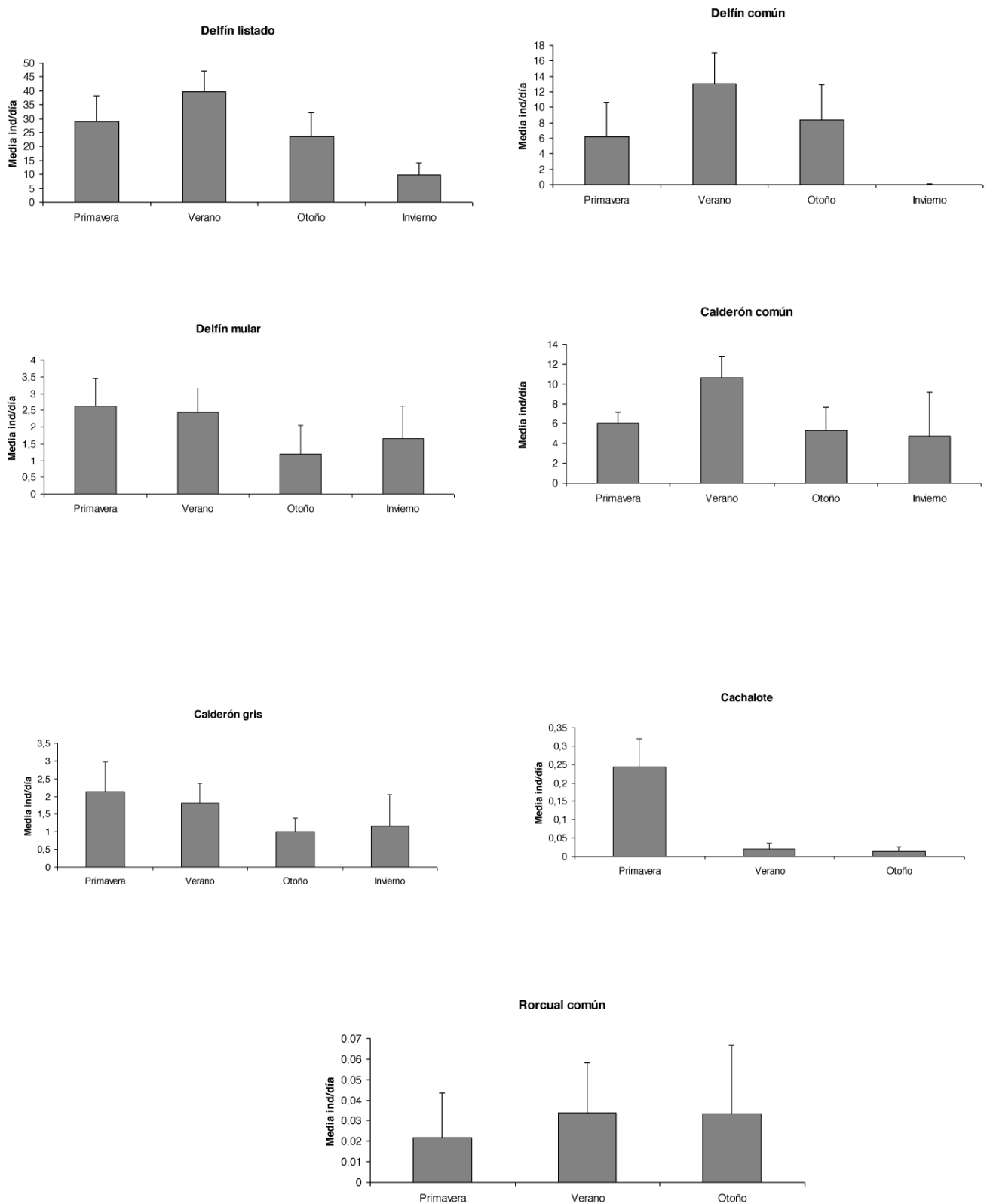


Figura 7: Imagen del golfo de Mazarrón



# Estructura y distribución de la comunidad de aves acuáticas en el Mar Menor y su relación con los gradientes ambientales existentes

FARINÓS CELDRÁN, P.<sup>1</sup> y ROBLEDANO AYMERICH, F.<sup>1</sup>

Universidad de Murcia

e-mail for corresponding autor: [pfarinos@um.es](mailto:pfarinos@um.es)

<sup>1</sup>Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología  
E-30100 Espinardo (Murcia, Spain)

## Resumen

Desde el año 2006 al 2008, se ha analizado la variación espaciotemporal de la estructura y composición de la fracción de la comunidad de aves acuáticas del Mar Menor (SE España) que explota y se distribuye por el centro lagunar, a distintos niveles de organización, y en relación con los gradientes ambientales existentes. Se evalúa el papel de ciertas especies como indicadores frente al grado de perturbación humana y el estado trófico de las aguas. Entre los principales resultados obtenidos, destaca la existencia de gradientes de diversidad y abundancia opuestos entre sí y asociados al gradiente marino-continental, favoreciendo la influencia mediterránea a la diversidad de aves y la influencia continental a la abundancia total. Asimismo, se ha observado que zonas con elevadas cargas de nutrientes y bajo hidrodinamismo limitan la diversidad de especies, viéndose ésta favorecida en zonas más abiertas y de estado trófico más moderado. *Larus ridibundus* y *Mergus serrator* muestran una respuesta negativa al cambio trófico. *Podiceps cristatus* se erige como el mejor indicador potencial de niveles intermedios de eutrofia.

**Palabras clave:** bioindicador, laguna costera, aves acuáticas, eutrofización, *Podiceps*

## Summary

From 2006 to 2008, we analyzed the spatiotemporal variation of the structure and composition of the fraction of the waterbird community of the Mar Menor lagoon (SE Spain) that ranges and exploits the centre of the water mass, at different levels of organization, and in relation to existing environmental gradients. We assessed the role of certain species as indicators of human disturbance and trophic status of water. Among the main results, we highlight the existence of opposite gradients of diversity and abundance associated with a marine-continent gradient, with Mediterranean influence favouring species diversity and continental influences total waterbird abundance. It has also been observed that areas with high nutrient loads and low hydrodynamics limit the diversity of species, favoured in more open areas of moderate trophic status. *Larus ridibundus* and *Mergus serrator* show a negative response to trophic change. *Podiceps cristatus* stands out as the best indicator of intermediate levels of eutrophication.

**Key-words:** bioindicator, coastal lagoon, waterbirds, eutrophication, *Podiceps*

## 1. Introducción

Las lagunas costeras son sistemas dinámicos y abiertos en continuo intercambio de materia y energía con los sistemas adyacentes. La convergencia de influencias naturales y antropogénicas es un factor explicativo de su heterogeneidad ambiental, biodiversidad y productividad (Tamisier & Boudouresque, 1994). Entre los múltiples impactos de la actividad humana, destacan la expansión urbanística y la intensificación agrícola, con la consiguiente sobreexplotación de sus recursos y el vertido de residuos y efluentes perjudiciales (Essink, 2003; Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2006; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007)

En la laguna costera del Mar Menor (SE España), se viene monitorizando durante los últimos años la variación en la composición y estructura de su comunidad de aves en respuesta al cambio trófico de las aguas (Martínez Fernández *et al.*, 2005; Pagán & Robledano, 2006; Robledano *et al.*, 2008). Este papel bioindicador ha sido analizado y discutido por numerosos investigadores (Peakall & Boyd, 1987; Rutschke, 1987; Adamus, 1996; Green & Figuerola, 2003; Gregory *et al.* 2005; Rönkä *et al.* 2005). En lo referente a los fenómenos de eutrofización, aunque diversos autores han observado una respuesta de las poblaciones de aves acuáticas a procesos de cambio trófico (Belanger & Couture, 1988; Raffaelli,

1999), su uso como indicadores biológicos ha sido cuestionado por la falta de una respuesta directa medible a dicho cambio u otras variables limnológicas (Green & Figuerola, 2003). No obstante, el seguimiento de las poblaciones de aves acuáticas, al menos a escala de sistema (Adamus, 1996), puede servir de alerta temprana sobre la salud ambiental del mismo, en especial en relación con el estatus trófico de las aguas (Martínez *et al.*, 2005). Es más, en este tipo de ecosistemas, y a partir de la Convención Ramsar de 1971, las poblaciones de aves acuáticas han servido como criterio a la hora de establecer prioridades de conservación. Por tanto, en el Mar Menor (Humedal Ramsar desde 1994) resulta imperativo desarrollar metodologías de seguimiento y análisis de la comunidad de aves acuáticas, que permitan modelizar e interpretar su respuesta, como indicadores del estado ecológico del sistema. Por tanto, los objetivos del presente trabajo son [1] analizar la distribución espaciotemporal de la abundancia y diversidad de aves acuáticas a lo largo del ciclo anual, [2] identificar e interpretar los principales gradientes biológicos y ambientales que caracterizan a la laguna e [3] identificar las especies indicadoras por su respuesta a la heterogeneidad del centro lagunar generada por distintos factores (hidrográficos, estructurales, tróficos, presión antrópica).

## 2. Metodología

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina situada al sureste de España, de elevada biodiversidad y singularidad paisajística. En general, tiene un comportamiento sedimentario y de cubeta concentradora, a la que vierten numerosas ramblas responsables de la mayoría de procesos contaminantes. Entre octubre de 2006 y marzo de 2008, se censaron mensualmente en barco 20 estaciones de muestreo distribuidas según una zonificación estandarizada basada en el grado de confinamiento y la productividad del sistema (Pérez Ruzafa *et al.* 2005) que dividía la masa lagunar en 5 zonas (Figura 1). Se registraba la abundancia de cada especie en un radio de 500 m alrededor del barco, realizando posteriormente un transecto con una doble banda de conteo de 500 m, a una velocidad de 2,5 nudos. Para generar los mapas de distribución (mediante SURFER 8.0), la abundancia fue transformada en densidad (individuos/Ha). De la misma forma que Ysebaert *et al.* (2000) se han eliminado especies que sólo aparecen una vez. Las curvas de *k*-dominancia fueron obtenidas mediante R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006). Para el tratamiento de datos mediante análisis de ordenación, se calculó la media de la abundancia mensual invernal para cada zona y gremio de aves, y se transformaron los datos a  $\log(x+1)$ . Mediante el paquete PRIMER 6 se realizaron análisis SIMPER, para detectar qué especies eran características de cada grupo de casos en base a dos factores (cubeta y zona), y MDS (Multi-Dimensional Scaling), para analizar el grado de similaridad en la estructura de la comunidad entre áreas para distintos factores de clasificación.

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Variación espaciotemporal de la diversidad alfa y de la *k*-dominancia

A diferencia de la diversidad alfa, que integra la proporción relativa de todas las especies, la *k*-dominancia (o diversidad numérica) expresa la diversidad en función de las especies más abundantes (pocas especies muy dominantes -alta *k*-dominancia- frente a muchas especies poco dominantes -alta diversidad numérica-). Haciendo una interpretación conjunta de las figuras 2, 3 y 4, la zona sureste (Z4 y Z5) ostenta la mayor diversidad general en invierno, con máximos para Z5 y la mayor homogeneidad intra e interestacional para Z4, pudiendo estar relacionado con la cercanía al Mediterráneo (potenciando la aparición de nuevas especies, y una mayor disponibilidad general de recursos). Por otro lado, la zona noreste (Z4 y Z1) presenta la mayor diversidad general en verano (época de mayor perturbación humana en la laguna), en este sentido, la presencia de espacios protegidos (Salinas de San Pedro del Pinatar y Encañizadas) podría jugar un papel de refugio y alimentación, además de zona de paso en migración. En general, hay un descenso de diversidad alfa desde el invierno al verano. Se puede decir que existe un gradiente claro de diversidad asociado al gradiente marino-continental, aumentando con la cercanía al Mediterráneo.

### 3.2. Variación espaciotemporal de la abundancia y densidad

Se observa una mayor abundancia en otoño/invierno que en primavera/verano (figura 5), con la cubeta sur (Z5) ostentando los máximos de abundancia en la invernada, pero, al igual que sucede con la diversidad, hay una pérdida de abundancia hacia el verano. La zona más interior (Z2) presenta también una elevada abundancia invernal, pero su menor diversidad general y la mayor incidencia de procesos contaminantes en dicha área (mayor nivel de eutrofia) podría estar generando condiciones más limitantes para la presencia de especies especialistas, lo que explicaría la presencia de pocas especies generalistas, pero en elevada abundancia, como somormujos, cormoranes y láridos. De hecho, éstos son los gremios dominantes en invierno (figura 6), que se distribuirían por esa área (ribera suroeste). Además, teniendo en cuenta el gradiente de diversidad detectado, y observando el uso diferenciado que hacen de la masa de agua las distintas especies de dichos gremios (por ejemplo, los dos representantes de la familia *Podicipedidae*, figura 7) se podría concluir que la abundancia y diversidad invernales se ven favorecidas en zonas con niveles de productividad medios. Esto sería concordante con el hecho de que somormujo lavanco presente una tolerancia media a la eutrofización (Esteve *et al.*, en

prensa), ocupando zonas de influencia indirecta de vertidos (Z5), pero evitando zonas de descarga directa (Z2). Por otro lado, las mayores abundancias estivales se trasladan hacia las áreas más alejadas de la Manga (Z1, Z2 y Z3), posiblemente debido al aumento de la perturbación en esta zona.

Se puede concluir entonces, en la existencia de un gradiente de abundancia asociado a la latitud, aumentando hacia el sur en invierno, e invirtiéndose en verano. Así se pone de manifiesto la importancia de la zona sur para la diversidad y abundancia de la comunidad invernante, e *idem* para la cubeta norte en el verano.

### 3.3. Identificación de especies indicadoras en relación al grado de heterogeneidad lagunar

Este apartado se ha realizado únicamente para la comunidad invernante, ya que es más rica y abundante, y parece más sensible a los cambios tróficos (Esteve *et al.*, en prensa; Martínez *et al.* 2005; Robledano & Farinós, 2007). Se observa una gran homogeneidad en la distribución espacial (y su abundancia) de las especies en la laguna (figura 8). No obstante, existe una clara diferencia en la composición de la comunidad entre las dos cubetas (figura 9), acorde con los resultados anteriores. Por otro lado, no se observa una ordenación de las estaciones similar a la zonificación estandarizada sobre la que se realizaron los muestreos (figura 10), por tanto se ha realizado una nueva zonificación en base a un nivel de similaridad del 80-85% (figura 11), conformando zonas similares en cuanto al nivel de perturbación urbana y agrícola, así como a su ubicación con respecto al gradiente de confinamiento (figura 12). Entonces se pueden identificar especies características de cada nueva zona, como se aprecia en los resultados del análisis SIMPER (tabla 1). Entre estos, se pueden destacar las diferencias entre las zonas más confinadas (B y D, de influencia agrícola directa e indirecta respectivamente) debidas a la diferente contribución de *Podiceps nigricollis* y *P. cristatus* (característicos de B y D respectivamente). *Phalacrocorax carbo* explota con mucha mayor intensidad la zona E, donde se encuentran los únicos posaderos rocosos de la laguna, un recurso habitualmente limitante y atractivo para la especie por la seguridad que proporciona (Reymond & Zuchuat, 1995; Roycroft *et al.*, 2007). Destaca también para esta zona la presencia escasa, aunque totalmente restringida, de *Mergus serrator*. Por su parte, *Larus ridibundus* también muestra una preferencia estricta por la cubeta norte (más abierta y oligotrófica), por lo que parece depender en mayor medida de la influencia mediterránea que del aumento de productividad de origen continental, situándose junto a *M. serrator*, en la fracción de la comunidad que no parece responder positivamente al proceso de eutrofización.

En general, *P. cristatus* se afianza como especie representativa de dos gradientes: posicionada en el extremo positivo del gradiente de abundancia y característica de la cubeta sur, y como indicador de niveles medios de eutrofia, ocupando áreas de influencia indirecta de descargas de nutrientes. Aún existiendo críticas al uso de las aves como indicadores, basándose en tendencias numéricas (Morrison, 1986; Landres *et al.*, 1988), existe un interés manifiesto por convertir la información de los programas de seguimiento ornitológico en índices de salud ambiental o biodiversidad que aúnen significación ecológica, capacidad de comunicación y conexión con políticas de conservación. Por tanto, si bien estos resultados deben tratarse de forma preliminar, ya detectan respuestas claras por parte de determinadas especies.

## 4. Bibliografía

- ADAMUS P.R. (1996). Bioindicators for assessing ecological integrity of prairie wetlands. *EPA/600/R-96/082*. Corvallis, OR. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- ÁLVAREZ ROGEL, J.; JIMÉNEZ CÁRCELES, F. J. & EGEA NICOLÁS, C. (2006). Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): Relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 173: 21-38
- BELANGUER, L. & COUTURE, R. (1988). Use of man-made ponds by dabbling duck broods. *Journal of Wildlife Management*, 52: 718-723.
- ESSINK, K. (2003). Response of an estuarine ecosystem to reduced organic waste discharge. *Aquatic Ecology* 37: 65-76
- ESTEVE, M.A.; CARREÑO, M.F.; ROBLEDANO, F. & MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. (En prensa). Dynamics of coastal wetlands and land use changes in the watershed: implications for the biodiversity. In: *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*. E. Russo (Ed), Nova Science Publishers, Hauppauge New York.
- GREEN, A. J. y FIGUEROLA, J. (2003). Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. In: Paracuellos M. & Casas, J.J. (Coord.). Ecología, manejo y conservación de los humedales. *Instituto de Estudios Almerienses*, Almería (Spain).
- GREGORY, R.D.; VAN STRIEN, A.; VORISEK, P.; MEYLING, G.; NOBLE, D.G. FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 360: 269-288
- LANDRES, P.B.; VERNER, J. & THOMAS, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2(4): 316-

- MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, J.; ESTEVE SELMA, M.A.; ROBLDANO AYMERICH, F.; PARDO SÁEZ, M.T. & CARREÑO FRUCTUOSO, M.F. (2005). Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE, Spain). *Hydrobiologia* 550: 221-235
- MORRISON, M.L. (1986). Bird as indicators of environmental change. *R. J. Johnston (ed.), Current ornithology*, vol. 3: 429-451 Plenum, New York
- PAGÁN, I. & ROBLDANO, F. (2006). Waterbirds as indicators of agricultural intensification: local response to agricultural effluents in the Mar Menor Lagoon (Murcia, SE Spain). *24th Ornithological Congress 2006*, Hamburg.
- PEAKALL, D. B., BOYD, H. (1987). Birds as bio-indicators of environmental conditions. Chairmen's introducción. *ICBP Technical Production No. 6*
- PÉREZ RUZAFÁ, A. FERNÁNDEZ, A. I., MARCOS, C., GILABERT, J., QUISPE, J. I. & GARCÍA CHARTON, J.A. (2005). Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hidrobiología*, 550:11-27
- PÉREZ RUZAFÁ, A.; MARCOS, C.; PÉREZ-RUZAFÁ, I. M.; BARCALA, E. HEGAZI, M.I. & QUISPE, J. (2007). Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarin, Coastal and Shelf Science* 75: 175-188
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2006). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAFFAELLI, D. (1999). Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web. *Acta Oecologica*, 20 (4): 449-461.
- REYMOND, A. & ZUCHUAT, O. (1995). Perch fidelity of Cormorants *Phalacrocorax carbo* outside the breeding season. *Ardea*, 83(1): 281-284.
- ROBLDANO, F. & FARINÓS CELDRÁN, P. (2007). Development of indexes of biotic integrity based on waterbirds in mediterranean wetlands. *Waterbird Society Barcelona 2007* (póster).
- ROBLDANO AYMERICH, F.; PAGÁN ABELLÁN, I. & CALVO SENDÍN, J.F. (2008). Waterbirds and nutrient enrichment in Mar Menor lagoon, a shallow coastal lake in southeast Spain. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 13: 37-49
- ROYCROFT, D., KELLY, T. C. & LEWIS, L. J. (2007). Behavioural interactions of seabirds with suspended mussel longlines. *Aquacult. Int.*, 15: 25-36.
- RÖNKÄ, M.T.H.; SAARI, C.L.V.; LEHIKONEN, E.A.; SUOMELA, J. & HÄKKILÄ, K. (2005). Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici*, 42: 587-602.
- RUTSCHKE, E. (1987). Waterfowl as bio-indicators. *ICBP Technical Production No. 6*
- TAMISIER, A. y BOUDURESQUE, C. (1994). Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow at Ichkeul Lake, Tunisia. *Hydrobiologia*, 279-280 (1): 149-156.
- VELASCO, J.; LLORET, A.; MILLÁN, A.; MARÍN, A.; BARAHONA, J.; ABELLÁN, P. & SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. (2006). Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air, and Soil Pollution* 176: 37-56
- YSEBAERT, T.; MEININGER, P.L.; MEIRE, P.; DEVOS, K.; BERREVOETS, C.M.; STRUCCKER, R.C.W. & KUIJKEN, E. (2000). Waterbirds communities along the estuarine salinity gradient of the Schelde estuary, NW-Europe. *Biodiversity and Conservation* 9: 1275-1296

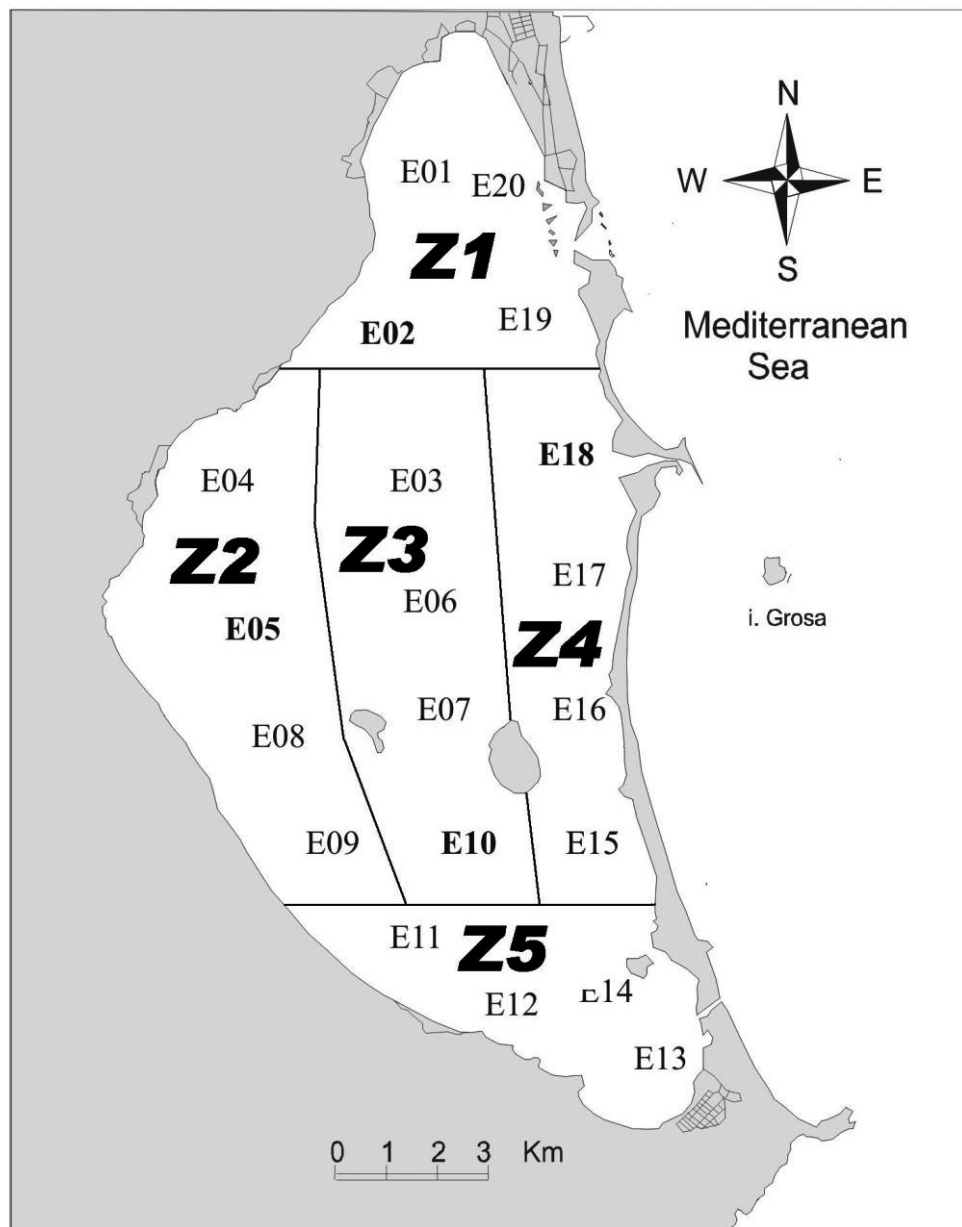


Figura 1. Distribución de las estaciones de muestreo en la laguna del Mar Menor. Se muestran las 20 estaciones, y las 5 zonas que resultan de la agrupación de las mismas.

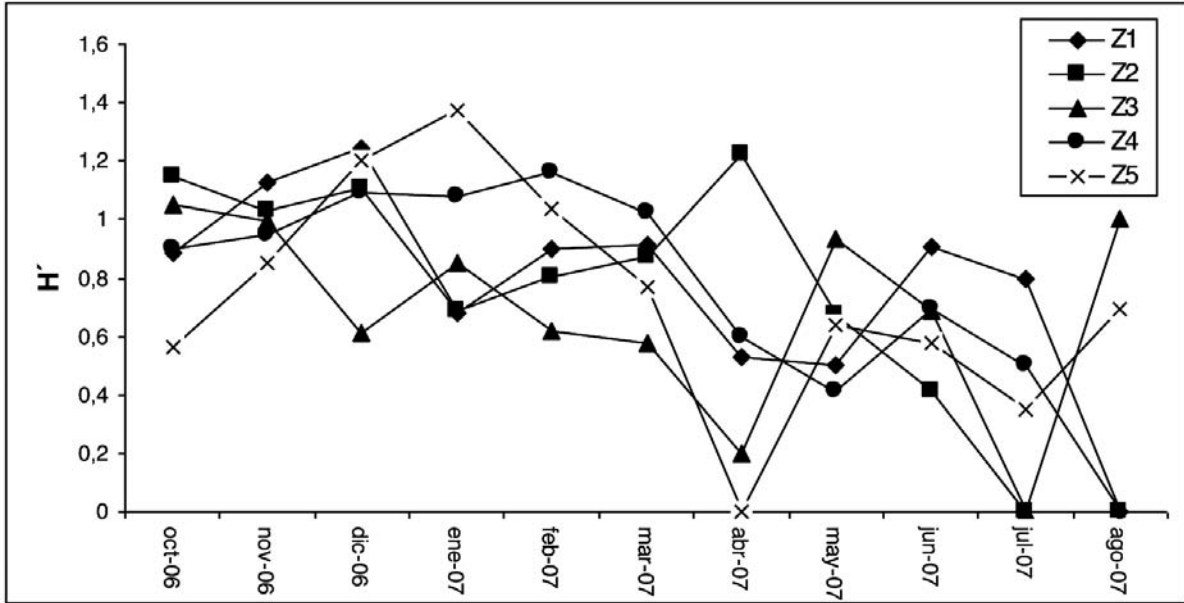


Figura 2: Variación de la diversidad de Shannon-Wiener en cada zona, a lo largo del ciclo anual 2006/07.

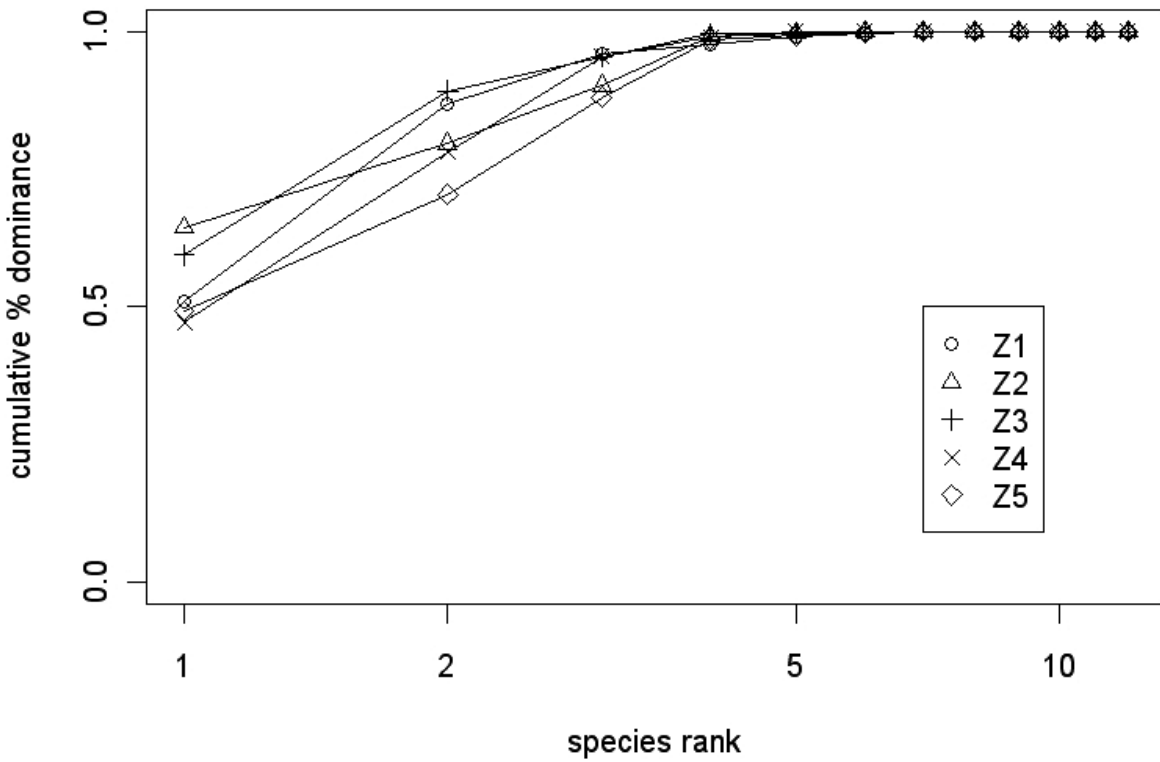


Figura 3: Curva de *k*-dominancia para cada zona. Se muestra la media del invierno 2006/2007.

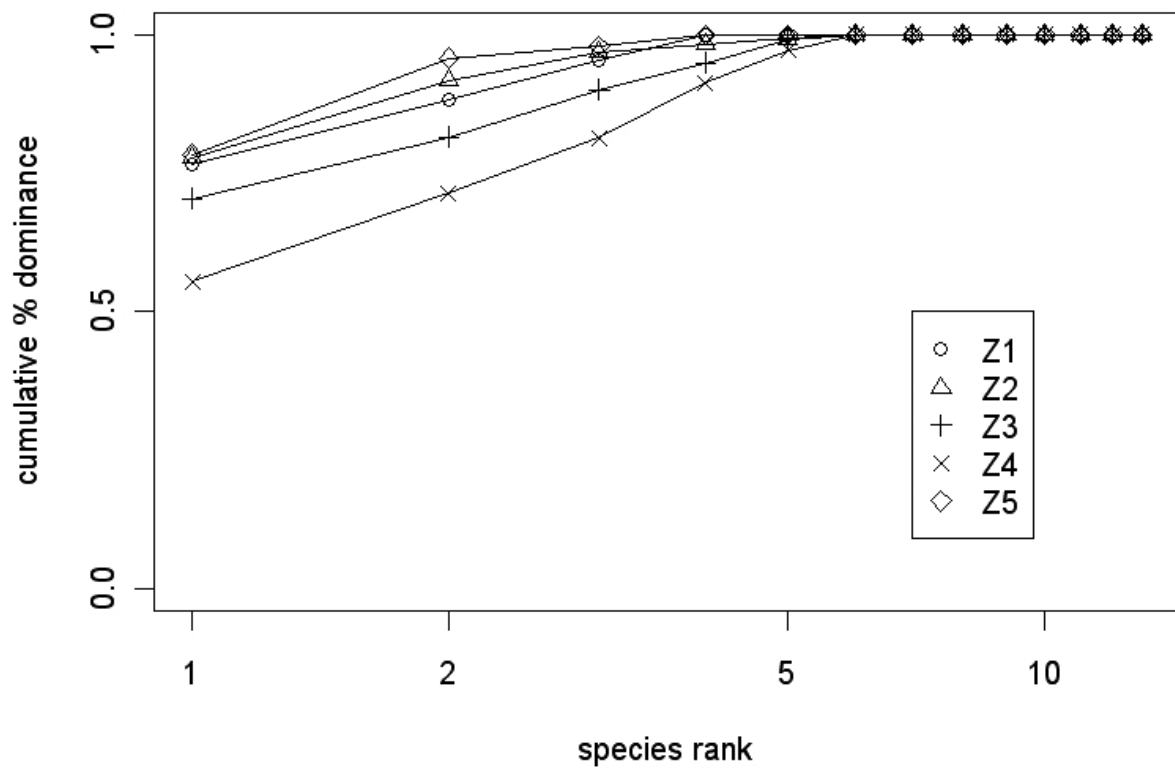


Figura 4: Curva de *k*-dominancia para cada zona. Se muestra la media estival de 2007.

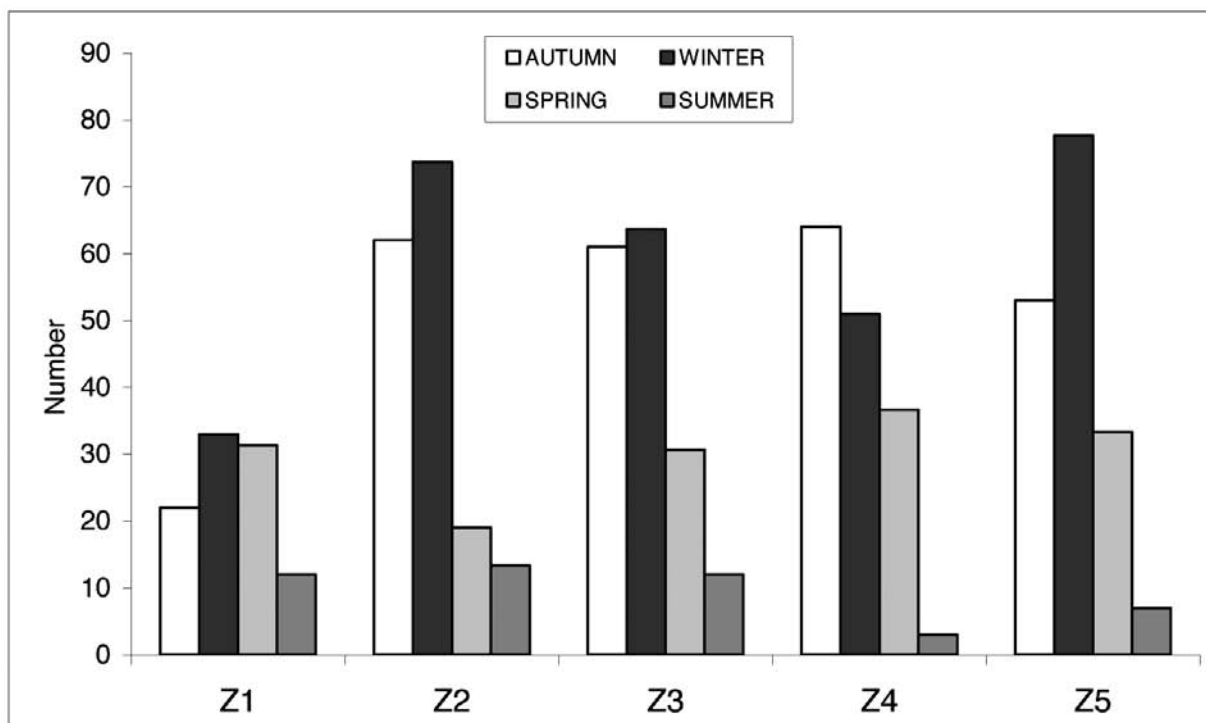


Figura 5: Variación de la abundancia total en cada zona a lo largo de las cuatro estaciones del año

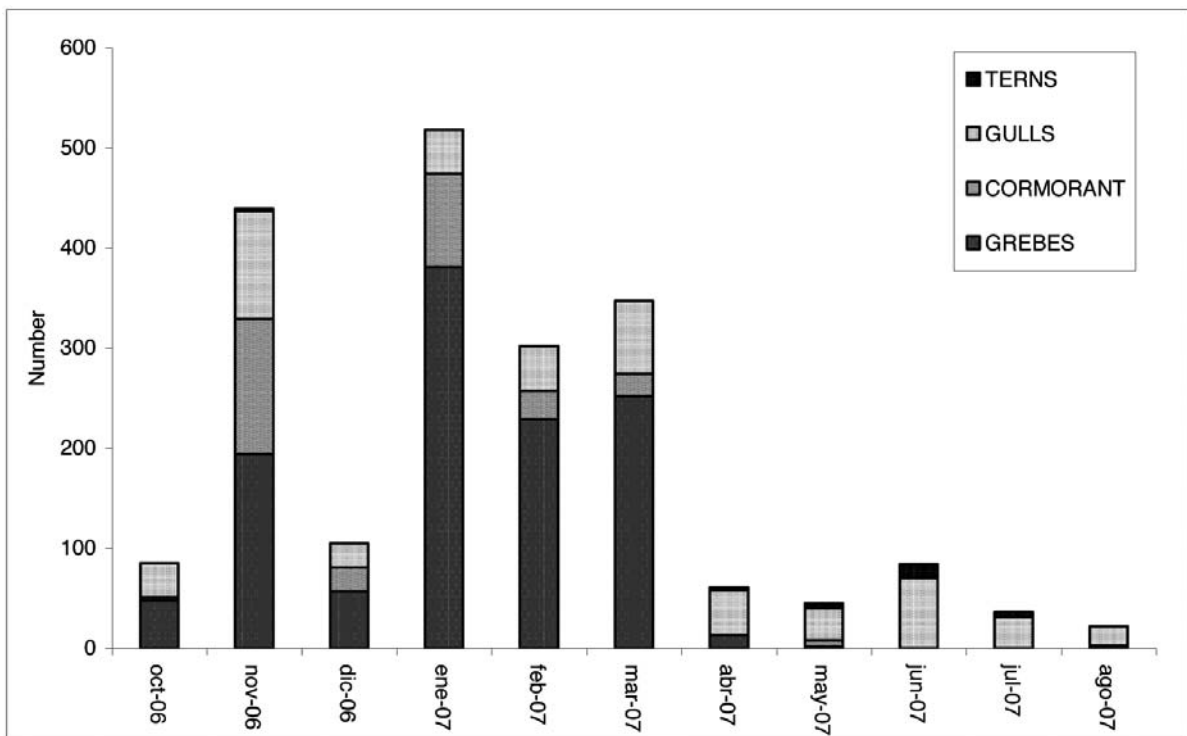


Figura 6: Contribución a la abundancia total por parte de cada gremio a lo largo del ciclo anual 2006/2007.

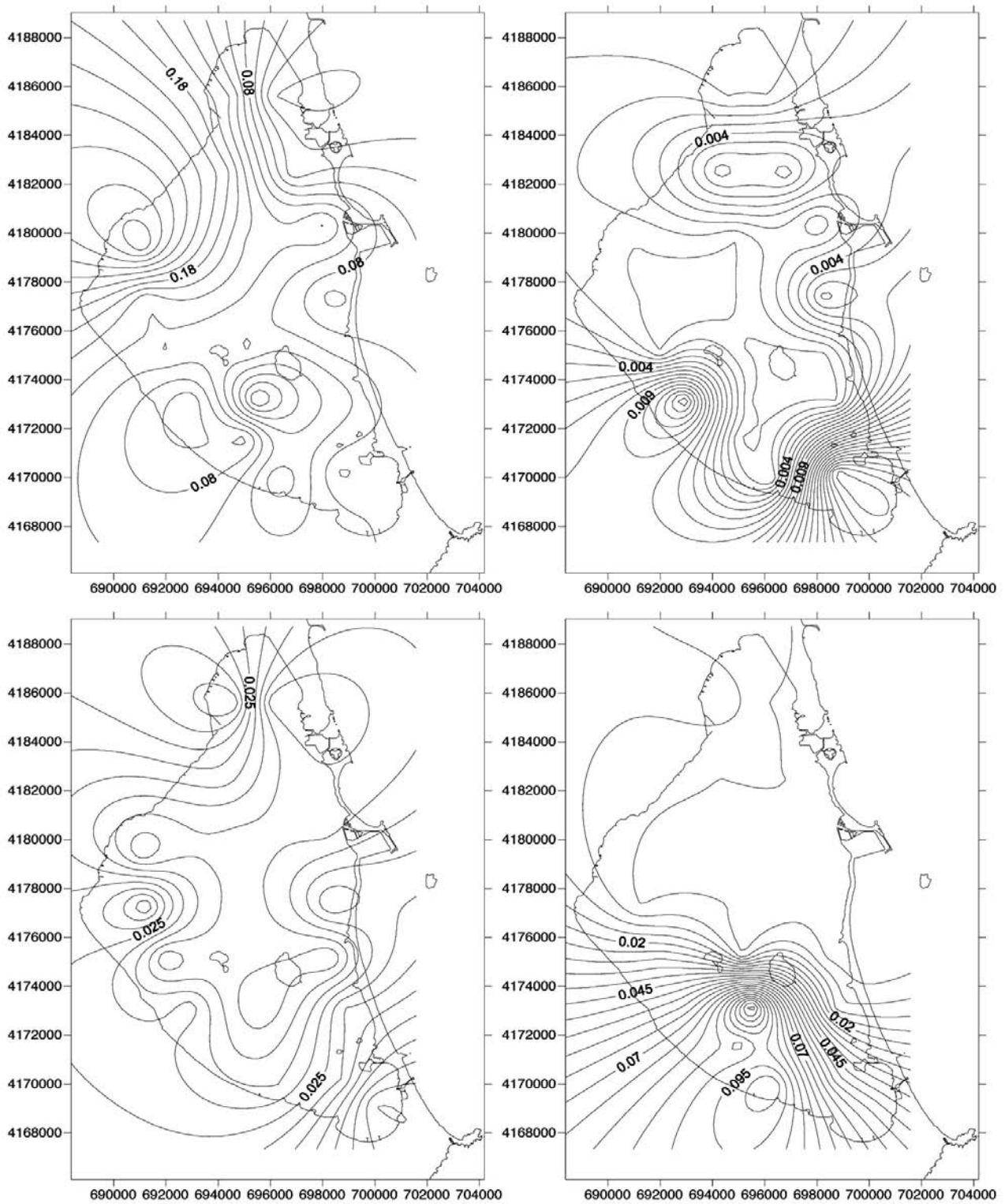


Figura 7: Distribución de la densidad de Somormujo lavanco, *Podiceps cristatus* (figuras superiores) y Zampullín cuellinegro, *Podiceps nigricollis* (figuras inferiores) en diciembre de 2006 (izquierda) y enero de 2007 (derecha).

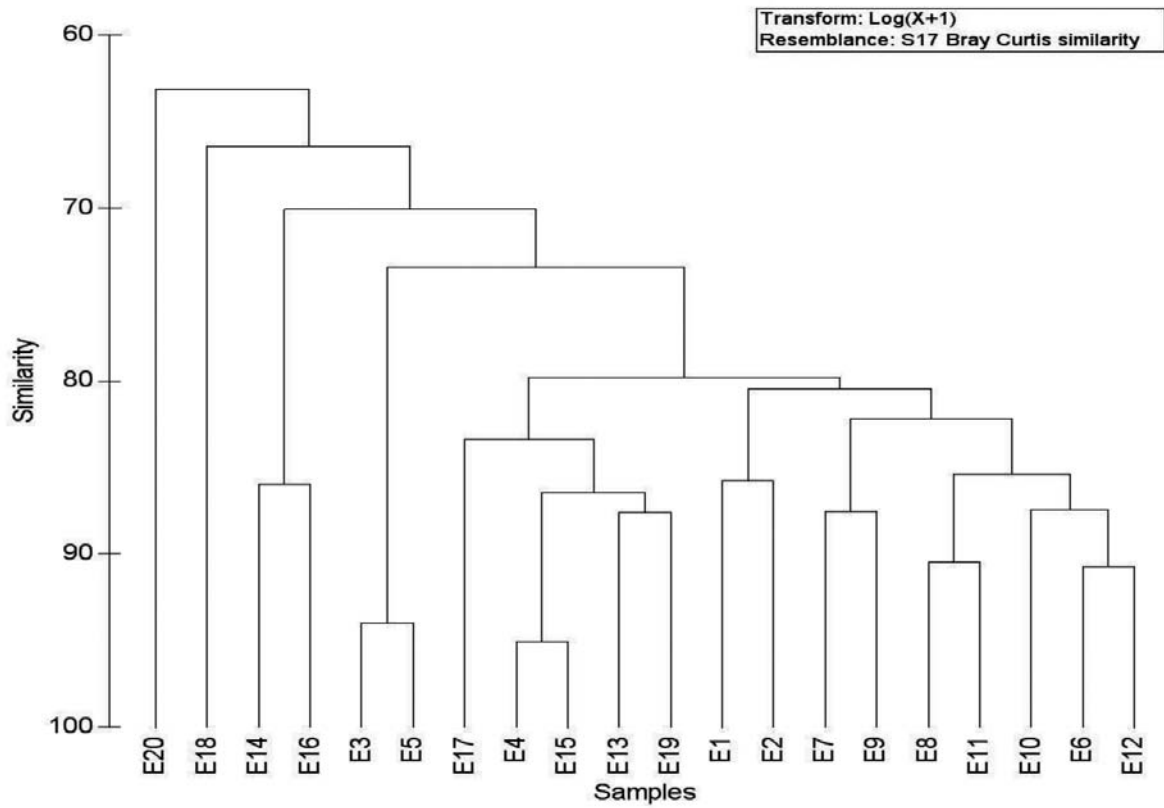


Figura 8: Diagrama Cluster de agrupación jerárquica de las estaciones, realizado a partir de la media invernal (inviernos 2006/07 y 2007/08).

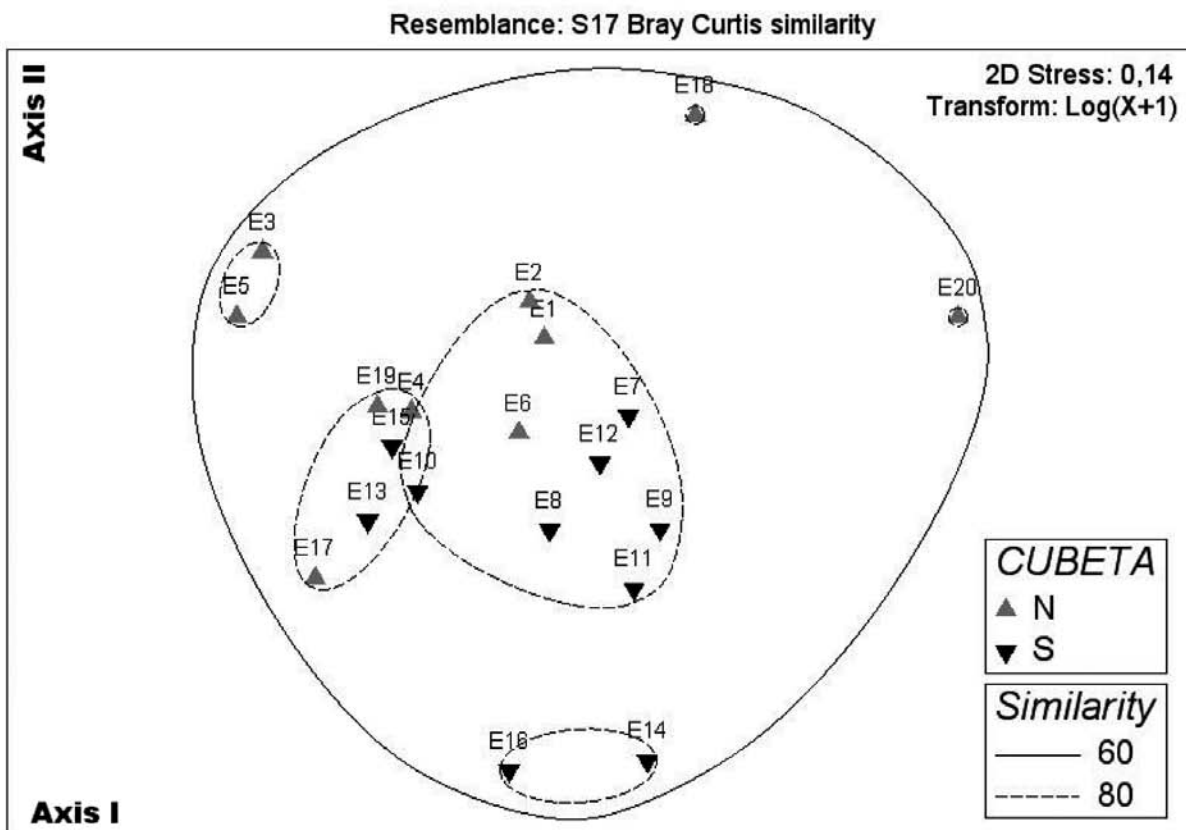


Figura 9: Diagrama de ordenación MDS de dos dimensiones, realizado a partir de la media invernal (inviernos 2006/07 y 2007/08). Se muestran las agrupaciones de casos en base a los niveles 60 y 80 de similaridad. Se ha incluido la cubeta (con las categorías N = norte y S = sur) como factor de clasificación.

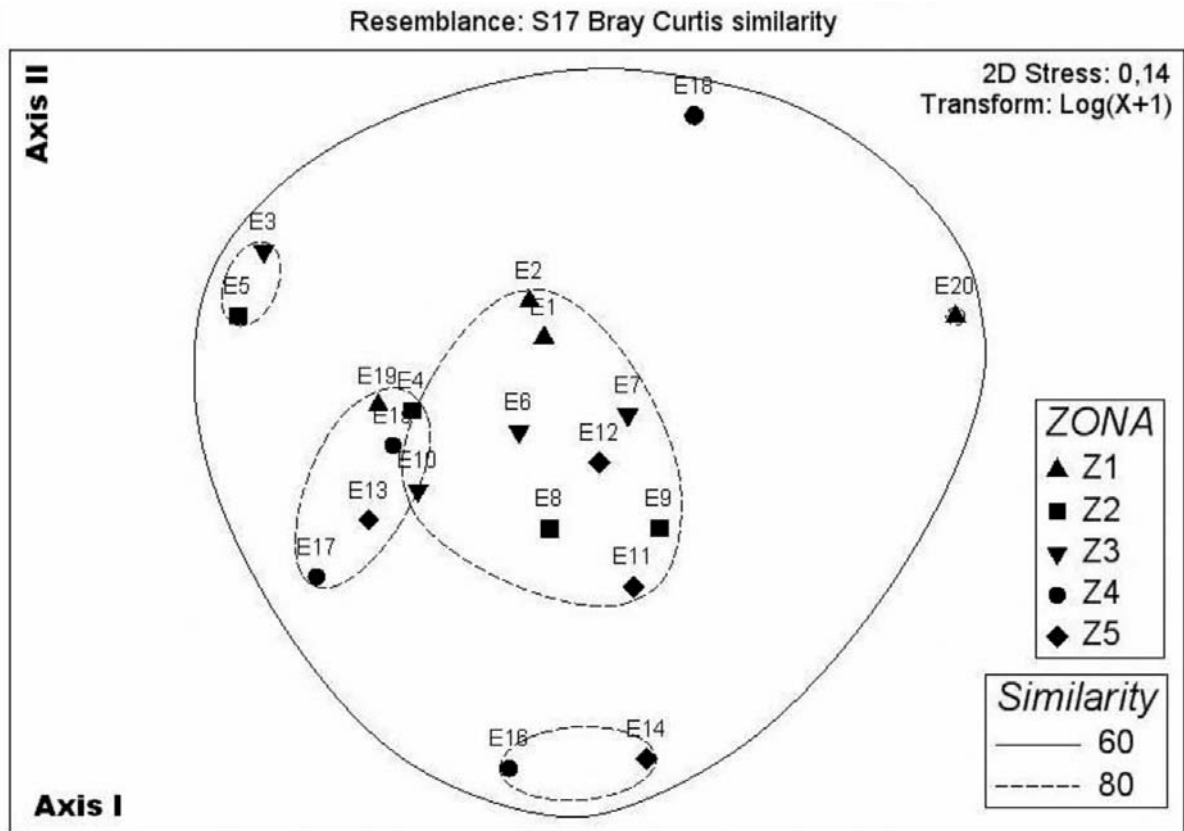


Figura 10: Diagrama de ordenación MDS de dos dimensiones, realizado a partir de la media invernal (2006/07 y 2007/08). Se muestran las agrupaciones de casos en base a los niveles 60 y 80 de similaridad. Se ha incluido la zona (con 5 categorías) como factor de clasificación.

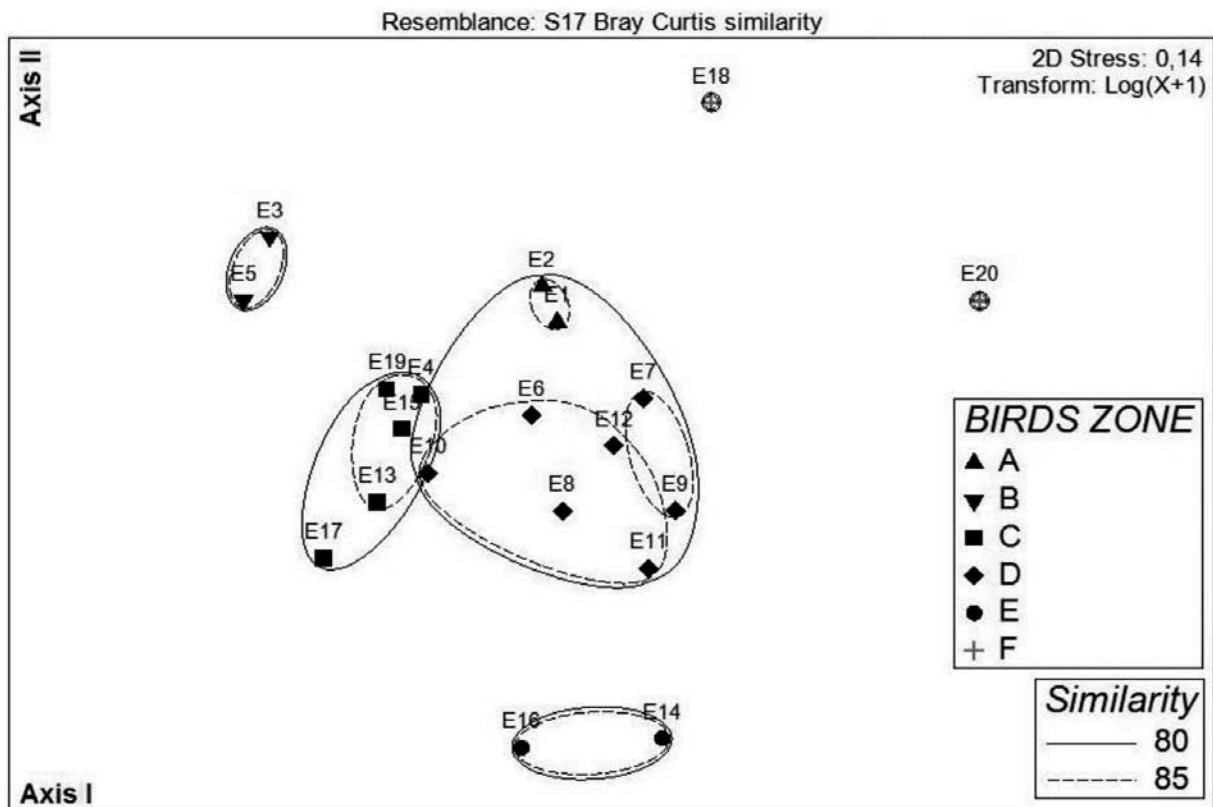


Figura 11: Diagrama de ordenación MDS de dos dimensiones, realizado a partir de la media invernal (inviernos 2006/07 y 2007/08) que muestra la nueva zonificación basada en un nivel de similaridad de 80-85 % (dependiendo del caso).

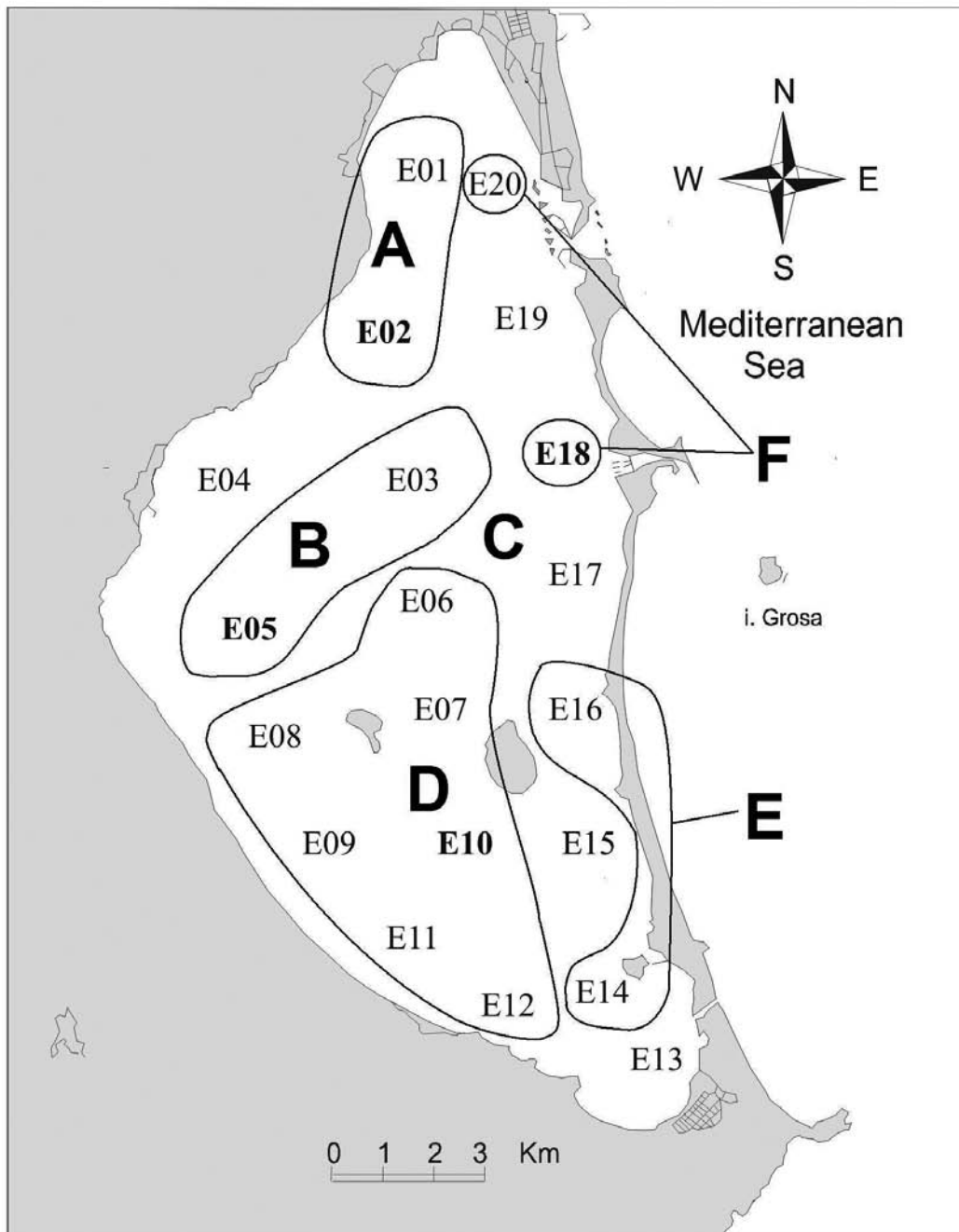


Figura 12: Mapa del Mar Menor que muestra la agrupación de las estaciones basándose en la distribución y estructura de la comunidad de aves en relación a los gradientes de confinamiento, influencia humana y agrícola.

<b>Groups B &amp; D. Average dissimilarity = 31,39</b>						
Species	Group B Av.Abund	Group D Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
LACA	0,56	1,80	12,59	2,88	40,11	40,11
POCR	0,37	1,22	8,70	2,62	27,71	67,83
PONI	1,84	2,34	5,13	2,32	16,35	84,18
PHCA	0,66	0,84	3,59	1,23	11,45	95,63
<b>Groups A &amp; E. Average dissimilarity = 30,52</b>						
Species	Group A Av.Abund	Group E Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PHCA	0,62	3,15	19,26	9,19	63,10	63,10
POCR	0,45	0,88	3,74	1,35	12,27	75,36
LACA	1,57	1,71	2,44	2,16	7,98	83,35
PONI	2,05	2,26	1,60	1,68	5,23	88,58
MESE	0,00	0,17	1,36	0,87	4,46	93,04
<b>Groups B &amp; E. Average dissimilarity = 40,59</b>						
Species	Group B Av.Abund	Group E Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PHCA	0,66	3,15	21,47	12,89	52,90	52,90
LACA	0,56	1,71	9,81	3,91	24,17	77,07
POCR	0,37	0,88	4,14	1,11	10,20	87,27
PONI	1,84	2,26	3,61	8,00	8,90	96,17
<b>Groups C &amp; E. Average dissimilarity = 30,73</b>						
Species	Group C Av.Abund	Group E Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PHCA	0,79	3,15	17,63	8,43	57,38	57,38
LACA	0,92	1,71	5,80	2,31	18,86	76,24
POCR	0,81	0,88	3,01	1,89	9,80	86,04
<b>Groups D &amp; E. Average dissimilarity = 26,16</b>						
Species	Group D Av.Abund	Group E Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PHCA	0,84	3,15	15,99	4,50	61,15	61,15
POCR	1,22	0,88	3,55	1,30	13,57	74,72
LACA	1,80	1,71	3,36	1,54	12,83	87,55
<b>Groups B &amp; F. Average dissimilarity = 38,98</b>						
Species	Group B Av.Abund	Group F Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
LACA	0,56	1,80	15,29	9,37	39,24	39,24
PONI	1,84	1,44	7,58	1,16	19,45	58,70
LARI	0,00	0,67	7,42	0,87	19,05	77,74
<b>Groups C &amp; F. Average dissimilarity = 38,84</b>						
Species	Group C Av.Abund	Group F Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PONI	2,39	1,44	10,00	1,38	25,74	25,74
LACA	0,92	1,80	8,87	5,23	22,83	48,57
POCR	0,81	0,06	7,53	3,98	19,38	67,95
LARI	0,11	0,67	6,28	1,13	16,17	84,12
<b>Groups D &amp; F. Average dissimilarity = 33,08</b>						
Species	Group D Av.Abund	Group F Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
POCR	1,22	0,06	10,49	3,58	31,70	31,70
PONI	2,34	1,44	8,67	1,39	26,22	57,92
LARI	0,03	0,67	5,64	1,00	17,05	74,97
PHCA	0,84	0,73	3,75	1,28	11,32	86,29
<b>Groups E &amp; F. Average dissimilarity = 40,77</b>						
Species	Group E Av.Abund	Group F Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PHCA	3,15	0,73	18,61	10,62	45,66	45,66
PONI	2,26	1,44	6,66	1,17	16,33	61,98
POCR	0,88	0,06	6,15	1,91	15,08	77,06
LARI	0,00	0,67	4,88	0,86	11,96	89,03

Tabla 1. Principales resultados del análisis SIMPER (Similarity Percentages) que muestra las especies indicadoras de diferencias entre las distintas zonas de la nueva agrupación.



# Censos de aves marinas desde embarcación en el Sureste de la Península Ibérica

MURCIA, J.L.<sup>1</sup>; SALLEN, A.<sup>1</sup>; COLLADO MARÍN, E.<sup>1</sup> Y G. BARBERÁ, G.<sup>1 2</sup>.

1. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Pza. Pintor José María Párraga nº 11 bajo. C.P.: 30002 Murcia.

[jlmurcia@asociacionanse.org](mailto:jlmurcia@asociacionanse.org), [asallent@asociacionanse.org](mailto:asallent@asociacionanse.org), [kaskabel77@hotmail.com](mailto:kaskabel77@hotmail.com)

2. CEBAS-CSIC. Campus de Espinardo. C.P.: 30100 Murcia. [gbarbera@cebas.csic.es](mailto:gbarbera@cebas.csic.es)

## Resumen

En 2005, la Asociación de Naturalistas del Sureste comenzó a tomar datos sobre avistamientos de aves marinas a bordo del motovelero Else, aprovechando la realización de campañas de búsqueda de cetáceos y tortugas marinas que venían realizándose desde el año 2002. Con estos datos se espera poder elaborar estimas de densidad sobre distintas especies de aves marinas y llenar así el vacío existente sobre su distribución y uso del medio marino en el litoral de la Región de Murcia y sur de la Provincia de Alicante.

**Palabras clave:** Censos, aves marinas, embarcación.

## Abstract

In 2005, ANSE began to take data about the sights of marine birds on board the Else, a ship property of the association. With these data, the association pretends to elaborate density estimates about some marine bird species and to fill the gap in the knowledge of their distribution and their use of the marine environment in the coast line of the Región de Murcia and south of the Provincia de Alicante.

**Key words:** Census, marine birds, non related with fishing ships.

## 1. Introducción

En los últimos años se han llevado a cabo iniciativas para estimar densidades de individuos de distintas especies de aves marinas fuera de sus colonias de reproducción en tierra firme en España, buscando así el caracterizar distintas zonas de medio marino utilizadas por las mismas como áreas de alimentación durante el periodo reproductor, pasillos migratorios o zonas de invernada. Se busca así el disponer de una información más completa de especies que por una causa o por otra han pasado a ser objeto de medidas de gestión encaminadas a su protección, como en el caso de la Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) o la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), o a su control, como es el caso de la Gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*). Diversas técnicas han sido empleadas en este propósito, como son el radiomarcaje de individuos, los seguimientos por satélite, los conteos de individuos en paso desde puntos de observación ventajosos de la costa o transectos a bordo de embarcaciones.

Durante los años 2005 A 2008 se llevaron a cabo trece campañas de navegación en la costa sureste de España, en la Región de Murcia. El objetivo de estas campañas es el de obtener datos para elaborar estimas relativas de densidad de distintas especies de aves marinas, y así poder compararlos en un primer momento con los obtenidos a bordos de barcos pesqueros y con los de otros grupos de trabajo sobre aves marinas en otras áreas del Mediterráneo Occidental.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

La toma de datos sobre las distintas especies de aves marinas durante el periodo de estudio se realizó fundamentalmente en la zona costera comprendida entre la Isla de Tabarca en la Provincia de Alicante y la localidad de Águilas en la Región de Murcia.

El área de estudio puede dividirse a su vez en dos subáreas con sus características peculiares, siendo el límite entre ambas el Cabo de Palos. Al sur del mismo la plataforma continental es prácticamente inexistente, alcanzándose grandes

profundidades muy cerca de costa. Al norte, la plataforma continental se ensancha considerablemente, encontrándose aguas someras hasta distancias muy alejadas de costa. Este hecho condiciona una serie de características como la disponibilidad de alimento para las distintas especies de aves marinas, sobre todo para aquellas que confían más en los descartes del sector pesquero como fuente de alimentación, ya que su actividad es considerablemente más intensa al norte del Cabo de Palos.

En la zona considerada existen varias colonias de cría importantes de varias especies de aves marinas, como la Gaviota de Audouin, la Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), el Paiño común (*Hydrobates pelagicus*) o la Gaviota patiamarilla.

Durante todas las campañas se partió desde el puerto de Cartagena, pero se usaron como puerto base o de descanso los puertos de San Pedro del Pinatar, Cabo de Palos, Puerto de Mazarrón y Águilas. Las zonas más intensamente muestreadas fueron aquellas en torno a los puertos base más utilizados, el de Cartagena y el de San Pedro del Pinatar.

No hay grandes diferencias entre los recorridos de las distintas campañas, ni en el tiempo ni en la longitud total de los transectos al término de las mismas. Se intentó que la toma de datos fuera lo más homogénea posible para poder comparar varias etapas del ciclo biológico de las distintas especies de aves marinas.

## 2.2. Toma de datos

Los distintas campañas se distribuyeron a lo largo de los años de estudio tal y como se muestra en la tabla adjunta:

Mes	Año	Horas de esfuerzo	Kilómetros de transectos
Agosto	2005	30,667	289,45
Diciembre	2005	26,5	295,94
Julio	2006	35,167	340,38
Agosto	2006	28,667	288,48
Diciembre	2006	28,167	319,85
Julio	2007	15,583	168,1
Agosto	2007	22,25	236,95
Noviembre	2007	16,833	157,53
Diciembre	2007	15,417	141,32
Mayo	2008	30,667	289,45
Julio	2008	14	127,21
Agosto	2008	7,5	72,73
Octubre	2008	55	544,27

Tabla 1: Relación de embarques, horas de esfuerzo y kilómetros recorridos por campaña.

En total se realizaron aproximadamente 219 horas de observaciones, repartidos en treinta y siete días a bordo, a lo largo de 2238 kilómetros de navegación. Las observaciones a bordo fueron realizadas por dos personas de manera simultánea. La óptica utilizada fueron prismáticos de 7x50 y de 8x50.

La observación y toma de datos se llevó siempre a cabo por tres personas. Dos de ellas dedicadas a la observación, y la otra persona a apuntar los datos en una ficha estándar, al tiempo que controlaba el tiempo de duración de los transectos. El equipo mínimo de personas dedicadas a la observación y toma de datos a bordo durante cualquier día de la campaña era de un mínimo de cuatro personas, estableciéndose rotaciones entre los distintos puestos para permitir que los observadores descansaran la vista una hora por cada hora de observación, intentando así que el cansancio y la falta de atención no disminuyeran la calidad de los datos obtenidos.

La metodología empleada para la obtención de los datos se basa en la propuesta por Tasker *et al.* (1984) y Webb y Durinck (1992), aplicándose ligeras modificaciones debido a la baja densidad de aves observadas durante la mayor parte de los transectos. Para la obtención del índice kilométrico de abundancia (IKA) nos basamos en Bibby *et al.* (1992). Se obtuvo también el número de aves observadas por hora de esfuerzo.

Las observaciones se realizaron desde la proa del barco, controlando cada uno de los dos observadores un arco efectivo de 90 grados desde la misma proa de la embarcación a uno de los costados, situándose un observador a babor y otro a estribor. Situamos el rango efectivo de observación en trescientos metros desde la posición del observador, seiscientos metros en total de ancho de banda para dos observadores, computándose todos los individuos que entran dentro a efectos del cálculo del IKA para las distintas especies. Los transectos presentan una longitud variable en función a distintos condicionantes, como es la cercanía a costa o las condiciones climatológicas, mientras que su anchura es siempre de seiscientos metros.

En las fichas elaboradas para la toma de datos se rellenaban distintos campos al inicio del transecto, tales como la fecha, la fuerza del viento en escala Beaufort y su dirección, el estado de la mar en escala Douglas, la cobertura de nubes, si llueve o no, la velocidad del barco, rumbo del barco, coordenadas y hora de inicio. Durante el transecto se tomaban datos referentes a las aves avistadas, incluyendo su identificación a nivel específico, si era posible la edad del individuo (tres grupos de edad considerados: juvenil, subadulto y adulto), el número de ejemplares, la dirección de su vuelo o la distancia a la línea de transecto si se encontraban posadas en el agua, y distintas anotaciones con respecto a su comportamiento. Al final del transecto se anotaba la hora y la coordenada final. Para el cálculo de la distancia de las aves posadas se utilizó el método propuesto por Heinemann (1981). Para evitar las repeticiones a la hora del conteo de las aves marinas, se recurrió al método de los snaps shots, realizándose tres por cada unidad de muestreo, que duraba diez minutos. Los datos referentes a la posición tanto al inicio como al fin de los distintos transectos se tomaron con un GPS.

### 3. Resultados y discusión

Se tomaron datos referentes a 19 especies de aves marinas distintas (Ver tabla 2), apreciándose un porcentaje muy elevado de gaviotas patiamarillas, cercano al 80 por ciento del total, mientras que las 18 especies restantes concentran el 20 por ciento restante, apareciendo como especies más comunes o de presencia más regular pardelas cenicientas, pardelas del género *Puffinus*, charranes comunes (*Sterna hirundo*), gaviotas reidoras (*Larus ridibundus*) y de Audouin, alcatraces (*Morus bassanus*) y paños comunes, siendo el resto de las especies menos comunes o meramente incidentales (Ver figura 1)..

<b>Especie</b>	<b>Individuos avistados</b>	<b>Porcentaje del total</b>	<b>IKA</b>	<b>Individuos/hora</b>
<i>Calonectris diomedea</i>	742	3,406	0,227	2,273
<i>Puffinus sp.</i>	956	4,388	0,292	2,929
<i>Hydrobates pelagicus</i>	159	0,73	0,049	0,487
<i>Phalacrocrax carbo</i>	16	0,073	0,005	0,049
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	25	0,115	0,008	0,077
<i>Morus bassanus</i>	380	1,744	0,116	1,164
<i>Stercorarius skua</i>	9	0,041	0,003	0,028
<i>Larus ridibundus</i>	545	2,502	0,167	1,67
<i>Larus melanocephalus</i>	10	0,046	0,003	0,031
<i>Larus genei</i>	15	0,069	0,005	0,046
<i>Larus michahellis</i>	17373	79,744	5,31	53,223
<i>Larus audouinii</i>	436	2,001	0,133	1,336
<i>Larus fuscus</i>	42	0,193	0,013	0,129
<i>Larus canus</i>	1	0,005	>0,001	0,003
<i>Sterna albifrons</i>	23	0,106	0,007	0,07
<i>Sterna hirundo</i>	813	3,732	0,248	2,491
<i>Sterna sandvicensis</i>	151	0,693	0,046	0,463
<i>Chilidonias niger</i>	6	0,028	0,002	0,018
<i>Alca torda</i>	84	0,386	0,026	0,257
<b>Total</b>	<b>21786</b>	<b>100</b>	<b>6,659</b>	<b>66,743</b>

Tabla 2: Datos obtenidos durante la realización de las trece campañas a bordo del Else.

Los resultados intentan llenar el vacío existente sobre la situación de distintas especies de aves marinas fuera de las colonias de reproducción. La realización de índices de densidad y abundancia nos permitirá en un futuro realizar comparaciones con estudios realizados en otras zonas costeras de la península ibérica y el uso que hacen del medio marino en el sureste de la península ibérica.

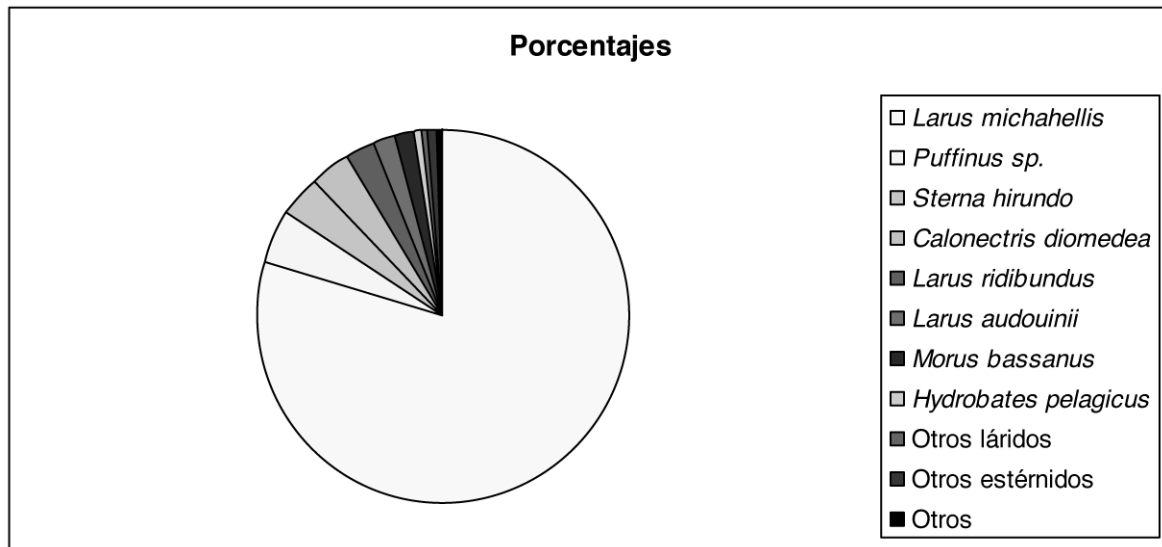


Figura 1: Porcentajes de observación de las distintas especies de aves registradas.

#### 4 Agradecimientos

A la Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM), ya que gracias al apoyo económico del programa VOLCAM se pudieron embarcar y mantener a decenas de voluntarios que colaboraron en la toma de datos a bordo del Else. Parte de las navegaciones se hicieron también dentro de proyectos que contaron con el apoyo económico de la Fundación Biodiversidad, dependiente del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Especialmente, debemos nuestro agradecimiento a las decenas de voluntarios que han participado en la toma de datos a bordo del velero Else, en una o en varias campañas, y cuya relación sería demasiado larga para citar aquí.

#### 5 Bibliografía

- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D., HILL, D. A. AND MUSTOE, S. H. (1992). Bird Census Techniques. *Academic Press*, 2000.
- HEINEMANN, D., (1981). "A range finder for pelagic bird censusing". *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 45, No. 2, 489-493.
- TASKER, M. L., HOPE-JONES, P. DIXON, T. AND BLAKE, B. F., (1984). "Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standarsized approach". *Auk* 101, 567-577.
- WEBB, A. AND DURINCK, J., (1992). "Counting birds from ship". In: Komdeur, J., Bertelsen, J. And Cracknell, G. (eds.) *Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds, IWRB Special Publication No. 19 IWRB/ JNCC/Ornis Consult A/S Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark.*

## Dieta del zorro en el Parque Regional de Sierra Espuña: Carroñas y dispersión de semillas.

ESPADAS TORMO, I.J.\*<sup>1</sup>; SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.<sup>1</sup>; BLÁZQUEZ ÁLVAREZ, M.<sup>1</sup>;  
YELO VALERO, N.D.<sup>2</sup>; y EGUÍA MARTÍNEZ, S.<sup>3</sup>  
\* *isidro.espadas@gmail.com*

<sup>1</sup> *División de Ecología del Departamento de Biología Aplicada de la Universidad Miguel Hernández de Elche.*

<sup>2</sup> *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 3ª planta. 30008 MURCIA*

<sup>3</sup> *Mendijob S. L.: Jardinería, trabajos forestales y medio ambiente. Murcia*

### Resumen

La zoocoria es la dispersión pasiva de semillas por medio de animales. Este mecanismo permite a ciertas especies vegetales expandirse y colonizar nuevos territorios relativamente lejanos a su área de distribución. Los carnívoros generalistas como el zorro (*Vulpes vulpes*) están considerados como unos buenos dispersores de semillas. En este estudio se pretende conocer el potencial dispersor de semillas del zorro. Para ello hemos caracterizado la dieta del zorro en dos estaciones diferentes (otoño y primavera). También hemos realizado un muestreo de vegetación para conocer la disponibilidad de frutos de grandes arbustos que tiene el zorro. El zorro tiene una dieta muy variada, en la que están representados todos los recursos alimenticios, y con una variación estacional considerable, en función de los recursos tróficos. Con todo ello, el zorro tiene un gran potencial de dispersión de semillas, sobre todo las del género *Juniperus* y ciertas especies de cultivo.

**Palabras clave:** dieta, zorro, dispersión de semillas, zoocoria.

### Abstract

Seed dispersal by animals is allows some plants to expand and colonize new territories to its relatively long range. Generalist carnivores such as red foxes (*Vulpes vulpes*) are considered as good seed dispersers. The aim of this study is to know the potential seed disperser of the fox. We have characterized the diet of foxes in two different seasons (autumn and spring). We have also conducted a sampling of vegetation for estimate the availability of fleshy fruits of shrubs. The fox has a very varied diet, in which all food resources and a considerable variation, depending to variation on trophic resources. Red fox has a great potential for seed dispersal, especially of the genus *Juniperus* and certain crop species.

**Key words:** Red fox, diet, seed dispersal.

### 1. Introducción y Objetivos

Las plantas han desarrollado diferentes mecanismos para expandirse y colonizar nuevos territorios, y superar así su evidente falta de movilidad. Uno de ellos es la zoocoria, que es el transporte pasivo de semillas por parte de animale. Esta interacción entre plantas y animales se considera como mutualista, ya que ambos grupos de organismos obtienen recompensas positivas. Así, las plantas obtienen, entre otros beneficios, que las semillas escapan del área de influencia física y química de la planta parental; disminuye la competencia con otras semillas, pues se reduce la densidad de éstas; le permite la colonización de nuevos hábitats y microhábitats relativamente alejados a la especie; y muchas semillas se pueden activar mediante la exposición a los jugos gástricos del animal que las ingiere, ya que se degrada la testa que las envuelve. Por su parte, el animal obtiene los aportes nutritivos por la ingestión del fruto (Herrera, 2002).

Entre los animales que participan en la dispersión de semillas, destaca el papel que desempeñan los carnívoros generalistas (Rosalino y Santos-Reis, 2009). El efecto de este grupo está intensificado en los ambientes mediterráneos, principalmente por dos factores. El primero de ellos es que la dieta de los carnívoros generalistas, como el zorro, en los ambientes mediterráneos tienden a ser más diversas y/o ricas en componentes vegetales en los ambientes mediterráneos (Hounscome y Delahay, 2005; Rosalino y Santos-Reis, 2009). El segundo es el hecho de que los ecosistemas mediterráneos

presentan numerosas adaptaciones a la endozoocoría (Jordano, 2000). Todo ello hace que la dispersión de semillas por carnívoros generalistas sea considerablemente grande (Rosalino y Santos-Reis, 2009). De hecho, el zorro ya ha sido descrito como un gran dispersor de semillas en varios ambientes mediterráneos (Traba *et al*, 2006; Fedriani y Delibes, 2007).

A parte de la vegetación, el zorro es capaz de interactuar con un número elevado de especies de su entorno, ya que debido a su dieta generalista y oportunista, y al ser el carnívoro más extendido y abundante del mundo (Macdonald y Reynolds, 2004), puede establecer intensas relaciones de competencia por recursos o el espacio, consumo o mutualismo (Villafuerte *et al*, 1997)

El Parque Regional de Sierra Espuña alberga una nutrida comunidad de carnívoros. Entre ellos, el zorro parece ser el más abundante y extendido (Yelo y Calvo, 2004), encontrándose en todos los hábitats presentes en el parque. A pesar de ello, no ha sido estudiada hasta ahora su dieta, y la relación que tiene con los recursos tróficos presentes en el parque. Por ello, en este estudio se pretende caracterizar la dieta del zorro en Sierra Espuña, y analizar la variación estacional de la misma. También se tratará de estimar el potencial del zorro como agente dispersor de semillas.

## 2. Material y Métodos

### 2.1-Área de estudio.

El Parque Regional de Sierra Espuña está situado en el centro de la región de Murcia, al sureste de la península ibérica, y se encuentra en el extremo oriental de la Cordillera Bética. Tiene una marcada variación altitudinal (más de 1300 m.s.n.m.), con lo que presenta una gran variabilidad climática. En consecuencia, a pesar de que la vegetación dominante es el pinar de pino carrasco (*Pinus halepensis*), existe una considerable diversidad botánica, con casi 1000 especies distintas, y faunística, donde destaca la gran densidad de águila real (*Aquila chrysaetos*).

### 2.2.- Muestreo de Vegetación.

Se realizó un recuento de la vegetación aledaña a una serie de transectos (ver fig. 1) en que se realizó un censo de zorro durante la primavera y el otoño de 2007, con el objetivo de estimar la disponibilidad, sobre todo, de frutos de grandes arbustos, para posteriormente utilizar esta información en la evaluación del papel que desempeña el zorro como agente dispersor de semillas en este paraje.

Para el muestreo se utilizaron parcelas de 10x10 metros. En cada transecto se muestrearon cuatro parcelas, (a los 0, 750, 1250 y 2000 m aprox. a lo largo de cada uno), dos parcelas a cada lado del camino, cuya ubicación se decidió antes de realizar el transecto sobre el plano, para evitar posibles sesgos. El censo se realizó a lo largo de los meses de Octubre a Febrero. Las parcelas se situaron entre 3 y 10 metros del camino para evitar muestrear el borde del mismo. Esto fue así porque tratamos de estimar la disponibilidad general de arbustos y la vegetación asociada a los márgenes forman una parte pequeña y muy diferenciada del resto. Los resultados se han calculado directamente en número de pies por 100 m<sup>2</sup> estimar la disponibilidad relativa de frutos que tienen los zorros en cada zona.

### 2.3. Caracterización de la dieta

La determinación de la dieta se realizó en base a los restos recogidos durante dos censos de zorro, uno en la primavera del 2007 y otro en otoño del mismo año. Los excrementos fueron recogido por 8 transectos situados en el P.R. de Sierra Espuña (6 transectos) y en la sierra del Cambrón (2 transectos).

Cada feca se analizó siguiendo la siguiente metodología:

- Se Introdujo cada muestra en una estufa a 50°C durante 15 minutos.
- Se pesó el excremento en seco.
- Se desmenuzó la muestra mecánicamente en una placa petri, ayudados de unas pinzas y un punzón.
- Se identificó los restos presentes en la muestra ayudado de unas lupas de 2x10 aumentos y se determinó la proporción en que estaban presente cada tipo.
- Se le dio el peso (en gramos) correspondiente a su proporción y se le aplicó un factor de digestibilidad para estimar la ingestión en peso fresco (Reynolds & Aebischer, 1991).

Los restos se agruparon en 10 tipos distintos: pelos de arruí, pelos de lagomorfos, pelos de micromamíferos, plumas, huesos, cutícula de insectos, escamas de reptiles, frutos y semillas, otros restos vegetales (no alimenticios) y otros.

Estos restos fueron agrupado posteriormente en 9 tipos de recursos ingeridos, que son los que se han utilizado para describir la dieta: Carroña/ungulados, lagomorfos, micromamíferos, aves, insectos, anfibios y reptiles, frutos y semillas, vegetación no alimenticia y otros.

Los resultados son dados en gramos de masa ingerida. Para ello, se ha utilizado un índice de digestibilidad (tabla 1; Reynolds y Aebischer, 1991; Webbon *et al*, 2006) que se aplica directamente a la proporción en peso seco de cada tipo de resto. Sin embargo, hay que tener en cuenta que este coeficiente no es muy fiable, aunque sí que ofrece un acercamiento a la dieta real, ya que los datos directos sobre restos tiene el inconveniente de las diferentes proporciones de los recursos en restos no digeribles.

## 2.4.- Identificación de semillas

Para la identificación de las semillas, se contó con la inestimable ayuda de la Doctora Concepción Obón de Castro, miembro del departamento de Biología Aplicada de la Universidad Miguel Hernández de Elche. Ayudados de una guía de identificación de semillas (Navarro y Gálvez, 2002) y de una lupa, se identificaron las semillas encontradas y extraídas que no habían podido ser identificadas desde el principio y estaban clasificadas con códigos. Se pretendió estimar hasta nivel de especie en el caso de que la semilla perteneciera a un árbol o arbusto, mientras que en la caso de herbáceas se determinó únicamente el orden, ya que se considera que estas especies no las ingiere los zorros para alimentarse, sino para purgarse o de manera accidental. En el caso del género *Juniperus* no se pudo identificar hasta llegar al nivel de especie puesto que el gran parecido entre sus semillas no hizo posible su distinción. Con ello, las semillas procedentes de las especies de *Juniperus* que habitan en el parque, en particular *J. oxycedrus* y *J. phoenicia*, las agrupamos en un mismo grupo según su género.

## 3. Resultados

### 3.1.-Muestreo de Vegetación.

Todos los transectos transcurren en general entre pinares con un denso sotobosque dominado por grandes arbustos, entre los que destaca las especies del género *Juniperus*, que es común a todos los transectos menos al TR3, en el que el sotobosque está dominado por especies propias de solanas como el romero o el espino negro (*Rhamnus Lycioides*). El pinar escasea en cambio en el transecto TR4 y TR7, pasando a dominar arbustos adaptados a las zonas muy rocosas como son estas dos zonas. Aquí podemos encontrar bastante sabina (*J. phoenicia*) y espinosas de alta montaña como el cojín de monja (*Erinacea anthyllis*) en el primer caso, mientras que en el segundo, las especies dominantes son el enebro, acompañado de la sabina, y el romero. Por último, cabe destacar la presencia de la olivardilla (*Phyllerea media*), una especie protegida en Murcia, en torno al transecto TR6, en la solana de El Pilón.

### 3.2- Caracterización de la dieta del zorro

La dieta del zorro en Sierra Espuña es fundamentalmente carnívora, con un 60% de su dieta. De estos, el grupo de ungulados, ya sea en forma de carroña o mediante la depredación sobre pequeñas crías, supone sobre un 29% de la dieta total. El segundo grupo en importancia lo forman, con un 20% del total de la dieta, los micromamíferos, seguidos, con un 8 y un 3% respectivamente las aves y los lagomorfos.

En cuanto al resto de grupos están también bien representados, sobre todo el de los frutos de grandes arbustos. Así, este recurso trófico representa el 20% de la dieta del zorro, compartiendo, con los micromamíferos, el segundo lugar en importancia. Los insectos también forman una parte importante de la dieta, representando casi el 15% de la misma. Por último, el zorro también se alimenta, aunque en muy pequeña proporción, de anfibios y reptiles.

También existe una estacionalidad muy marcada en ciertos grupos de alimentos, en función de la época de mayor disponibilidad de cada recurso, lo que muestra el carácter oportunista de esta especie. En la época primaveral, la alimentación del zorro es sustancialmente más variada que en otoño, y está principalmente compuesta de mamíferos (ungulados, micromamíferos y lagomorfos) y aves, que suponen dos tercios de la dieta. Sin embargo, en otoño gana fuerza los frutos, llegando a componer un tercio de la dieta del zorro, siendo los ungulados, en forma de carroñas, el segundo recurso más consumido con más de un 30% del total. Especial mención merece el consumo de insectos, ya que apenas sufren grandes variaciones en relación de una época a otra (figuras 21 (a) y (b)).

### 3.3.- Identificación de semillas

En el análisis de los restos realizado se han encontrado hasta 20 tipos de semillas pertenecientes a distintas especies. Muchas de ellas son de especies herbáceas que tan sólo se han hallado en uno o dos excrementos como mucho, por lo que pensamos que puedan ser ingestiones accidentales. En cambio, 6 de ellas son de especies arbustivas o arbóreas (tabla 2), tanto de especies silvestres como de cultivo, en las que sí consideramos que su ingestión es intencionada, ya que han sido encontradas de manera continuada y extensa.

## 4. Discusión

El zorro se caracteriza por ser un animal generalista y oportunista (Macdonald y Reynolds, 2004), ya que puede explotar casi cualquier tipo de recurso y es capaz de variar su dieta en función de la disponibilidad estacional de los recursos tróficos. Esto se muestra en el presente estudio, ya que todos los grupos en los que se han dividido el análisis están representados en la dieta. Además, existen diferencias considerables entre la dieta otoñal y la primaveral, siempre siendo mayor la proporción de los recursos tróficos en las épocas donde es más abundantes, muestra de sus rasgos oportunistas. Algunas de las diferencias más destacables son la que sufre el consumo de frutos y semillas, que es el principal grupo alimenticio de otoño, pero es el quinto en importancia en primavera.

El principal grupo alimenticio es la carroña, lo que muestra la adaptación que ha experimentado el zorro hacia este nuevo recurso, que comenzó en torno a 1972, con la introducción del arruí en el Parque Regional de Sierra Espuña. Este recurso sufre ligeras variaciones estacionales, pero en primavera, época en la que no hay actividad cinegética, también se alimenta de él. De aquí se infiere que el zorro también puede explotar en gran cantidad las carroñas originadas por muerte natural, además de las que se originan por la actividad cinegética entre los meses de agosto y febrero.

En cuanto al resto de grupos, cabe destacar que apenas hay presencia de lagomorfos (conejos y liebres), que en otras zonas ha sido descrito como la presa principal del zorro (Delibes-Mateos *et al.*, 2007; Less y Bell, 2008). Esto es síntoma de la baja densidad de conejo existente en el área de estudio.

La semillas que más dispersa el zorro son las del género *Juniperus sp.*, que es uno de los género de arbusto más abundante y extendido en el área de estudio. Por cada gramo en seco de feca, se ha hallado más de 3 semillas de enebros y sabinas, lo que es una muestra clara del gran potencial de dispersión de semillas que tiene el zorro sobre este género vegetal. Sin embargo, habría que indagar más a este respecto para conocer si la gran población de los enebros y sabinas se debe a la presencia del zorro o, sin embargo, se han encontrado tantas semillas por la gran abundancia existente. Además, se han encontrado hasta 10 especies distintas, entre las que destacan las semillas pertenecientes a especies de cultivo como el higo (*Ficus carica*) o el algarrobo (*Ceratonia siliqua*).

## Bibliografía

- DELIBES-MATEOS, M., FERNÁNDEZ DE SIMÓN, J., VILLAFUERTE, R. & FERRERAS, P. (2007). Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *Eur J Wildl Res* 54: 71-78.
- FEDRIANI, J. M. Y DELIBES, M. (2007). Zorros, semillas y caminos en Doñana. *VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM), Huelva, 2007*.
- HERRERA, C. M. (2002). Seed dispersal by vertebrates. In C. M. Herrera & O. Pellmyr, eds. *Plant-Animal Interactions. An Evolutionary Approach*, pp. 185-208. Blackwell Science, Oxford.
- HOUNSOME, T. Y DELAHAY, R. (2005). Birds in the diet of the Eurasian badger *Meles meles*: A review and meta-analysis. *Mammal Rev.* 35: 199-209.
- JORDANO P. (2000). Fruits and frugivory. In Fenner, M. (ed). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2<sup>nd</sup> edition. *CABI Publ., Wallingford, U.K.* Pages: 125-166.
- LESS, A.C., BELL, D.J. (2008). A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Rev.* 38: 304-320.
- MACDONALD, D. W. Y REYNOLDS, J. C. (2004). Red fox *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758. In Least Concern, 2004. *UICN*, pp: 129-136.
- NAVARRO, R.M. Y GÁLVEZ, C. (2002). Manual para la Identificación y Reproducción de Semillas de Especies Vegetales Autóctonas de Andalucía. *Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía*.
- REYNOLDS, J.C., AEBISCHER, N.J., (1991). Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.
- ROSALINO, L.M. Y SANTOS-REIS, M. (2009). Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Rev.* 39: 67-78
- TRABA, J; ARRIETA, S; HERRANZ, J, *et al.* (2006). Red fox (*Vulpes vulpes* L.) favour seed dispersal, germination and seedling survival of Mediterranean Hackberry (*Celtis australis* L.). *Acta Oecologica-international Journal of Ecology* 30 (1): 39-45
- VILLAFUERTE, R., LAZO, A., MORENO, S. (1997). Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d' Ecologie (Terre et Vie)*, 52, 345-356.
- WEBBON, C.C., BAKER, P.J., COLE, N.C. & HARRIS, S. (2006). Macroscopic prey remains in the winter diet of foxes *Vulpes vulpes* in rural Britain. *Mammal Review* 36: 85-97.
- YELO, N. Y CALVO, J. F. (2004). Aproximación a la distribución y estatus de los mamíferos carnívoros en la región de Murcia. *Galemys* 16 (2): 21-37.

Fig. 1

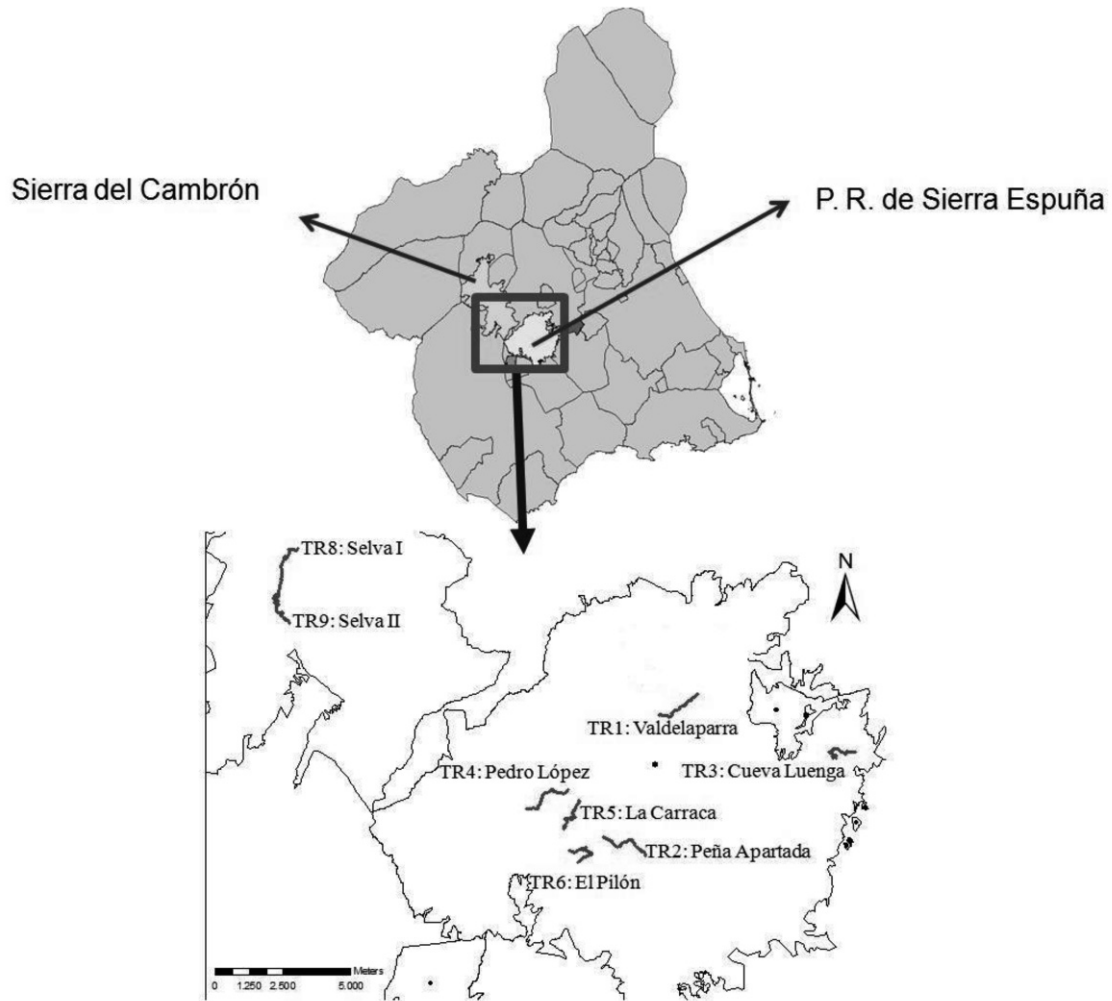


Figura 1. Plano de situación del Parque Regional de Sierra Espuña, y de los transectos utilizados para realizar el presente estudio. Hay 9 transectos, siete de los cuales están situados en el P.R. de Sierra Espuña y 2 en la cercana sierra del Cambrón.

Fig 2.

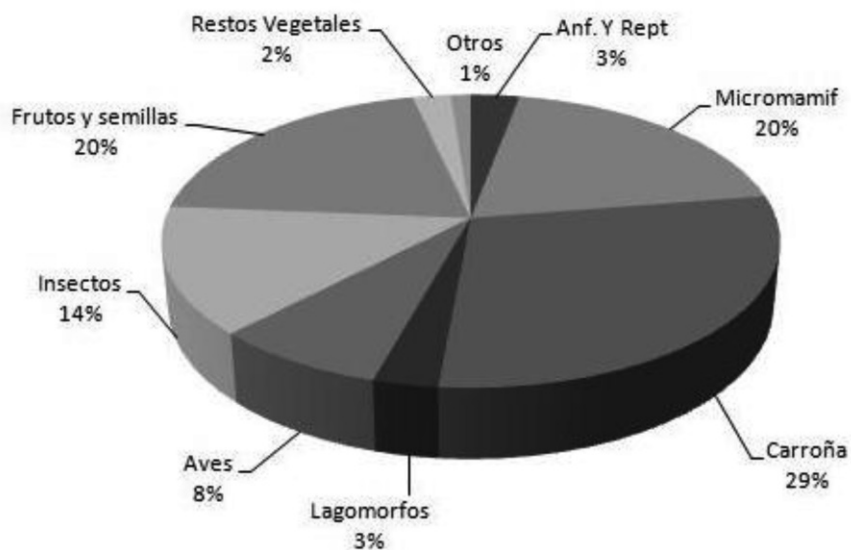


Figura 2. Composición de la dieta del zorro. Los valores indican el porcentaje en peso de cada clase de alimento ingerido.

Fig 3.

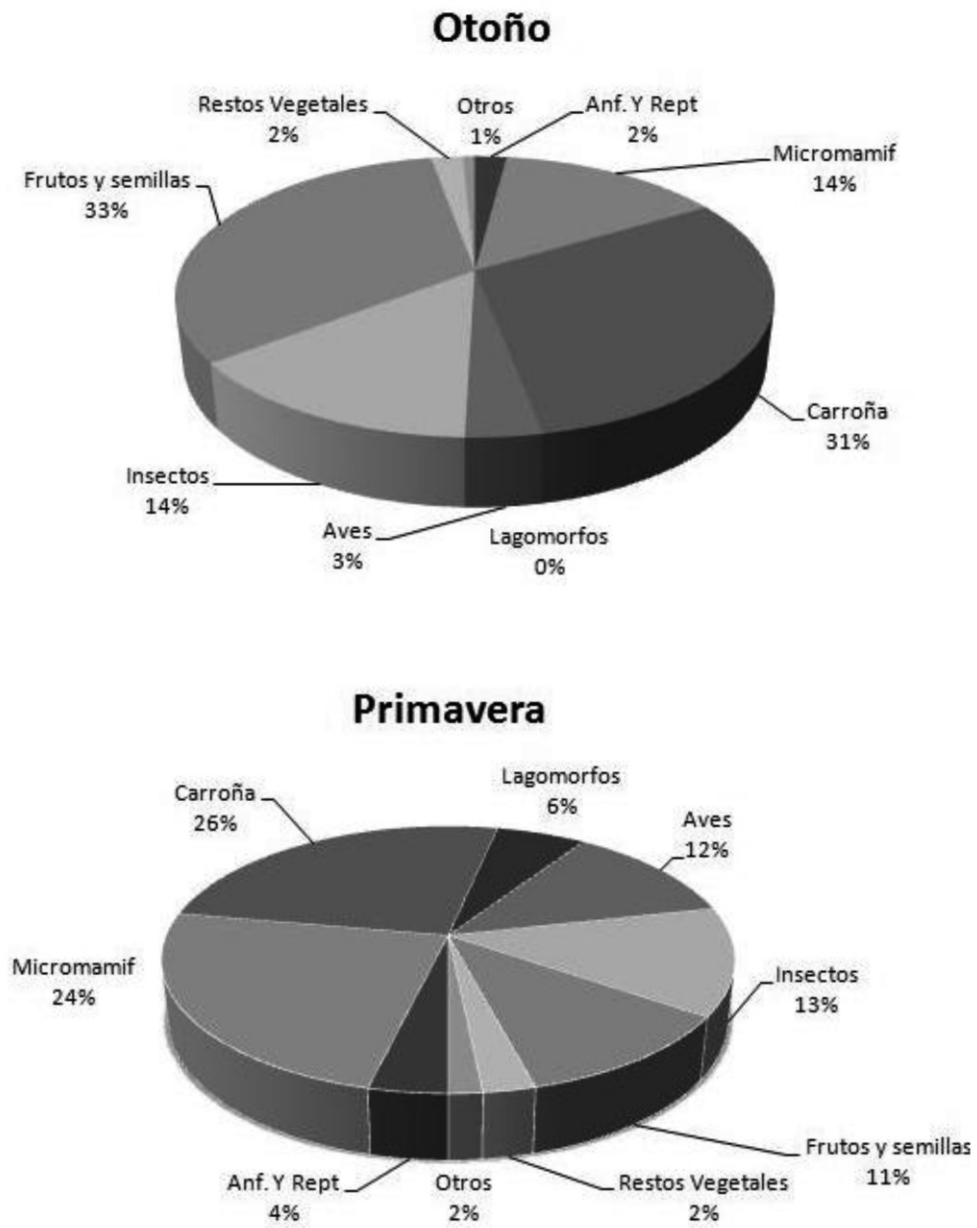


Figura 3. Variación estacional de la dieta entre los meses de otoño y los de primavera.

**Tabla 1.**

Tipo de presa	Coefficiente de digestibilidad
Micromamíferos	29
Lagomorfos	31
Ungulados	50
Aves	31,4
Reptiles y Anfibios	22,3
Insectos	12,4
Frutos y Semillas	15
Otros	20,7

Tabla 1. Coeficientes de digestibilidad usados para caracterizar la dieta del zorro (Webboon *et al*, 2006).**Tabla 2.**

Especie	Nº de semillas/gramo
Algarrobo	0.017+0.136
Acebuche	0.003+0.034
Juniperus	3.248+6.59
Higuera	0.832+4.323
Carrasca	0.004+0.045
Viña	0.169+1.141

Tabla 2. Coeficiente, en nº de semilla/gramo de resto, de las principales semillas encontradas durante el estudio.

# La Malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala* en la Región de Murcia. Evolución poblacional y selección de hábitat. 2000-2008

BALLESTEROS PELEGRÍN, G.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dirección para correspondencia: [gustavoblstrs@gmail.com](mailto:gustavoblstrs@gmail.com)

## Resumen

La Malvasía cabeciblanca es una anátida catalogada como En Peligro de Extinción en el contexto mundial. Está presente en la Región de Murcia desde el año 2000, con aumento de su población y colonización de humedales óptimos por las fluctuaciones de inundación que presentan algunas lagunas andaluzas y valencianas.

El censo máximo regional es de 500 ejemplares en septiembre de 2005, que correspondió a la cuarta parte de la población ibérica. A partir de 2005 se reproduce en las lagunas de Campotejar, al año siguiente también en las lagunas de las Moreras y en 2008 también en las lagunas de Alhama de Murcia.

En la Región de Murcia utiliza tres tipos de hábitat, un embalse (Santomera), 3 lagunas procedentes de antiguas depuradoras de lagunaje, que almacenan el agua para un uso agrícola posterior (lagunas de Campotejar, lagunas del Cabezo Beza y lagunas de Alhama de Murcia) y una antigua gravera (lagunas de las Moreras). Estos dos últimos tipos de ecosistemas, tienen en común que reciben un agua tratada mediante proceso de fangos activos y terciario, procedente de modernas estaciones depuradoras de aguas residuales, son profundas (más de 3 metros) y poseen una amplia cobertura de carrizal en sus orillas.

**Palabras clave:** Malvasía cabeciblanca, evolución poblacional, selección hábitat, Región de Murcia.

## Abstract

The White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*) is listed as an endangered in the world. Is present in Murcia since 2000. The increase of population and colonization of other wetlands appear to be linked to bad water conditions that have some gaps Andalusia and Valencia.

The regional census maximum of 500 in September 2005, representing a quarter of the Iberian population. Reproduced in gaps Campotejar (from 2005), gaps in Moreras (from 2006) and gaps in Alhama de Murcia (from 2008). Three types of habitat, a reservoir (Santomera), 3 ponds of ancient purification lagooning (Campotejar, Beza and Alhama de Murcia), which store water for agricultural use and an old gravel pit (Moreras).

The latter two types have in common that receive treated water through an activated sludge process and tertiary from modern wastewater treatment plants, are deep (more than 3 meters) and a wide coverage of Carrizal (*Phragmites australis*) on its shores.

**Keywords:** Ruddy - headed, population trends, habitat selection, Murcia.

## 1. Población Mundial e Ibérica

La Malvasía cabeciblanca es una especie catalogada en el contexto mundial y europeo como En Peligro. Así mismo, es una de las especies más amenazadas de la Península Ibérica, por lo que está catalogada como “En Peligro de Extinción”.

LEGISLACIÓN ESTATAL	UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (UICN)	
Catálogo Nacional de Especies Amenazadas	Lista Roja Mundial	Lista Roja de España
En Peligro de Extinción	En Peligro	En Peligro

Elaboración propia, a partir de UICN, (2001)

Figura 1. Catalogación de la Malvasía cabeciblanca.

La distribución biogeográfica mundial se divide en dos grandes núcleos (Torres Esquivias, 2003):

1. Una primera población en Asia Central y Oriental con carácter esencialmente migratorio, nidificando principalmente en el norte de Kazakstan, el sur de Rusia y Mongolia, e invernando de forma más usual en Europa Oriental y Pakistán.

2. Otra población residente en Europa Occidental y norte de África, probablemente con un amplio rango de distribución hasta 1850-1930. No obstante, en la actualidad permanece durante todo el año principalmente en España, pero también con cierto número en Argelia y Túnez.

La población ibérica ha experimentado un progresivo aumento desde el mínimo histórico de 22 individuos en el año 1977 localizados en los humedales del Sur de Córdoba ampliado considerablemente su área de distribución hacia el Este y el Norte desde 1980, ocupando Valencia, Castilla-La Mancha y recientemente Murcia desde sus núcleos originales de Andalucía. Ha sido introducida desde cautividad en la isla de Mallorca.

En definitiva, mientras la población occidental se caracteriza por su sedentarismo, la oriental lo es esencialmente por su carácter migratorio, desplazándose latitudinalmente entre regiones de la estación fría a la cálida. La migración tiene lugar principalmente durante los momentos de la noche. Aunque la subpoblación norteafricana normalmente es sedentaria, puede apreciarse en ella ciertos movimientos de dispersión entre las zonas de cría argelinas y las de invernada tunecinas (ver Green y Hughes, 2001).

En España, aunque las aves pueden concentrarse en ciertos lugares durante el invierno (generalmente los de mayor tamaño y de carácter más permanente), pasan a otras localidades más idóneas para la cría durante el período reproductor, no existiendo una direccionalidad clara en los trasiegos interestacionales. Además, la localización de las concentraciones y localidades de nidificación varía con los años dependiendo, además del rango de distribución relacionado con la abundancia en cada momento, de las fluctuaciones en los niveles de precipitación que cambian las condiciones y la profundidad de los humedales (Torres Esquivias y Moreno-Arroyo, 2000a).

## 2. Población Regional

### 2.1. Evolución de la población

La localización por primera vez de cuatro ejemplares en el embalse de Santomera en diciembre de 2000 (Núñez, 2002) y el posterior aumento y colonización de otras lagunas, parece estar ligada al incremento poblacional en la península Ibérica, unido a las adversas condiciones hídricas que periódicamente presentan algunas lagunas de agua dulce andaluzas y valencianas, fenómeno que ha propiciado que las lagunas que utiliza en Murcia sean, a partir de 2005, relevantes en el contexto peninsular y significativas a escala mundial.

En 2003 utilizaba dos humedales de forma regular -Embalse de Santomera y lagunas de la depuradora del Cabezo Beaza (Cartagena)-, al año siguiente se incorporan las lagunas de la rambla de las Moreras (Mazarrón) y las lagunas de Campotejar (Molina de Segura), con cifras que en conjunto alcanzan los 214 ejemplares, finalmente, en 2005 coloniza las lagunas de Alhama de Murcia. Durante éste periodo el censo máximo regional alcanza los 500 ejemplares en septiembre de 2005, que representa aproximadamente una cuarta parte de la población ibérica.

Año	Embalse Santomera	Lagunas del Cabezo Beaza	Lagunas de Campotejar	Lagunas de las Moreras	Lagunas de Alhama de Murcia
2000	4				
2001	52				
2002	130				
2003	35	65			
2004	62	193	15	1	
2005	109	301	243	9	2
2006	316	205	224	61	8
2007	7	178	78	43	6
2008	316	205	224	61	8

Figura 2. Número anual máximo de ejemplares por humedal.

En 2005 se reproduce una pareja por primera vez en la Región de Murcia, con el nacimiento de dos pollos en las lagunas de Campotejar, en 2006 nidifica también en las lagunas de las Moreras contando entre ambos humedales 39 polladas, que representa el 21,9 % de la población nidificante ibérica y en 2008 se incorpora un tercer humedal, al ser localizada una hembra con 3 pollos en las lagunas de Alhama de Murcia.

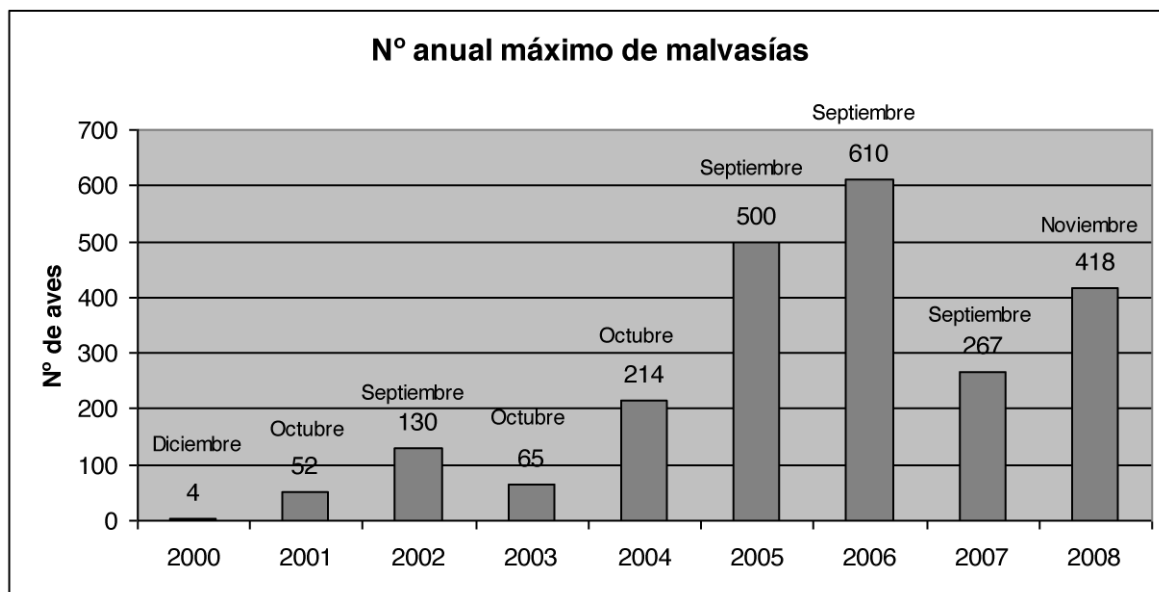


Figura 2. Abundancia anual máxima en la Región de Murcia.

Las concentraciones máximas en la región de Murcia se producen a finales de verano, momento en el que los humedales naturales de agua dulce o salobre de España están secos o muy bajos y la especie se ve obligada a desplazarse a otros lugares óptimos, por lo que éstos enclaves de la región de Murcia ha llegado a acoger el 30 % de la población ibérica, o lo que es lo mismo, alrededor del 6 % de la población mundial.

La población reproductora regional presenta fluctuaciones entre 2006 y 2008, con máximos de 39 parejas en 2006 y mínimos en 2007 con 17 parejas. El elevado número de reproductores en la Región de Murcia en 2006 contrasta con la situación en el resto de España, ya que la población se mantuvo estable o redujo efectivos debido a la mala situación hídrica (Esquivias, *com. pers.*). En 2007 los humedales cercanos a la Región de Murcia como el embalse del Hondo en Alicante, han mantenido adecuados niveles hídricos, lo que ha permitido que se establecieran un elevado número de parejas, que ha llevado de forma paralela a un descenso en el número de pollos nacidos en la Región de Murcia (Ferrandez, *com. pers.* y datos propios).

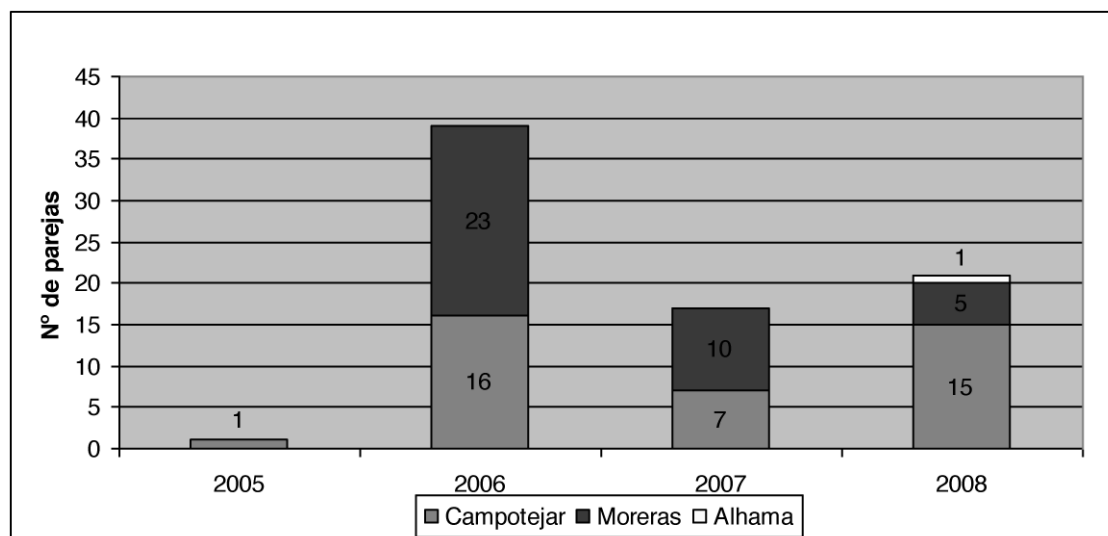


Figura 4. Número de polladas contabilizadas en la Región de Murcia.

Es decir, el número de parejas que se establecen en la Región de Murcia parece estar relacionados con los niveles hídricos de los enclaves de las comunidades autónomas vecinas. Es decir, los años con un número bajo de reproductores en los humedales que dependen de aportes naturales (por ejemplo precipitaciones), favorece un incremento en el número de parejas en los humedales murcianos.

REPRODUCCIÓN	2006	2007	2008
Lagunas Campotejar	16	7	15
Lagunas Moreras	23	10	5
Lagunas Alhama M.	0	0	1
TOTAL MURCIA	39	17	21
% Murcia respecto a la población española	21,9 %	7,8 %	¿?
TOTAL ESPAÑA	170	219	¿?

Figura 3. Reproducción en la Región de Murcia en comparación con el total Ibérico.

## 2.2. Alimentación y selección de hábitat

La dieta de la especie ha sido descrita como omnívora. Sin embargo, las larvas de mosquitos *Quironomidae* suelen ser los componentes alimenticios más comunes, siendo completada por macroinvertebrados y como componente vegetal de la dieta, las semillas y partes vegetativas de determinadas especies de hidrófilos y helófitos (Green, 1999 y Torres Esquivias, 2003). Existe una relación directa existente entre el tamaño y la profundidad de los humedales, la Malvasía cabeciblanca parece evitar áreas muy pequeñas si éstas presentan poca profundidad (Paracuellos, 2001), pudiendo esto, además, encontrarse relacionado con una menor cantidad de alimento presente (Green *et al.*, 1999).

Diversos estudios ponen de manifiesto que la Malvasía cabeciblanca se constituye como un pato estereotipado en cuanto a la elección del hábitat, aunque en invierno suele ser menos restrictivo que durante la época de cría, momento en el que los requerimientos para la reproducción hacen a la especie más selectiva.

En este sentido, para alimentarse habitualmente escoge aquellas zonas palustres con extensiones de aguas libres, semipermanentes o temporales, dulces o salobres y alcalinas, que presenten cierta profundidad, generalmente de 0,5 a 3,0 m (Amat y Sánchez, 1982; Castro *et al.*, 1994). Sin embargo, el factor que suele condicionar la presencia y abundancia de la anátida en un lugar concreto normalmente es la cantidad de alimento disponible. De esta forma, la presencia de cierto grado de contaminación por nutrientes o eutrofización en las lagunas puede incluso favorecer la utilización de sus áreas de alimentación por la especie, dada la mayor concentración de quironómidos en las mismas (Green *et al.*, 1999; Sánchez *et al.*, 2000; Green y Hughes, 2001; Torres Esquivias, 2003).

La Malvasía cabeciblanca selecciona en Murcia sistemas artificiales en su estructura y alimentación hídrica, pero que funcionan como lagunas naturalizadas. En general son bastante profundas (más de 3 metros), con caudal permanente y cierto grado de salinidad, en concreto, selecciona tres tipos de ambientes:

1 Un embalse (Santomera).

1 Tres lagunas de antiguas depuradoras de lagunaje que actualmente funcionan como depósitos reguladores para uso agrícola (Campotejar, Cabezo Beaza y Alhama de Murcia).

2 Una antigua gravera situada en el cauce de una rambla (Moreras).

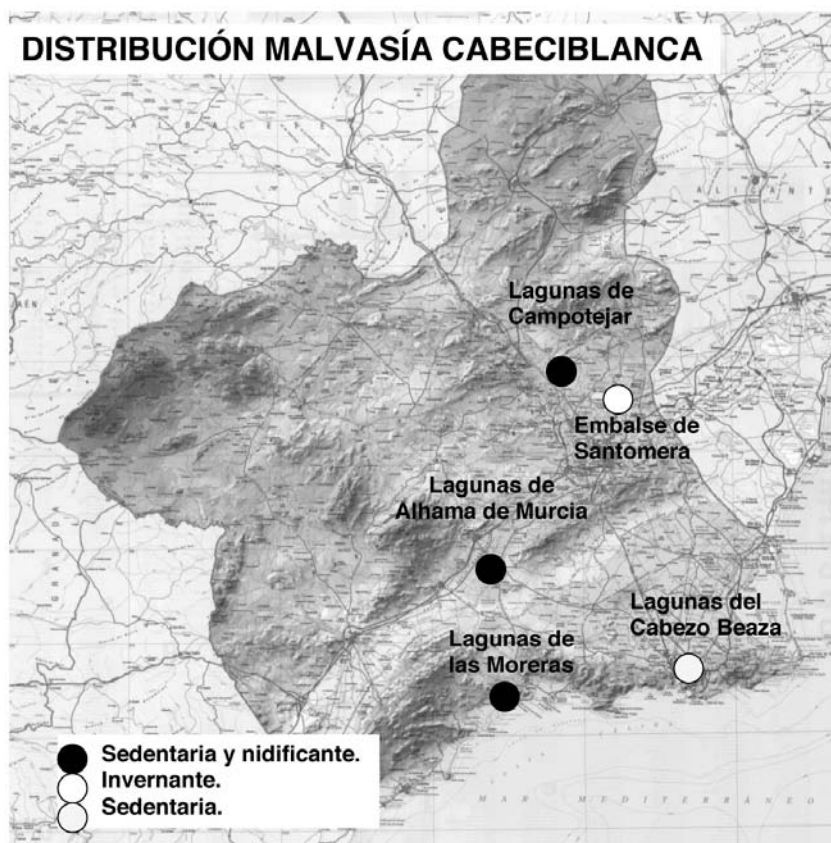
Las lagunas de las antiguas depuradoras de lagunaje y la gravera reciben un agua tratada mediante proceso de fangos activos y terciario en modernas estaciones depuradoras de aguas residuales construidas en sus inmediaciones, han experimentado un proceso de naturalización con el desarrollo de una amplia cobertura de carrizal en sus orillas, excepto las lagunas del Cabezo Beaza, donde la cobertura perilagunar es prácticamente nula.

### 3. Implicaciones en su gestión y conservación

En aquellos lugares donde se construye una nueva depuradora, con sistema de depuración terciaria y fangos activos y vierten sus aguas de cierta calidad en antiguas balsas de depuradoras de lagunaje, se convierten en espacios que cumplen una doble función:

- Una social y económica como depósitos de agua para un uso agrícola.
- Otro ecológica, como hábitat de aves acuáticas (también otras especies), donde se presentan y se reproducen especies muy escasas e incluso ausentes en nuestra región hasta fechas recientes (malvasía cabeciblanca, cerceta pardilla, zampullín cuellinegro, porrón pardo, porrón común, etc.)

Los terrenos donde se sitúan las antiguas depuradoras de lagunaje suelen ser de propiedad municipal, y la gestión del agua tratada es pública (ESAMUR), por lo que parece viable que además de almacenar el agua que será utilizada para regadío, estos espacios se conviertan en enclaves importantes para la conservación de la biodiversidad, entre las que destacan las aves acuáticas. Además, para favorecer actuaciones de conservación, así como usos turísticos y educativos, no se requieren inversiones relevantes ya que suelen tener tamaños reducidos, los accesos cerrados, su perímetro vallado y se encuentran a cierta distancia de las poblaciones.



#### 4. Bibliografía

- AMAT, J.A. y SÁNCHEZ, A. (1982). Biología y Ecología de la Malvasía *Oxyura leucocephala* en Andalucía. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 251-320.
- BALLESTEROS, G.A. (2007). Análisis de la evolución de las aves acuáticas en la Región de Murcia (2004-2007). Directrices de Conservación. *Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio*. Inédito
- CASTRO, H.; NEVADO, J. C.; PARACUELLOS, M. y LÓPEZ MARTOS, J. M. (1994). La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-134.
- FOWLER, J. y COHEN, L. (1999). Estadística básica en Ornitología. *SEO/BirdLife*.
- GREEN, A. y HUGHES, B. (2001). *Oxyura leucocephala* White-headed Duck. *BWP Update*, 3: 79-90.
- GRUPO DE TRABAJO DE LA MALVASÍA CABECIBLANCA. (2004). Estrategia para la Conservación de la Malvasía cabeciblanca en España. Aprobada por el Comité de Flora y Fauna Silvestres el 28 de octubre de 2004. *Ministerio de Medio Ambiente*.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. (Edts.) (2003). Atlas de las Aves Reproductoras de España. *Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología*. Madrid.
- NÚÑEZ, M.A. (2002). Malvasía Cabeciblanca. Anuario Ornitológico de la Región de Murcia. Informe 2002. <http://usuarios.lycos.es/docs/1-2002.pdf>.
- PARACUELLOS, M. (2001). Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste ibérico. Tesis Doctoral. *Universidad de Almería*. Almería. Inédito
- TELLERÍA, J.L. (1992). Método de Censo en Vertebrados Terrestres. *Departamento de Biología Animal I (Zoología de Vertebrados)*. Facultad de Biología. *Universidad Complutense* (Madrid).
- TORRES ESQUIVIAS, J.A. (2003). Las Malvasías Cordobesas Veinticinco Años Después. *Diputación de Córdoba*. Córdoba.
- TUCKER, G.M. y HEATH, M.F. (eds.) (1994). Birds in Europe: their conservation status. *BirdLife Internacional*. Cambridge.
- UICN. (2001). Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1. *Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN*. UICN, Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido).

## Situación de la Alondra ricotí *Chersophilus duponti*, en Albacete.

MARTÍNEZ INIESTA, C.<sup>1,2</sup>; CAÑIZARES MATA, J.A.<sup>2</sup>; CAÑIZARES MATA, D.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>. Cho\_bal@hotmail.com

<sup>2</sup>. Sociedad Albacetense de Ornitología., Apartado de correos nº 18. CP:02080. Albacete

### Resumen.

Desde la primavera de 2005 se han muestreado más de 70 localidades con hábitat adecuado para la Alondra Ricotí *Chersophilus duponti*, en la provincia de Albacete. De las cuatro poblaciones que se conocían antes de 2005, Pozo Cañada y Cordovilla estaban extinguidas en 2005, la población de Viveros se extinguió entre 2006 y 2007, la población de El Bonillo-El Ballestero, continua existiendo. Se han localizado dos nuevas poblaciones, Hoya Gonzalo y Campo de Tiro. En total se estima la población actual entre 11 y 18 machos. Las poblaciones de Alondra Ricotí se asientan sobre formaciones de escaso porte y con superficies de suelo desnudo, excepto la del Campo de Tiro que ocupa un romeral-espartal, con una altura de entre 0,4 y 1 metros de altura. Las poblaciones de Alondra ricotí, tanto extintas como actuales, ocupan formaciones vegetales que se corresponde con los hábitats 32122 (*Otros pastizales mediterráneos*) y 32312 (*Matorrales subarbustivos o arbustivos muy poco densos*) de CORINE Land Cover. Es urgente establecer medidas de protección del hábitat de las poblaciones que perviven, de lo contrario la extinción de estas pequeñas poblaciones se dará a corto plazo.

**Palabras clave:** Alondra Ricotí, *Chersophilus duponti*, Albacete, Sureste Ibérico, La Mancha.

### Abstract.

Since Spring 2005, more than 70 locations have been surveyed that contain suitable habitat for Dupont's lark, *Chersophilus duponti*, in the Albacete province. Out of the four known populations prior to 2005, the Pozo Cañada and Cordovilla populations became extinct in 2005, the Viveros population became extinct between 2006-2007 but the population in El Bonillo-El Ballestero still remains. Two new populations have been located in Hoya Gonzalo and Campo de Tiro. In total, the actual estimated population is between 11-18 males. The Dupont's lark populations can be found in areas with sparse vegetation, and with bare ground, apart from the Campo de Tiro population which is to be found in habitat comprised by rosemary-esparto grass, ranging between 0.4-1 metres in height. Both the current and extinct Dupont's lark populations occupy habitats that correspond to the habitats 32122 (*Other Mediterranean grassland*) and 32312 (*Shrub thickets or bushes that are not very dense*) according to CORINE Land Cover. The need to establish habitat protection measures for the existing populations is extremely urgent, otherwise the extinction of these remnant populations will surely occur in the near future.

**Key words:** Dupont's lark, *Chersophilus duponti*, Albacete, Southeastern Iberia, La Mancha.

### 1. Introducción

La Alondra ricotí (*Chersophilus duponti*, Vieillot 1820) es un alaúdido cuya distribución se restringe al Norte de África y a la Península Ibérica, en la actualidad sólo en España. Dado el carácter esquivo, en España pasó desapercibida para la comunidad científica hasta los años 80, cuando la acumulación de observaciones llevaron a sospechar que la especie era sedentaria en la Península Ibérica. Finalmente en 1.988 se lleva a cabo el primer estudio a nivel nacional (GARZA, 1990). Como resultado se estimó la población en 13.000 individuos, distribuidas en 50-70 poblaciones. Esta estima ha sido revisada recientemente (GARZA, 2003b), dado que mediante el mapeo de territorios, frente al taxiado utilizado habitualmente, se han obtenido densidades notablemente más bajas. Como resultado se calculaba que la población española debía ser de unas 1.900 parejas. Entre los años 2005 y 2008 se ha realizado un censo nacional que estima la población entre 3.168 y 3.784 machos reproductores (SUÁREZ, F. En DIES, J.I. 2009). La población de Alondra Ricotí se concentra en el Sistema Ibérico y la Depresión del Ebro, además existen pequeñas poblaciones en La Mancha, Sureste Ibérico y Zamora (GARZA, 2003a).

El hábitat típico de la Alondra Ricotí son las formaciones de caméfitos de entre 20 y 40 centímetros de altura, en zonas de pendiente suave (GARZA, 1990). Aunque tradicionalmente se ha considerado que la Alondra Ricotí habitaba en tomillares y aliagares durante la época de reproducción, el rango de formaciones vegetales es más amplio de lo que se suponía (MARTÍN-VIVALDI, 1999), ocupando incluso brezales (V. Garza comunicación personal) o romerales de más de un metro de altura (Imagen 2).

En la provincia de Albacete los primeros datos de presencia de la especie los aporta Bernis, que cita la especie en Cordovilla (Tobarra), posteriormente Garza (1990), la encuentra en varias localidades del Campo de Montiel y en Cordovilla (Tobarra). En el anuario ornitológico de la SAO aparecen recopiladas citas hasta 1.998. En el Atlas de Aves reproductoras (Martí y Del Moral, 2003) aparece como reproductora en Barrax.



Imagen 1. Macho de Alondra Ricotí cantando. El plumaje críptico, un comportamiento esquivo y receloso han contribuido a que pasara desapercibida durante años. Al contrario que otros alaúridos no canta en vuelo, si no sobre pequeñas piedras, para hacer oír mejor su canto.

## 2. Material y Métodos

Para determinar las zonas a prospectar se localizaron sobre CORINE LANDCOVER 2000 las zonas donde se tenía constancia de la presencia de la especie (poblaciones de Pozo Cañada, Viveros, El Bonillo y Cordovilla). Todas las poblaciones conocidas se ubicaban sobre el hábitat 32122 (*Otros pastizales mediterráneos*), por lo que se seleccionaron como zonas a prospectar, todas las que tenían este hábitat y una pendiente menor del 15%. Durante la primavera de 2005 se localizó una nueva población (Hoya Gonzalo) que se asentaba sobre el hábitat 32312 (*Matorrales subarbustivos o arbustivos muy poco densos*), por lo que desde entonces las zonas de prospección preferente son las ocupadas por estos hábitats.

Desde 2005 se han prospectado más de 70 localidades que reunían unas condiciones de hábitat tal que cabía la posibilidad de albergar Alondra Ricotí, varias localidades han sido prospectadas varias veces en una misma primavera o en varios años. Los municipios donde se han realizado prospecciones son Montealegre, Tobarra, Hellín, Fuentealameo, El Bonillo, El Ballestero, Viveros, Casas Ibáñez, Masegoso, Villa de Ves, La Herrera, Barrax, Albacete, Pétrola, Higuera y Chinchilla. Se han empleado más de 40 jornadas de campo, el número de muestreadores en cada jornada de campo ha variado entre 1 y 6, aunque generalmente han participado entre 2 y 4 personas.

La búsqueda de nuevas poblaciones se ha realizado únicamente durante la época de reproducción, entre los meses de marzo, abril, mayo y junio. Para comprobar la presencia de Alondra Ricotí se han visitado las zonas seleccionadas,

durante las dos o tres primeras horas del día, realizado recorridos para localizar los machos que canten, en caso de no escuchar el canto se ha utilizado un reclamo electrónico que reproduce el canto de un macho territorial. El reclamo se reproduce durante escasos segundos y tras reproducirlo se permanece a la escucha un par de minutos. Este procedimiento se repite por toda la zona a prospectar. De ser posible las prospecciones las han realizado dos personas juntas, dado que es normal que las aves no respondan al reclamo, limitándose a acercarse con cortos vuelos y ocultándose entre la vegetación o a sobrevolar brevemente sobre el reclamo (observación personal), por lo que es difícil para un solo observador el detectar a los individuos que no responden al reclamo.

En las zonas donde se ha localizado Alondra Ricotí se ha realizado un mapeo de territorios, dado que es la forma más fiable de conocer el tamaño de la población. El horario recomendable para el mapeo de territorios es desde media hora antes del amanecer hasta media hora después del amanecer, por ser el momento en que mayor actividad muestran los machos. Para mapear una zona se realizan recorridos a pie, rectos, en paralelo y separados unos 50 metros, a baja velocidad, entre 2 y 3 km/h. Se han evitado los días de lluvia o viento, incluso débil. Cuando se escucha el reclamo se anota la posición del observador, usando un GPS, la dirección y la distancia estimada del individuo que se ha escuchado, de manera que tras recorrer la parcela se obtienen una nube de contactos que permite establecer el límite de los territorios. Es fundamental disponer de contactos dobles o triples (aquellos en los que un macho o dos responden al canto de otro). En caso de que haya una escasa actividad por parte de los machos se emplea el reclamo electrónico, emitiendo unas breves notas del canto del macho y permaneciendo a la escucha un par de minutos.

### **3. Resultados**

Se desglosan los resultados obtenidos para poblaciones existentes o localidades con citas de presencia.

#### **3.1 Población de Cordovilla.**

Se prospectó la zona en el 2005 sin detectarse la especie. La zona ha sufrido reforestaciones, roturaciones y la proliferación de canteras, sin embargo aun quedan muchas zonas con características adecuadas para la especie. Con los datos actuales consideramos la población extinta, aunque deberían prospectarse los tomillares cercanos.

#### **3.2 Población de Pozo Cañada.**

Se prospectó la zona durante 2005, sin obtener ningún contacto, las roturaciones y reforestaciones ha reducido enormemente el hábitat disponible para la Alondra Ricotí. Consideramos esta población extinguida.

#### **3.3 Población de Hoya Gonzalo.**

Descubierta en 2005, se mapeo y se localizaron 6 individuos. En 2008 tan sólo se localizaron tres individuos. El erial en que se asentaba la población ha sido atravesado por un camino, con la consiguiente pérdida de hábitat y aumento de molestias por el tránsito de vehículos.

#### **3.4 Población del Campo de Tiro.**

Se descubrió en 2006 y pudo ser mapeada en 2007. Se localizaron entre 6 y 8 machos. El Campo de Tiro alberga una gran superficie de hábitat adecuado para la especie, por lo que podría albergar otras poblaciones a parte de la ya conocida. Aunque parte del Campo de Tiro ya ha sido prospectada aun quedan abundantes zonas adecuadas para la especie, sin prospectar.



Imagen 2. Zona donde se asienta la población del Campo de Tiro. Se trata de una formación de esparto y romero, de un metro de altura.

### **3.5 Población de Viveros.**

En 2005 tan sólo se detectó un macho. En 2006, se volvió a localizar un solo macho. Desde 1.995 el erial ha sido roturado, dividiéndolo en dos parcelas de unas veinte hectáreas cada una. Ni en 2007 ni en 2008 se ha localizado ningún individuo en la zona, por lo que parece probable la extinción de esta población.

#### *3.6. Población de El Bonillo-El Balletero.*

En 2005 se mapearon 50 hectáreas y sólo se localizó un macho. En total el erial ocupa unas 350 hectáreas. En base a observaciones de los años 2006, 2007 y 2008, existen al menos 4 machos en el erial.



Imagen 3. Hábitat típico de la Alondra Ricotí en el Campo de Montiel.

### **3.7. Población de Barrax-La Herrera.**

En el Atlas de Aves Reproductoras de España (MARTÍ Y DEL MORAL, 2003) se cita la reproducción en la zona. Sin embargo las zonas con hábitat adecuado son poco abundantes y de escasas dimensiones, puesto que la mayor parte de los tomillares de la zona han sido reforestados. La existencia de una población de Alondra Ricotí parece poco probable.

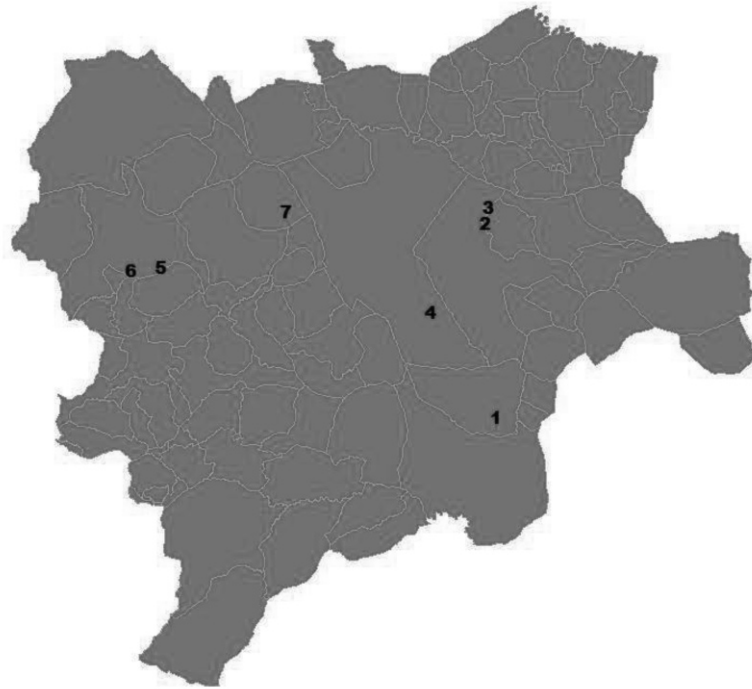


Figura 1. Localización de las poblaciones de Alondra Ricotí en la provincia de Albacete. Los números se corresponden con distintas poblaciones. 1, Cordovilla. 2, Hoya Gonzalo. 3, Campo de Tiro. 4, Pozo Cañada. 5, El Bonillo-El Ballestero. 6, Viveros. 7, Barrax-La Herrera.

#### 4. Discusión

La Alondra Ricotí mantiene al menos tres poblaciones en la Provincia de Albacete (Hoya Gonzalo, Campo de Tiro y El Bonillo-El Ballestero) con entre 13 y 18 machos en total. Las poblaciones de Cordovilla, Pozo Cañada, Barrax-La Herrera y Viveros, probablemente se han extinguido. La pervivencia de estas pequeñas poblaciones está muy comprometida debido a su alta vulnerabilidad a sucesos estocásticos de origen natural o a la destrucción o alteración de su hábitat (GARZA, 2004). Esta última causa es muy probablemente la responsable de la desaparición de las cuatro poblaciones desaparecidas.

La conservación de la Alondra Ricotí exige la conservación del hábitat de las poblaciones existentes, así como las zonas de cultivo próximas (GARZA, 2005). Las tres poblaciones que perviven están bajo el amparo de alguna figura de protección, la de El Bonillo-El Ballestero, se encuentra en la ZEPA Campo de Montiel, la población de Hoya Gonzalo, está en el límite de la ZEPA Área esteparia del este de Albacete, por lo que sería fácil extender los límites de la ZEPA para incluir el erial donde viven las alondras, finalmente, la población del Campo de Tiro, se encuentra dentro de una zona militar de acceso restringido. Las autoridades militares conocen la presencia de la Alondra Ricotí y han mostrado una actitud muy positiva hacia la conservación de la especie.

#### 5. Agradecimientos

Vicente Garza, nos guó en el inicio de este estudio, con buenos consejos y facilitándonos grabaciones digitales del canto. Domingo Blanco, Jesús Alarcón, Manuel López, Julián Picazo, Rubén Miñano, Miguel Vélaz, José Ángel García, Rafa Torralba y Pedro Lozano, nos han acompañado o muestreado alguna zona, sin su ayuda no habríamos prospectado tantas zonas. David Barritt hizo la traducción del resumen al inglés. Vicente Moreno nos ha prestado la fotografía de la Alondra Ricotí. Ricardo Ladrón de Guevara, nos facilitó el acceso al Campo de Tiro Militar de Chinchilla, así mismo los diferentes directores de esta instalación militar nos permitieron el acceso sin ningún tipo de restricciones.



Imagen 4. Erial donde se encuentra la población de Hoya Gonzalo. El camino, de nueva construcción ha partido el tomillar en dos, a la derecha se aprecian las reforestaciones que rodean al tomillar, al fondo uno de los numerosos parques eólicos de la zona.

## 6. Bibliografía

- DIES, J. I., MOLINA, B. y DE JUANA, E. (2009). Últimas noticias sobre avifauna. *La Garcilla*. 137: 30-31. Madrid.
- GARZA, V. y SUÁREZ, F. (1990). Distribución, población y selección de hábitat de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*. 37 (1): 3-12. Madrid.
- GARZA, V., SUÁREZ, F. y TELLA, J.L. Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti* En: Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.) (2003)a. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp 364-365. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de ornitología. Madrid.
- GARZA, V., SUÁREZ, F., HERRANZ, J., TRABA, J., GARCÍA DE LA MORENA, E. L., MORALES, M.B., GONZÁLEZ, R. y CASTAÑEDA, M., (2005). Home range, territoriality and habitat selection by the dupont's lark *Chersophilus duponti* during the breeding and postbreeding periods. *Ardeola*. 52,1. 133-146. Madrid.
- GARZA, V., SUÁREZ, F. y TELLA, J.L. (2004). Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*. En: Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (eds.): Libro Rojo de las Aves de España. 309-312. Dirección General para la Conservación de la Biodiversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- GARZA, V., TRABA, J. y SUÁREZ, F. (2003) b. Is the European population of Dupont's lark *Chersophilus duponti*, adequately stimated?. *Bird study* 50, 309-311.
- MARTÍN-VIVALDI, M., MARÍN, J. M., ARCHILA, F., LÓPEZ, E. y DE MANUEL, L. C., (1999). Caracterización de una nueva población reproductora de alondra de dupont (*Chersophilus duponti*) (passeriformes, alaudidae) en el sureste ibérico. *Zoología baetica*, 10: 185-192.
- MARTÍNEZ, C. ALARCÓN, J. CAÑIZARES, J.A., CAÑIZARES, D., GARCÍA, J., LÓPEZ, M., LOZANO, P., MIÑANO, R., PICAZO, J., TORRALBA, R., y VÉLAZ, M. Estudio de la población de Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) en la Provincia de Albacete. Informe inédito. 2005. Albacete.
- RIVAS, J.M. y MORENO-RUEDA, G., (2006). Censo detallado de la mayor población de Alondra Ricotí *Chersophilus duponti* del sur de España. *Revista Catalana d'Ornitologia* 22:27-29. Barcelona.
- SOCIEDAD ALBACETENSE DE ORNITOLOGÍA. (2001). *Anuario Ornitológico de Albacete, 1997 y 1998*. Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete.



# Censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia, 2003-2008. Memoria

HERNÁNDEZ NAVARRO, A.J. y FERNÁNDEZ-CARO GÓMEZ, A.  
*Secretaría de Investigación de ANSE.*  
*C/ Medieras, 6, entresuelo izquierda. 30201. Cartagena*

## Resumen

La invernada de las aves acuáticas y su distribución geográfica en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia han sido descritas según los resultados de los censos efectuados en el mes de enero desde el año 2003 a 2008. Los grandes embalses de agua dulce y las salinas fueron los tipos de humedal más importantes, siendo el Mar Menor y las Salinas de San Pedro del Pinatar las zonas húmedas más destacadas. Los limícolas, como grupo, y el Zampullín Cuellinegro *Podiceps nigricollis*, Cormorán Grande *Phalacrocorax carbo* y Focha Común *Fulica atra* las más abundantes. Otras especies destacables por su rareza fue la presencia de Garceta Grande *Egretta alba*, Negrón Especulado *Melanitta fusca*, Porrón Pardo *Aythya nyroca* y Grulla Común *Grus grus*. Por su abundancia y rareza la Malvasía Cabeciblanca *Oxyura leucocephala* y Serreta Mediana *Mergus serrator*.

**Palabras clave:** invernada, aves acuáticas, humedales, distribución, abundancia, región de Murcia

## Abstract

The situation of wintering wildfowl and waders and their geographical distribution within the province of Murcia has been described in accordance with the results of censuses taken in January in the years 2003 to 2008. The large freshwater reservoirs and salt works were the most important type of habitat, with the Mar Menor and the salt works at San Pedro del Pinatar being the top areas. The most abundant birds were waders in general, the Black Necked Grebe, Cormorant and Coot. Other species seen that stand out due to their local rarity were Great White Egret, Velvet Scoter, Ferruginous Duck and Common Crane, while national rarities seen relatively commonly locally were White Headed Duck and Red-breasted Merganser.

**Keywords:** wintering, waterbirds, wildfowl, waders, distribution, abundance, Murcia.

## 1. Introducción.

En España, los censos de aves acuáticas invernantes constituyen uno de los programas de seguimiento de avifauna que se desarrollan regularmente, y el más antiguo. Su inicio se remonta a la década de los sesenta, cuando la Sociedad Española de Ornitología (SEO) comenzó a implantar aquí los, ya por entonces tradicionales en otros países, censos de invierno y estableció la coordinación nacional de los mismos. Desde 1989, con el traspaso de competencias en esta materia, las comunidades autónomas pasan a coordinar los censos, unas con mejor acierto que otras. Esta información acumulada a lo largo de los años ha sido recopilada y analizada, a escala nacional, por Bernís, 1972; Carbonell y Muñoz-Cobo, 1980; Alberto y Purroy, 1981 o Troya y Bernués, 1990 (Martí, 2002).

En Murcia la información de que se dispone hasta el año 2003, presenta carencias que dificulta una valoración histórica de la evolución de las poblaciones para muchas especies. Sin embargo, esta circunstancia no le quita el valor de ser la información más importante y completa que se dispone en nuestra Comunidad Autónoma relativa a la evolución poblacional de vertebrados silvestres.

## 2. Censadores.

El equipo de censadores que, de manera totalmente desinteresada, ha hecho posible este trabajo ha estado compuesto por: Alberto Sancho Albaladejo, Alejandro Romero Angles, Alfonso Rey Pastor, Amparo García Mellado, Ana Hernández

Guirao, Andrés Bastida García, Andrés Muñoz Corbalán, Ángel Clemente Moreno, Ángel Guardiola Gómez, Ángel Sallent Sánchez, Ángela María García López, Antonio Aldeguer Montiel, Antonio Fernández-Caro Gómez, Antonio Fuentes Marín, Antonio Jesús Hernández Navarro, Antonio Pérez López, Bob Cohan, Chema Catarineu Guillén, Conrado Requena Aznar, Cristina Sobrado Calvo, Dora Sánchez Rubio, Diana Saura Marín, Diego Zamora Uran, Domingo Díaz Villa, Domingo Gómez Gómez, Eloy Pérez Romero, Encarna Sánchez Paredes, Francisco Alberto García Castellanos, Francisco Gracia Mellinas, Francisco Javier Almansa Paredes, Francisco Picón Díaz, Francisco Robledano Aymerich, Fulgencio Sánchez Solana, Gregorio Pasamontes García, Guillermo Labarga García, Gustavo Ballesteros Pelegrín, Héctor M. Quijada Guillamón, Helen Cohan, Helena Ibáñez Martínez, Iluminada Pagán Abella, Inmaculada Martínez Morales, Isabel Campillo Inglés, Isabel Victoria Hernández Rubio, Isidro Guillén López, Isidro Martínez Vivancos, Jacinto Martínez Ródenas, Javier Coll Bastida, Javier Noguera García, Jesús Rodríguez Sánchez, Jorge Manuel Sánchez Balibrea, José Andrés Prieto Franco, José Andreu Ros, José Antonio Barba Ramos, José Belchí Castellón, José Eduardo Illueca Ballester, José González Soto, José Javier López Cortés, José Luis Murcia Abellán, José Manuel Vidal Gil, José Nieto Sánchez, Juan Diego García Torralba, Juan Francisco Martínez Pérez, Juan Francisco Sánchez González, Juan Manuel Ibáñez González, Kike Markes Pina, Laura Aznar Morell, Lorena Muñoz Juste, Luis Marco Palao, Luis Murillo Guillén, Magdalena Martínez Pedrero, María del Carmen García Cerezuela, María Dolores Andrés Blanco, María Dolores Cabrera Lidón, María Dolores Martínez Lorente, María Paloma De Paz García, María Pilar Fernández Martín, María Teresa Martínez Meroño, Marien Milanés Murcia, Mario León Ortega, Marta Isabel Terry López, María Jesús Izquierdo Peñalver, Miguel Ángel Núñez Herrero, Mónica García Ortega, Pablo Espinosa Parra, Pedro Antonio Cánovas Moreno, Pedro Domingo Martínez Martínez, Pedro García Moreno, Pedro López Barquero, Pilar Andujar Rodríguez, Rafael Peral Pérez, Richard Howard, Salvador García Barcelona, Sergio Martínez Mendoza, Tomás García Rubio, Vicente Hernández Gil y Vicente José Pérez Baro.

### 3. Objetivos.

La presente memoria describe la invernada de las aves acuáticas y su distribución geográfica en la CARM durante el mes de enero de los años 2003 a 2008. La información se analiza con el objetivo principal de conocer la cuantía e importancia de sus efectivos poblacionales y localización geográfica, haciendo posible reconocer el valor de conservación de cada humedal para cada una de las especies descritas.

### 4. Metodología.

Las “aves objetivo” de este censo fueron las aves acuáticas que se observaron en la CARM durante la realización de los censos.

Desde un punto de vista sistemático, se consideraron aves acuáticas los siguientes órdenes: Gaviiformes, Podicipediformes, Pelecaniformes, Ciconiiformes, Phoenicopteriformes, Anseriformes, Gruiformes y Charadriiformes. Sin embargo, la Convención de Ramsar, ofrece una definición más funcional y ajustada a los objetivos del presente estudio: “aves que dependen ecológicamente de los humedales”. Considerando ésta definición y según las especies invernantes en la CARM, la lista se abre a otros grupos como Falconiformes (Aguilucho Lagunero y Águila Pescadora), Coraciiformes (Martín Pescador) y Paseriformes (Lavandera Cascadeña, Mirlo Acuático, Pechiazul, Ruiseñor Bastardo, Buscarla Pintoja, Carricerín Real, Carricero Común, Carricero Tordal, Pájaro Moscón y Escribano Palustre).

Por necesidades de planificación, este amplio grupo de aves acuáticas quedó reducido al descartar a todos los paseriformes, pues necesitarían de un método y estrategia de censo diferente al que se utilizó. Sin embargo, sí se aconsejó su registro en la ficha de toma de datos, así como una estima de su abundancia en términos cualitativos (abundante, común o escaso).

La clasificación de las especies en los diferentes grupos (denominados en lo sucesivo como “categorías”) fue realizada atendiendo a la combinación de dos criterios: uso del espacio y categoría taxonómica, quedando de la siguiente forma:

**Aves marinas:** colimbos, cormoranes, serretas, negrones, gaviotas, págalos y charranes.

**Zampullines y Somormujos:** Zampullines y somormujos.

**Zancudas:** garzas y flamencos.

**Limícolas:** Charadriiformes.

**Fochas:** fochas.

**Anátidas nadadoras:** patos, cercetas, tarros, barnaclas y cisnes.

**Anátidas buceadoras:** porrones, Eider, Havelda, y Malvasía.

**Aves del carrizo:** rálidos, agachadizas, Becada.

**Otras acuáticas:** Canastera, Martín Pescador, Aguilucho Lagunero, Águila Pescadora, paseriformes y no clasificadas anteriormente.

Se utilizó una ficha para cada humedal, anotándose todas las aves identificadas tanto visual como auditivamente (sin utilizar reclamos). Debido a las características en el uso de hábitat de este grupo de aves, no se consideró útil aumentar la dificultad del trabajo de campo limitando el horario del censo. Este fue tanto la mañana (preferiblemente) como la tarde.

La norma básica siempre fue molestar lo menos posible a las aves.

Uno de los problemas con los que nos enfrentamos a la hora de interpretar los datos de años anteriores a 2003 fue que algunos humedales, o fragmentos de grandes humedales, no estuvieron claramente identificados geográficamente, por lo que se optó por no analizar su evolución en el tiempo con anterioridad a esta fecha. Por este motivo se realizó una localización geográfica precisa de las zonas más conflictivas (Mar Menor y humedales periféricos) a la cual los censadores tuvieron que ajustarse. Así, también, se puso especial énfasis en solicitar la localización geográfica inequívoca para el resto de las zonas censadas. Cuando la zona fue grande (Mar Menor, Salinas de San Pedro, Embalse del Argos,...) se solicitó efectuar un pequeño croquis del itinerario realizado.

La clasificación de los humedales censados atendió a criterios de estructura y funcionamiento actual (Robledano, 1992), quedando los diferentes “tipos” de la siguiente manera:

**Salinas:** Salinas de San Pedro del Pinatar, Salinas del Rasall, Salinas de Mazarrón y Salinas de Marchamalo.

**Grandes embalses de agua dulce:** Azud de Ojós, embalse de Algeciras, embalse de la Risca, embalse de Puentes, embalse de la Cierva, embalse de Valdeinfierno, embalse de Santomera, embalse del Argos, embalse del Cenajo, lagunas del Cabezo Beaza, lagunas de Campotéjar, embalse del Cárcabo, embalse del Quípar (o de Alfonso XIII), embalse de Pliego, embalse de la rambla del Moro, embalse del final del trasvase (La Guía), embalse del Mayés, lagunas de la rambla de las Moreras y embalse de los Rodeos.

**Tramos del Río Segura:** zona fluvial Cañaverosa, Auditorio-Paseo Malecón, desembocadura Río Mula, El Menjú, Contraparada, Presa de Almadenes (La Mulata).

**Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR):** EDAR de El Algar-Los Urrutias, EDAR de Los Alcázares, EDAR de Las Torres de Cotillas y EDAR de Mazarrón.

**Laguna del Mar Menor:** Mar Menor.

**Humedales del Litoral del Mar Menor:** Desembocadura de la Rambla de El Albuñón, El Carmolí, Gola de la Encañizada, Humedal del Rame, Lo Poyo, Playa de la Hita-Punta Galera, Ribera noroeste del Mar Menor, ribera sureste del Mar Menor.

**Humedales asociados a cauces de rambla:** Rambla salada de Fortuna, Río Guadalentín, Rambla del Miedo, Rambla de El Albuñón tramo final, Rambla de las Salinas de Alhama, Rambla de las Moreras tramo del Saladillo, Rambla de las Moreras tramo norte, rambla de Miranda, Río Luchena y otros humedales asociados al Río Guadalentín.

**Balsas artificiales de regadío:** balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena, Campo de Golf “La Manga Club”, balsas artificiales de regadío de Las Torres de Cotillas, balsas artificiales de regadío de Alcantarilla, balsas artificiales de regadío de Alhama de Murcia, balsas artificiales de regadío de Fortuna y balsas artificiales de regadío de Murcia.

**Islas del Mar Menor:** Isla del Sujeto, Isla Perdiguera, Isla del Barón e Isla Redondela.

**Arrozales:** Arrozales de Calasparra.

**Charcas de purines:** Charca de Purines en Granja Muñoces,

Charcones de la Bahía de Portman.

## 5. Resultados.

Los resultados muestran, por especies y humedales, las cifras obtenidas sin tener en cuenta las Gaviotas Patiamarilla y Reidora, cuya abundancia y particular utilización de los humedales complicaría tanto la interpretación de los resultados como las conclusiones. Para obtener una idea de estas dos poblaciones, al igual que hemos comentado anteriormente para los paseriformes, sería preciso seguir otra metodología en los censos. No obstante, sí se muestran sus datos particulares en el apartado dedicado a cada una de las especies.

Hay que reconocer que existe, en la exposición de los resultados, cierta repetición de los mismos datos en diferentes tablas, si bien ordenados de manera diferente. Esto, sin embargo, se ha considerado conveniente con el objetivo de conseguir una mayor facilidad en la lectura e interpretación de los resultados.

El análisis comparativo de especies y humedales, se realiza sin tener en cuenta las balsas de purines, encharcamientos naturales, islas y arrozales, debido a que estos humedales fueron solo censados esporádicamente. Estos humedales solo intervienen en la suma de los resultados totales.

También, hay que advertir que pueden existir ligeras diferencias en los totales originados a partir de tablas cuando éstas se refieren a especies y cuando se refieren a humedales. Esto es debido a que algún censador no individualizó los humedales censados. Por lo que se hizo imposible asignar las abundancias de las especies a alguno de los tipos de humedal considerados. Sin embargo, para evitar la pérdida total de esta información que hubiera supuesto no tener en cuenta estos censos, se estimó conveniente su uso en el análisis de las especies, aunque no en el de los humedales.

## 5.1 Resultados globales

Un equipo de 96 personas, con un esfuerzo total de 488 horas de censo, permitió que durante el mes de enero entre los años 2003 a 2008, se censaran 66 humedales y contaran 59.085 aves acuáticas pertenecientes a 72 especies diferentes. La media anual fue de 36 participantes, 81 horas, 35 humedales y 9.848 aves de 58 especies censadas (Tabla 1).

Tabla 1  
Evolución anual del esfuerzo y resultados globales del CIAA Murcia años 2003-2008.

Año	Nº horas	Nº censadores	Nº humedales	Riqueza	Abundancia
2003	81	24	35	54	6.831
2004	93	37	41	59	8.070
2005	74	38	34	54	8.908
2006	86	37	32	60	13.378
2007	84	37	34	60	9.849
2008	70	40	32	58	12.049
Media	81	36	35	58	9.848
Total	488	96	66	72	59.085

## 5.2. Resultados referidos a las especies.

### 5.2.1. Resultados por categoría.

La categoría más abundante fue las limícolas, con el 22,3 % del total, seguida de zampullines y somormujos y aves marinas, con porcentajes superiores al 17 % (Tablas 2 y 3).

Tabla 2  
Evolución anual de la abundancia por categoría del CIAA Murcia años 2003-2008.

Categoría	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Media	Total
Limícolas	1.374	1.629	1.649	4.020	2.277	2.240	2.198	13.189
Zampull/somormuj	1.658	1.317	1.410	2.122	1.592	2.163	1.710	10.262
Aves marinas	1.399	1.523	1.098	2.322	1.173	2.586	1.684	10.101
Anátidas nadadoras	636	1.367	1.562	1.456	2.076	1.225	1.387	8.322
Fochas	423	835	1.280	1.170	811	1.419	990	5.938
Zancudas	722	327	962	1.048	955	1.252	878	5.266
Aves del carrizo	309	704	528	690	532	362	521	3.125
Anátidas buceadoras	205	240	408	539	421	729	424	2.542
No identificadas	100	114	1	0	0	52	45	267
Otras acuáticas	5	14	10	11	12	21	12	73
Total	6.831	8.070	8.908	13.329	9.849	12.049	9.848	59.085

Tabla 3

Evolución anual del porcentaje por categoría del CIAA Murcia años 2003-2008.

Categoría	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Media
Limícolas	20,1	20,2	18,5	30,2	23,1	18,6	22,3
Zampull/somormuj	24,3	16,3	15,8	15,9	16,2	18,0	17,4
Aves marinas	20,5	18,9	12,3	17,2	11,9	21,5	17,1
Anátidas nadadoras	9,3	16,9	17,5	10,9	21,1	10,2	14,1
Fochas	6,2	10,3	14,4	8,8	8,2	11,8	10,1
Zancudas	10,6	4,1	10,8	7,8	9,7	10,4	8,9
Aves del carrizo	4,5	8,7	5,9	5,2	5,4	3,0	5,3
Anátidas buceadoras	3,0	3,0	4,6	4,0	4,3	6,1	4,3
No identificadas	1,5	1,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5
Otras acuáticas	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
<b>Total</b>	100	100	100	100	100,0	100,0	100,0

Tabla 4

Abundancia de las distintas categorías de aves en los diferentes tipos de humedales del CIAA Murcia años 2003-2008.

Categoría	Gremb	Salin	Humlt	MMenr	Balsa	Segur	Humrb	EDAR
Limícolas	537	4.987	6.543	0	382	29	238	274
Zam y som	2.052	2.263	368	4.209	1.150	34	21	159
Aves marin	2.384	2.811	734	3.874	130	86	11	18
Anátid nada	3.907	1.169	562	178	944	1.225	102	114
Fochas	3.430	0	1.487	0	804	174	27	16
Zancudas	1.539	1.738	1.026	0	342	71	219	75
Aves carriz	838	45	58	0	552	848	387	235
Anátid buce	2.369	0	0	0	173	0	0	0
Anátid no id	103	0	0	0	1	163	0	0
Otras acuáti	25	5	20	0	10	1	10	2

Faltan los encharcamientos litorales (Bahía Portman) y las Islas del Mar Menor

**Limícolas:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 13.189 aves (Tabla 2) de 24 especies, siendo el Correlimos Común la más abundante, seguida del Correlimos Menudo y Tridáctilo (Tabla 5). Los humedales del litoral del Mar Menor y las salinas fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 5

Evolución anual de la abundancia de Limícolas del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Correlimos Común	287	163	374	1.769	329	482	3.404	567
Correlimos Menudo	198	421	324	642	516	228	2.329	388
Correlimos Tridáctilo	87	67	62	127	254	496	1.093	182
Cigüeñuela Común	157	110	126	165	252	179	989	165
Chorlitejo Patinegro	52	135	119	247	54	60	667	111
Vuelvepedras Común	110	30	42	131	217	81	611	102
Chorlitejo Grande	26	76	41	216	85	108	552	92
Chorlito Gris	68	37	87	96	112	118	518	86
Avoceta Común	17	109	48	135	93	89	491	82
Chorlito Dorado Europeo	0	26	62	126	82	170	466	78
Archibebe Común	64	46	84	86	38	51	369	62
Alcaraván Común	88	75	41	75	67	38	384	64
Avefría Europea	98	52	47	32	16	3	248	41

Andarríos Grande	37	55	40	17	61	25	235	39
Aguja Colinegra	58	39	40	36	9	32	214	36
Archibebe Claro	15	36	44	20	26	19	160	27
Andarríos Chico	5	25	21	21	20	24	116	19
Zarapito Real	2	36	10	17	16	9	90	15
Chorlitejo Chico	0	15	13	7	18	10	63	11
Archibebe Oscuro	0	24	13	4	2	15	58	10
Correlimos sp	0	35	10	0	0	0	45	8
Aguja Colipinta	0	0	0	38	0	0	38	6
Combatiente	3	6	0	4	3	0	16	3
Limícolas sp	0	5	0	0	4	0	9	2
Chorlitejo sp	0	4	0	0	2	1	7	1
Aguja sp	0	0	0	7	0	0	7	1
Zarapito Trinador	0	1	0	2	1	1	5	1
Andarríos sp	2	1	0	0	0	0	3	1
Andarríos Bastardo	0	0	0	0	0	1	1	0
Archibebe sp	0	0	1	0	0	0	1	0

#### Aves marinas:

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 10.101 aves (Tabla 2) de 9 especies, (excluyendo las Gaviotas Reidora y Patiamarilla), siendo el Cormorán Grande la más abundante, seguida de la Gaviota Pícofina y Gaviota de Audouin (Tabla 6). El Mar Menor y las salinas fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 6  
Evolución anual de la abundancia de aves marinas del CIAA Murcia años 2003-2008 (\*).

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Cormorán Grande	912	1.054	603	1.670	499	2.093	6.831	1.139
Gaviota Pícofina	235	224	242	434	342	266	1743	291
Gaviota de Audouin	106	194	55	139	189	135	818	136
Serreta Mediana	120	16	168	65	112	65	546	91
Charrán Patinegro	18	29	30	13	28	25	143	24
Negrón Especulado	2	0	0	1	0	1	4	1
Gaviota Sombría	6	4	0	0	2	1	13	2
Alca Común	0	2	0	0	0	0	2	0
Pardela Cenicienta	0	0	0	0	1	0	1	0

(\*) Gaviota Reidora y Patiamarilla, no incluidas en tabla.

#### Zampullines y somormujos:

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 10.262 aves (Tabla 2) de 3 especies, siendo el Zampullín Cuellinegro la más abundante (Tabla 7). El Mar Menor y las salinas fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 7  
Evolución anual de la abundancia de Zampullines y Somormujos del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Zampullín Cuellinegro	1.213	870	820	1.489	1.094	1.395	6.881	1.147
Zampullín Común	201	301	389	358	423	614	2.286	381
Somormujo Lavanco	244	146	201	275	75	154	1.095	183

Respecto a la selección del hábitat, podemos apreciar una diferente selección en el tipo de hábitat entre estas especies. Mientras el Zampullín Común selecciona las aguas dulces (también se presenta en el Embalse de Santomera de aguas salobres), para el Somormujo Lavanco lo importante es el tamaño del humedal, seleccionando los de tamaño medio-grande. El Zampullín Cuellinegro es más ubicuo, encontrándose tanto en aguas saladas (preferentemente) como dulces, así como en grandes humedales (mayoritariamente) como pequeños.

**Anátidas nadadoras:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 8.589 aves (Tabla 2) de 11 especies, siendo el Ánade Azulón la más abundante, seguida del Cuchara Común (Tabla 8). Aves exóticas (domésticas, liberadas o escapadas) se censaron el Ánade Azulón Doméstico, Cisne Vulgar, Ánsar Doméstico, Pato Criollo y Pato Joyuyo. Las Anátidas nadadoras más escasas fueron el Ánsar Común y Ánade Friso (sin tener en cuenta aves exóticas e híbridas) (Tabla 8).

Los grandes embalses y los tramos del río Segura fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 8  
Evolución anual de la abundancia de Anátidas nadadoras del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Ánade Azulón	338	963	602	609	860	315	3.687	615
Cuchara Común	106	34	388	372	730	396	2.026	338
Tarro Blanco	151	177	179	315	222	297	1.341	224
Ánade Azulón doméstico	1	37	186	54	124	37	439	73
Cerceta Común	21	12	26	61	107	135	362	60
Anátida sin identificar	100	114	0	0	0	52	266	44
Silbón Europeo	5	50	123	4	7	11	200	33
Ánade Rabudo	2	36	57	32	23	30	180	30
Pato Criollo	0	44	0	0	1	0	45	8
Ánade Friso	7	3	0	6	0	0	16	3
Cisne Vulgar	3	4	0	3	2	4	16	3
Ánsar Doméstico	0	7	0	0	0	0	7	1
Pato Joyuyo	2	0	0	0	0	0	2	0
Ánsar Común	0	0	1	0	0	0	1	0
Anátida híbrida	0	0	1	0	0	0	1	0

**Fochas:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 5.938 aves de la especie Focha Común (Tablas 2 y 9).

Los grandes embalses de agua dulce y los humedales del litoral del Mar Menor fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 9  
Evolución anual de la abundancia de Fochas del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Focha Común	423	835	1.280	1.170	811	1.419	5.938	990

**Zancudas:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 5.266 aves (Tabla 2), de 7 especies, siendo el Flamenco Común la más abundante. Las salinas y los grandes embalses fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 10  
Evolución anual de la abundancia de Zancudas del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Flamenco Común	243	58	407	757	300	286	2.051	342
Garcilla Bueyera	296	12	356	70	413	756	1.903	317
Garza Real	86	186	104	124	119	95	714	119
Garceta Común	83	58	86	75	105	104	511	85
Espátula Común	13	13	9	21	16	11	83	14
Garceta Grande	1	0	0	1	1	0	3	1
Avetorillo Común	0	0	0	0	1	0	1	0

**Aves del carrizo:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 3.125 aves (Tabla 2) de 5 especies, siendo la Gallineta Común la más abundante, seguida de Agachadiza Común (Tabla 11). Los tramos del Río Segura y los grandes embalses, fueron los tipos de humedal más importantes para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 11  
Evolución anual de la abundancia de Aves del carrizo del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Gallineta Común	283	643	502	672	501	330	2.931	489
Agachadiza Común	22	44	11	10	19	25	131	22
Calamón Común	4	6	3	6	10	4	33	6
Rascón Europeo	0	1	12	2	2	0	17	3
Agachadiza sp	0	10	0	0	0	0	10	2
Agachadiza Chica	0	0	0	0	0	3	3	1

**Anátidas buceadoras:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 2.542 aves (Tabla 2) de 5 especies, siendo el Porrón Europeo la más abundante, seguido de la Malvasía Cabeciblanca (Tabla 12). Los grandes embalses y las balsas de regadío fueron el tipo de humedal más importante para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 12  
Evolución anual de la abundancia de Anátidas buceadoras del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Porrón Europeo	162	238	232	253	301	426	1.612	269
Malvasía Cabeciblanca	38	0	162	256	110	292	858	143
Pato Colorado	3	0	7	23	1	5	39	7
Porrón Moñudo	2	0	6	5	2	1	16	3
Porrón Pardo	0	2	1	2	7	5	17	3

**Otras acuáticas:**

En el periodo 2003-2008 se censó un total de 73 aves (Tabla 2) de 3 especies, siendo el Aguilucho Lagunero Occidental la más abundante (Tabla 13). Los grandes embalses y los humedales del litoral del Mar Menor fueron el tipo de humedal más importante para esta categoría (Tabla 4).

Tabla 13  
Evolución anual de la abundancia de Otras acuáticas del CIAA Murcia años 2003-2008.

Especie	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	Media
Aguilucho Lagunero Occ	4	9	6	4	6	9	38	6
Martín Pescador	0	3	4	7	6	12	32	5
Grulla Común	0	2	0	0	0	0	2	0
Aguilucho sp	1	0	0	0	0	0	1	0

**5. 2. 2. Resultados por especie.**

Se ofrece información de la abundancia de cada especie entre los años 2003 y 2008 relativa a la media (nº aves/año), el mínimo y máximo anual registrado, así como el porcentaje respecto de la abundancia total. También el tipo de humedal y humedales más importantes para la especie (señalando su media anual) e indicando el porcentaje que representan éstos últimos respecto del total. También, otros humedales importantes para la especie pero censados de manera irregular o con falta de datos para un análisis más preciso. Y finalmente otras observaciones relativas a su distribución geográfica y selección del tipo de hábitat.

**Agachadiza Común (Gallinago gallinago).**

Media: 21,8 (10 – 44; 0,2 %). Abundante y ampliamente distribuida por las ramblas de la Región, con abundancia máxima en humedales asociados a cauces de rambla (13,2). El humedal más importante fue el tramo final de la Rambla

del Albujión (5,4) con el 21 % del total. Otros importantes fueron la rambla del Miedo (21 aves en 2003), y el conjunto de los humedales del Guadalentín, en su tramo de Alhama (9,3). Su población real fue muy superior al frecuentar otros hábitats como los campos de cultivo.

#### **Aguilucho Lagunero Occidental (*Circus aeruginosus*).**

Media: 6,0 (4 – 9; 0,1 %). Principalmente en humedales cercanos al litoral y más escaso en el interior, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (2,3). Los más importantes fueron el Carmolí (1,2), las lagunas de la rambla de las Moreras (1,0) y las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (0,8), con el 47 % del total. Otro importante fue la rambla del Miedo (1 ave en 2003 y 2 en 2004).

#### **Aguja Colinegra (*Limosa limosa*).**

Media: 36 (9 – 58; 0,4 %). Solo en el litoral, en humedales de agua salada, con abundancia máxima en salinas (31,0). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (30) y Gola de la Encañizada (4,7), con el 98 % del total.

#### **Aguja Colipinta (*Limosa lapponica*).**

Únicamente 38 aves en 2006 en la Gola de la Encañizada del Mar Menor.

#### **Alca Común (*Alca torda*).**

Únicamente 2 aves en el Mar Menor, en 2004. Es invernante común en el mar Mediterráneo.

#### **Alcaraván Común (*Burhinus oedicephalus*).**

Media: 64,0 (38 – 88; 0,6 %). Distribuido por toda la Región, con abundancia máxima en humedales del litoral del Mar Menor (39,0). Los más importantes fueron el Carmolí (28), lagunas del Cabezo Beaza (11,2) y Gola de la Encañizada (10,8), con el 78 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (16,0). Su población real fue muy superior al ser una especie propia de zonas agrícolas, baldíos y eriales, contando los humedales con una fracción residual de su población.

#### **Ánade Azulón (*Anas platyrhynchos*).**

Media: 614,5 (315 – 963; 6,2 %). Muy abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (267,3). Los más importantes fueron el río Segura, tramos agrupados (124,3), Lo Poyo (97,3), balsas artificiales de regadío del campo de Cartagena (72,2), lagunas del Cabezo Beaza (54,2) y el embalse de Santomera (49,5), con el 57 % del total. Otro importante fueron los campos de arroz de Calasparra (70 aves en 2006).

#### **Ánade Azulón Doméstico (*Anas platyrhynchos*).**

Media: 73,2 (1 – 186; 0,7 %). Casi la totalidad de su abundancia en los tramos del río Segura (71,0) y el resto en balsas artificiales de regadío. Los humedales más importantes fueron el río Segura, tramos agrupados (70,8) y el Campo de Golf “La Manga Club” (2,0), con el 99 % del total. Su presencia se limitó a humedales donde ha sido liberado, a partir de los cuales no parece capaz de colonizar otros de manera autónoma.

#### **Ánade Friso (*Anas strepera*).**

Media: 2,7 (0 – 7; 0,03 %). En humedales del litoral o interior de agua dulce (no salada), con abundancia máxima en los grandes embalses de agua dulce (2,2). Los más importantes fueron el Azud de Ojós (1,2) y lagunas del Cabezo Beaza (0,7), con el 69 % del total.

#### **Ánade Rabudo (*Anas acuta*).**

Media: 30,0 (2 – 57; 0,3 %). Exclusivamente en humedales cercanos al litoral, con abundancia máxima en salinas (20,2). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (19,5), las balsas artificiales de regadío del campo de Cartagena (4,5) y las lagunas de rambla de las Moreras (4,2), con el 94 % del total.

#### **Anátida híbrida.**

Un solo ave en 2005 en balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena.

**Andarríos Chico (*Tringa hypoleucos*).**

Media: 19,3 (5 – 25; 0,2 %). Distribuido por toda la Región, principalmente en humedales de agua dulce, con abundancia máxima en balsas artificiales de regadío (7,5). Los más importantes fueron las lagunas de Campotéjar (5,0), las balsas artificiales de regadío del campo de Cartagena (4,7) y el campo de golf de la Manga Club (2,0), que contaron con el 46 % del total. Su población real fue muy superior al frecuentar pequeñas balsas artificiales de regadío censadas en escaso número.

**Andarríos Grande (*Tringa ochropus*).**

Media: 39,2 (17 – 61; 0,4 %). Distribuido por toda la Región, principalmente en el interior, con abundancia máxima en balsas artificiales de regadío (14,2). Los humedales más importantes fueron las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (9,8), Rambla Salada de Fortuna (9,0), lagunas de Campotéjar (4,7) y lagunas del Cabezo Beaza (2,2), con el 48 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (18,3). Su población real fue muy superior al frecuentar pequeñas balsas artificiales de regadío censadas en escaso número.

**Ánsar Común (*Anser anser*).**

Una sola ave en 2005 en balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena.

**Ánsar Doméstico (*Anser anser*).**

Solo un grupo de 7 aves en el Río Segura en 2004.

**Archibebe Claro (*Tringa nebularia*).**

Media: 26,7 (15 – 44; 0,3). Distribuido por toda la Región con abundancia máxima en humedales del litoral del Mar Menor (8,2). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (5,8), EDAR el Algar (3,0), la rambla Salada de Fortuna (2,7), salinas de Marchamalo (2,3) y las salinas de San Pedro del Pinatar (2,2), con el 51 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (5,0).

**Archibebe Común (*Tringa totanus*).**

Media: 61,5 (38 – 86; 0,6). Abundante y distribuido principalmente por la costa (muy escaso en el interior) por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en salinas (36,7). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (33), la Gola de la Encañizada (9,2), Lo Poyo (6,0), Playa de la Hita-Punta Galera (4,0) y las lagunas del Cabezo Beaza (3,2), con el 82 % del total.

**Archibebe Oscuro (*Tringa erythropus*).**

Media: 9,7 (0 – 24; 0,1 %). Exclusivamente en humedales cercanos al litoral, siendo mucho más escaso en los de agua dulce, con abundancia máxima en salinas (9,0). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (7,8), las salinas del Rasall (0,8) y las salinas de Marchamalo (0,5), con el 93 % del total.

**Avefría Europea (*Vanellus vanellus*).**

Media: 41,3 (3 – 98; 0,4). Distribuido por toda la Región, con abundancia máxima en balsas artificiales de regadío (27,7). El humedal más importante fue las balsas artificiales de regadío de la Comarca de Cartagena (23,7), con el 57 % del total.

Otros importantes fueron la Charca de Purines en Granja Muñozes (22 aves en 2006), las balsas artificiales de regadío de Alcantarilla (10 aves en 2005), y el conjunto de los humedales del Guadalentín, en su tramo de Alhama (12,5). Su población real fue muy superior al frecuentar otros hábitats como los campos de cultivo.

**Avoceta Común (*Recurvirostra avosetta*).**

Media: 81,8 (17 – 135; 0,8). Solo en humedales alrededor del Mar Menor, con la práctica totalidad de su abundancia en salinas (81,0). Los más importantes fueron las salinas de Marchamalo (47,7) y las salinas de San Pedro del Pinatar (33,3), con el 99 % del total.

**Calamón Común (*Porphyrio porphyrio*).**

Media: 5,5 (3 – 10; 0,1 %). Solo en grandes embalses de agua dulce. Los humedales más importantes fueron el Azud de Ojós (3,0) y las lagunas de la rambla de las Moreras (2,0), que contaron con el 91 % del total.

**Cerceta Común (*Anas crecca*).**

Media: 60,3 (12 – 135; 0,6). Distribuida por toda la Región, principalmente en humedales de agua dulce, con abundancia máxima en balsas artificiales de regadío (31,3). Los más importantes fueron las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (30,0), lagunas de la rambla de las Moreras (4,8), embalse del Quípar (4,7), embalse de Santomera (4,3) y lagunas del Cabezo Beaza (4,2), con el 76 % del total.

**Charrán Patinegro (*Sterna sandvicensis*).**

Media: 23,8 (13 – 30; 0,2). Solo en humedales alrededor del Mar Menor. Los más importantes fueron el Mar Menor (15,5) y la Gola de la Encañizada (2,7), con el 76 % del total.

**Chorlitejo Chico (*Charadrius dubius*).**

Media: 10,5 (0 – 18; 0,1 %). Disperso por el interior y litoral, alcanzando la máxima abundancia en tramos del río Segura (2,8). Los humedales más importantes fueron el río Segura, tramo de Contraparada (5,7) y rambla de las Moreras, tramo del Saladillo (2,7), con el 40 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (5,8).

**Chorlitejo Grande (*Charadrius hiaticula*).**

Media: 92,0 (26 – 216; 0,9 %). Común y distribuido principalmente por la costa (muy escaso en el interior) por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en humedales del litoral del Mar Menor (78,8). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (69,2) y las salinas de San Pedro del Pinatar (10,3), que contaron con el 86 % del total.

**Chorlitejo Patinegro (*Charadrius alexandrinus*).**

Media: 111,2 (52 – 247; 1,1 %). Principalmente por humedales cercanos al litoral (99 %), básicamente de agua salada, y muy escaso en el interior, con abundancia máxima en los humedales del litoral del Mar Menor (78,8). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (70,0), las salinas de Marchamalo (14,7) y las salinas de San Pedro del Pinatar (14,2), con el 89 % del total.

**Chorlito Dorado Europeo (*Pluvialis apricaria*).**

Media: 77,7 (0 – 170; 0,8 %). Se censó exclusivamente en las salinas de Marchamalo (76,2) y en la rambla del Miedo (9,0). Su población real fue superior al frecuentar otros hábitats como los campos de cultivo.

**Chorlito Gris (*Pluvialis squatarola*).**

Media: 86,3 (37 – 118; 0,9 %). Solo en humedales alrededor del Mar Menor. Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (76,5) y las salinas de San Pedro del Pinatar (7,0), con el 97 % del total.

**Cigüeñuela Común (*Himantopus himantopus*).**

Media: 164,8 (110 – 252; 1,7 %). Muy abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en salinas (76,7). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (61,8), la EDAR de Los Alcázares (27,4), las lagunas del Cabezo Beaza (20,3), la EDAR del Algar-Los Urrutias (17,3) y las salinas de Marchamalo (14,7), con el 80 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (18,5).

**Cisne Vulgar (*Cygnus olor*).**

Media: 2,7 (0 – 4; 0,03 %). Se censó exclusivamente en el campo de Golf “La Manga Club” (2,6), en el río Segura tramo Auditorio-Paseo Malecón (0,3) y la laguna del Mar Menor (0,2).

**Combatiente (*Philomachus pugnax*).**

Media: 2,7 (0 – 6; 0,03 %). Se censó exclusivamente en las salinas de San Pedro del Pinatar (2,7).

**Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo*).**

Media: 1.138,5 (499 – 2.093; 11,6 %). Muy abundante y ampliamente distribuido en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en el Mar Menor (533,2). Otros importantes fueron el embalse de Algeciras (155,8), el Azud de Ojós (122,5), las salinas de San Pedro del Pinatar (90,2) y la Gola de la Encañizada (69,7), que contaron con el 81 % del total.

**Correlimos Común (*Calidris alpina*).**

Media: 567,3 (163 – 1.769; 5,8 %). Principalmente por humedales cercanos al litoral (99 %), básicamente de agua salada, y muy escaso en el interior, con abundancia máxima en los humedales del litoral del Mar Menor (338,7). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (334,5) y las salinas de San Pedro del Pinatar (205,7), con el 95 % del total.

**Correlimos Menudo (*Calidris minuta*).**

Media: 388,2 (198 – 642; 3,9 %). Exclusivamente en humedales cercanos al litoral, principalmente de agua salada, con abundancia máxima en los humedales del litoral del Mar Menor (247,2). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (220,7), las salinas de San Pedro del Pinatar (116,8), la playa de la Hita-Punta Galera (18,0) y las salinas de Marchamalo (15,0), con el 93 % del total.

**Correlimos Tridáctilo (*Calidris alba*).**

Media: 182,2 (62 – 496; 1,8 %). Se censó exclusivamente en las salinas de San Pedro del Pinatar (91,7) y en la Gola de la Encañizada (90,5).

**Cuchara Común (*Anas clypeata*).**

Media: 337,7 (34 – 730; 3,4 %). Distribuido por toda la Región, principalmente en humedales de agua dulce, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (332,2). Los más importantes fueron las lagunas del Cabezo Beaza (212,5), lagunas de Campotéjar (132,0), lagunas de rambla de las Moreras (29,2) y embalse de Santomera (14,3), con el 95 % del total.

**Espátula Común (*Platalea leucorodia*).**

Media: 13,8 (9 – 21; 0,1 %). Exclusivamente en la Gola de la Encañizada (13,2) y en las salinas de San Pedro del Pinatar (0,7).

**Flamenco Común (*Phoenicopterus roseus*).**

Media: 341,8 (58 \* – 757; 3,5 %). Solo en humedales de agua salada del entorno del Mar Menor, con abundancia máxima en salinas (247,7). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (224,3) y la Gola de la Encañizada (51,2), con el 81 % del total.

(\*) la abundancia mínima (2004) se debió a graves molestias humanas en su humedal principal.

**Focha Común (*Fulica atra*).**

Media: 989,7 (423 – 1.419; 10,0 %). Muy abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (571,7). Los más importantes fueron el embalse de Santomera (311,2), el Carmolí (127,3), las balsas de regadío del Campo de Cartagena (103,8), las lagunas de Campotéjar (83,0) y las lagunas del Cabezo Beaza (73,5), con el 66 % del total.

**Gallineta Común (*Gallinula chloropus*).**

Media: 488,5 (283 – 672; 5,0 %). Muy abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en tramos del río Segura (140,8). Los más importantes fueron el río Segura, tramo Auditorio-Paseo Malecón (95,2), el embalse de los Rodeos (57,5), las balsas de regadío de la Comarca de Cartagena (52,0), el Azud de Ojós (42,7) y la EDAR de los Alcázares (39,0), con el 49 % del total. Otro importante fue el conjunto de humedales del Guadalentín en su tramo de Alhama (63,3).

**Garceta Común (*Egretta garzetta*).**

Media: 85,2 (58 – 105; 0,9 %). Abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en humedales del litoral del Mar Menor (42,8). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (37,3) y las salinas de San Pedro del Pinatar (20,2), con el 68 % del total.

**Garceta Grande (*Egretta alba*).**

Exclusivamente tres aves en la Gola de la Encañizada.

**Garcilla Bueyera (*Bubulcus ibis*).**

Media: 317,2 (12 – 756; 3,2 %). Muy abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (188,8). Los más importantes fueron las lagunas de Campotéjar (250,0), el embalse del Argos (31,3), el Azud de Ojós (27,3) y las balsas artificiales de regadío de Fortuna (17,5), con el 60 % del total. Su población real fue muy superior al frecuentar otros hábitats como los campos de cultivo.

**Garza Real (*Ardea cinerea*).**

Media: 119,0 (86 – 186; 1,2 %). Abundante y ampliamente distribuida en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (58,0). Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (15,5), el Azud de Ojós (13,3), el embalse fin Tránsito en La Guía (12,2), el embalse del Quípar (11,7) y el embalse del Argos (10,2), con el 48 % del total. Otros importantes fueron la EDAR de las Torres de Cotillas que, en sus únicos dos años de censo acumuló 23 aves, y el conjunto de los humedales del Guadalentín, en su tramo de Alhama (10,8).

**Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*).**

Media: 136,3 (55 – 194; 1,4 %). Solo en humedales de agua salada del entorno del Mar Menor, con la excepción de un ave en las lagunas del Cabezo Beaza, con abundancia máxima en salinas (131,2). Los más importantes fueron las salinas del Rasall (78,8), salinas de Marchamalo (49,2) y salinas de San Pedro del Pinatar (16,3), con el 96 % del total.

**Gaviota Pico fina (*Larus genei*).**

Media: 290,5 (224 - 434; 2,9 %). Solo en los humedales alrededor del Mar Menor, con abundancia máxima en salinas (242,7). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (223,5), la Gola de la Encañizada (38,3) y las salinas de Marchamalo (19,2), con el 97 % del total.

**Gaviota Sombría (*Larus fuscus*).**

Media: 2,2 (0 – 6; 0,02 %). Muy escaso, solo con presencia en el litoral, en las salinas de Marchamalo (0,8), del Rasall (0,6) y en los charcones de la Bahía de Portman con 3 aves entre 2003 y 2004.

**Grulla Común (*Grus grus*).**

Se censó exclusivamente en la Rambla de Miranda, con dos aves, en 2004.

**Malvasía Cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*).**

Media: 143,0 (0 – 292; 1,5 %). Solo en humedales de agua dulce (o salobre). La práctica totalidad de su abundancia en grandes embalses de agua dulce (142,8). Los humedales más importantes fueron las lagunas de Campotéjar (118,7), las lagunas del Cabezo Beaza (53,5) y el embalse de Santomera (24,8), con el 96 % del total.

**Martín Pescador (*Alcedo atthis*).**

Media: 5,3 (0 – 12; 0,1 %). Escaso, pero ampliamente distribuido en la Región por todo tipo de humedales, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (1,8) y humedales del litoral del Mar Menor (1,7). Los más importantes fueron el Carmolí (1,0), las salinas de San Pedro del Pinatar (0,7) y el Azud de Ojós (0,7), con el 44 % del total.

**Negrón Especulado (*Melanitta fusca*).**

Se censó exclusivamente en la laguna del Mar Menor (2 aves en 2003 y 1 ave en 2008) y en las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (1 ave en 2006).

**Pato Colorado (*Netta rufina*).**

Media: 6,5 (0 – 23; 0,1 %). En grandes embalses de agua dulce (o salobre), siendo las lagunas de Campotéjar (9,7), embalse de Santomera (1,2) y las lagunas de Rambla de las Moreras (0,5), los únicos con su presencia.

**Pato Criollo (*Cairina moschata*).**

Se censó exclusivamente en el Río Segura: tramo Auditorio-Paseo Malecón, un grupo de 44 aves en 2004, y 1 ave en el azud de Ojós, en 2007.

**Pato Joyuyo (*Aix sponsa*).**

Únicamente una cita de 2 aves en el Campo de Golf La Manga Club en 2003.

**Porrón Europeo (*Aythya ferina*).**

Media: 268,7 (162 – 426; 2,7 %). Distribuido por toda la Región, solo en humedales de agua dulce, con abundancia máxima en grandes embalses de agua dulce (241,5). Los más importantes fueron el embalse de Santomera (120,3), las lagunas de Campotéjar (48,3) y las lagunas del Cabezo Beaza (41,7), con el 69 % del total.

**Porrón Moñudo (*Aythya fuligula*).**

Media: 2,7 (0 – 6; 0,03 %). Solo en humedales de agua dulce, siendo éstos las lagunas del Cabezo Beaza (1,2), el embalse del Argos (0,7), las lagunas de rambla de las Moreras (0,5) y las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (0,3).

**Porrón Pardo (*Aythya nyroca*).**

Media: 2,8 (0 – 7; 0,03 %). Solo en humedales de agua dulce (o salobre), siendo éstos las lagunas de Campotéjar (1,3), las balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena (1,0), las lagunas de rambla de las Moreras (0,7), las balsas artificiales de regadío de Alhama de Murcia (0,5) y el embalse de Santomera (0,3).

**Rascón Europeo (*Rallus aquaticus*).**

Media: 2,8 (0 – 12; 0,03 %). Se censó en el embalse de Puentes (2,0) y en la desembocadura de la rambla del Albuñón (0,7). También en los humedales del Guadalentín, en su tramo de Alhama, un ave en 2003.

**Serreta Mediana (*Mergus serrator*).**

Media: 91,0 (16 – 168; 0,9 %). Todos en la laguna del Mar Menor.

**Silbón Europeo (*Anas penelope*).**

Media: 33,3 (4 – 123; 0,3 %). Solo en humedales de agua dulce (o salobre), con abundancia máxima en balsas artificiales de regadío (29,2). Los más importantes fueron las balsas artificiales de regadío del campo de Cartagena (29,0) y las lagunas de la rambla de las Moreras (3,0), con el 96 % del total.

**Somormujo Lavanco (*Podiceps cristatus*).**

Media: 182,5 (75 – 275; 1,9 %). En humedales del litoral o interior, de agua dulce o salada, pero siempre de tamaño medio o grande. Los más importantes fueron el Mar Menor (172,5) y el embalse de Puentes (3,8), con el 97 % del total.

**Tarro Blanco (*Tadorna tadorna*).**

Media: 223,5 (151 – 315; 2,3 %). Preferentemente en humedales de agua salada del litoral, mucho menos abundante en el interior y agua dulce, con abundancia máxima en salinas (172,2). Los más importantes fueron las salinas de San Pedro del Pinatar (148,0), las salinas de Marchamalo (16,2), el Carmolí (15,0), la Gola de la Encañizada (12,0) y las lagunas del Cabezo Beaza (11,3), con el 91 % del total.

**Vuelvepiedras Común (*Arenaria interpres*).**

Media: 101,8 (30 – 217; 1,0 %). Se distribuyó principalmente por humedales cercanos al litoral (99 %), básicamente de agua salada, y muy escaso en el interior, con abundancia máxima en los humedales del litoral del Mar Menor (80,7).

Los más importantes fueron la Gola de la Encañizada (69,8), las salinas de San Pedro del Pinatar (20,0), el Carmolí (5,8) y el humedal del Rame (4,8), que contaron con el 99 % del total.

#### **Zampullín Común (*Tachybaptus ruficollis*).**

Media: 381,0 (201 – 614; 3,9 %). Muy abundante y ampliamente distribuido por humedales de agua dulce (o salobre), con abundancia máxima en grandes embalses (179,3) y balsas artificiales de regadío (167,5). Los más importantes fueron las balsas artificiales de regadío del campo de Cartagena (121,7), el embalse de Santomera (89,7) y las lagunas de Campotéjar (75,0), con el 65 % del total.

#### **Zampullín Cuellinegro (*Podiceps nigricollis*).**

Media: 1.146,8 (820 – 1.489; 11,6 %). Preferentemente en humedales de agua salada del litoral, y mucho más escaso en el interior y agua dulce. Los más importantes fueron la laguna del Mar Menor (529,0), las salinas de San Pedro del Pinatar (377,2) y las lagunas del Cabezo Beaza (68,8), con el 85 % del total.

#### **Zarapito Real (*Numenius arquata*).**

Media: 15,0 (2 – 36; 0,2 %). Solo en humedales de agua salada del entorno del Mar Menor, como la Gola de la Encañizada (13,8), el Carmolí (0,7), las salinas de Marchamalo (0,3) y las salinas de San Pedro del Pinatar (0,2).

#### **Zarapito Trinador (*Numenius phaeopus*).**

Se censó exclusivamente en la Gola de la Encañizada (0,8).

### **5. 3. Resultados referidos a los humedales.**

Los resultados corresponden a la abundancia (número de aves) y riqueza (número de especies) de todos los humedales censados. La lista de humedales potencialmente importantes para las aves es mayor. Sin embargo, la limitación en el número de censadores no ha hecho posible una mayor cobertura.

#### **5. 3. 1. Resultados por tipos de humedales.**

Según la abundancia, los más importantes fueron los grandes embalses de agua dulce y las salinas. Por otro lado, el Mar Menor junto con los humedales situados en su perímetro, bien naturales o artificiales, constituyó el área geográfica más importante con algo más de la mitad del total de aves censadas (54 %).

En términos de riqueza, la importancia estuvo más compartida, y fueron los humedales del litoral del Mar Menor, las salinas, los grandes embalses de agua dulce y las balsas artificiales de regadío, los tipos de humedales con mayor número de especies.

Tabla 14  
Evolución anual de la abundancia por tipo de humedal del CIAA en Murcia entre 2003-2008

Tipo de humedal	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total
Grandes embalses de agua dulce	1.974	2.098	2.681	3.140	3.277	4.014	17.184
Salinas (funcionando o abandonadas)	1.277	1.505	1.680	3.654	2.129	2.773	13.018
Humedales del Litoral del Mar Menor	1.171	1.284	1.796	3.239	1.720	1.588	10.798
Laguna del Mar Menor	1.304	1.155	777	1.853	816	2.356	8.261
Balsas artificiales de regadío	477	460	1.379	651	776	745	4.488
Tramos del Río Segura	28	948	554	377	449	275	2.631
Humedales asociados a cauces de rambla	394	482	3	43	58	35	1.015
Estaciones Depuradoras Aguas Residuales	181	120	34	222	73	263	893
TOTAL	6.831	8.070	8.908	13.378	9.300	12.049	58.536

Tabla 15  
Evolución anual de la riqueza por tipo de humedal del CIAA en Murcia entre 2003-2008

Tipo de humedal	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	%
Humedales del litoral del Mar Menor	22	29	32	33	28	32	41	56,9
Grandes embalses de agua dulce	31	27	25	28	34	26	40	55,6
Salinas	23	29	25	35	29	33	40	55,6
Balsas artificiales de regadío	20	20	31	26	22	20	37	51,4
Humedales asociados a cauces de rambla	14	25	1	7	9	6	28	38,9
Estaciones Depuradoras Aguas Residuales	13	9	4	9	6	16	26	36,1
Tramos del Río Segura	5	14	8	9	13	7	19	26,4
Laguna del Mar Menor	8	9	5	7	10	8	13	18,1
TOTAL	53	58	53	59	60	57	72	
%	73,6	80,6	73,6	81,9	83,3	79,2		

#### Grandes embalses de agua dulce (GREMB).

Albergaron el 29,5 % de la abundancia total. Los humedales más importantes fueron las lagunas de Campotéjar (881 aves/año) y el embalse de Santomera (746 aves/año).

Tabla 16  
Características de los grandes embalses de agua dulce en el CIAA Murcia-2003-08.

Riqueza	40
Categoría más abundante	Anátidas nadadoras
Categoría mayor riqueza	Limícolas
Especies más abundantes	Focha Común y Cormorán Grande

Tabla 17  
Abundancia de categorías y especies en los grandes embalses de agua dulce en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Anátidas nadadoras	651,2	296 – 1.278
Fochas	571,7	166 – 997
Aves marinas	397,3	185 – 661
Anátidas buceadoras	394,8	180 – 726
Zampullines y Somormujos	342,0	127 – 427
Zancudas	256,5	91 – 809
Aves del Carrizo	139,7	116 – 167
Limícolas	89,5	41 – 183
Anátidas no identificadas	17,2	3 – 100
Otras acuáticas	4,2	2 – 7

Especie	Media	min – max
Focha Común	571,7	166 – 997
Cormorán Grande	397,2	185 – 661
Cuchara Común	332,2	32 – 727
Ánade Azulón	267,3	166 – 459
Porrón Europeo	241,5	137 – 424
Garcilla Bueyera	188,8	1 – 750
Zampullín Común	179,3	76 – 256
Zampullín Cuellinegro	153,3	43 – 198
Malvasía Cabeciblanca	142,8	0 – 292
Gallineta Común	131,2	109 – 161
Garza Real	58,0	32 – 93
Cigüeñuela Común	30,2	7 – 47
Cerceta Común	25,3	1 – 61
Anatida sin identificar	17,2	0 – 100
Tarro Blanco	15,7	4 – 48
Correlimos Común	14,0	0 – 79
Alcaraván Común	11,7	0 – 40
Garceta Común	9,7	0 – 23
Somormujo Lavanco	9,3	2 – 14
Correlimos Menudo	8,3	0 – 35
Andarríos Chico	6,5	0 – 15
Pato Colorado	6,5	0 – 23
Andarríos Grande	6,3	4 – 10
Calamón Común	5,5	3 – 10
Archibebe Común	5,0	0 – 16
Ánade Rabudo	4,2	0 – 15
Silbón Europeo	4,2	0 – 11
Archibebe Claro	3,0	0 – 6
Aguilucho Lagunero Occid	2,3	1 – 3
Porrón Moñudo	2,3	0 – 6
Ánade Friso	2,2	0 – 6
Rascón Europeo	2,0	0 – 12
Martín Pescador	1,8	0 – 4
Porrón Pardo	1,7	0 – 4
Aguja sp	1,2	0 – 7
Chorlitejo Grande	1,0	0 – 5
Agachadiza Común	1,0	0 – 3
Chorlitejo Patinegro	0,8	0 – 4
Chorlitejo sp	0,5	0 – 3
Archibebe sp	0,2	0 – 1
Avefría Europea	0,2	0 – 1
Gaviota de Audouin	0,2	0 – 1
Pato Criollo	0,2	0 – 1

#### Salinas (SALIN).

Albergaron el 22,3 % de la abundancia total.

Tabla 18

Características de las salinas en el CIAA Murcia-2003-08

Riqueza	40 sp
Categoría más abundante	Limícolas
Categoría mayor riqueza	Limícolas
Especies más abundantes	Zampullín Cuellinegro y Flamenco Común

Tabla 19

Abundancia de categorías y especies en las Salinas en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Limícolas	831,2	218 – 1952
Aves marinas	468,5	318 – 628
Zampullines y Somormujos	377,2	109 – 526
Zancudas	289,7	96 – 400
Anátidas nadadoras	194,8	133 – 291
Aves del Carrizo	7,5	6 – 30
Otras acuáticas	0,8	0 – 3

Especie	Media	min – max
Zampullín Cuellinegro	377,2	109 – 526
Flamenco Común	247,7	58 – 365
Gaviota Pícofina	242,7	198 – 302
Correlimos Común	213,0	3 – 948
Tarro Blanco	172,2	133 – 255
Correlimos Menudo	131,8	23 – 359
Gaviota de Audouin	131,2	55 – 185
Correlimos Tridáctilo	91,7	3 – 346
Cormorán Grande	90,5	26 – 232
Avoceta Común	81,0	17 – 135
Cigüeñuela Común	76,7	48 – 145
Chorlito Dorado Europeo	76,2	0 – 170
Archibebe Común	36,7	12 – 66
Aguja Colinegra	31,0	9 – 58
Chorlitejo Patinegro	30,0	2 – 71
Garceta Común	22,3	8 – 53
Ánade Rabudo	20,2	0 – 35
Vuelvepiedras Común	20,0	0 – 55
Garza Real	11,8	6 – 19
Chorlitejo Grande	11,2	0 – 42
Archibebe Oscuro	9,0	0 – 22
Garcilla Bueyera	7,2	0 – 23
Chorlito Gris	7,2	0 – 26
Gallineta Común	6,7	0 – 29
Archibebe Claro	5,3	1 – 12
Combatiente	2,7	0 – 6
Charrán Patinegro	2,5	0 – 4
Alcaraván Común	2,3	0 – 13

Cuchara Común	2,3	0 – 9
Correlimos sp	1,7	0 – 10
Gaviota Sombría	1,7	0 – 4
Andarríos Chico	1,3	0 – 4
Chorlitejo Chico	0,8	0 – 3
Espátula Común	0,7	0 – 2
Martín Pescador	0,7	0 – 3
Agachadiza Chica	0,5	0 – 3
Zarapito Real	0,5	0 – 1
Agachadiza Común	0,3	0 – 1
Andarríos Grande	0,3	0 – 2
Aguilucho Lagunero Occide	0,2	0 – 1
Ánade Azulón	0,2	0 – 1

**Humedales del Litoral del Mar Menor (HUMLT).**

Albergaron el 18,5 % de la abundancia total.

Tabla 20  
Características de los Humedales del litoral del Mar Menor en el CIAA Murcia-2003-08

Riqueza	41
Categoría más abundante	Limícolas
Categoría mayor riqueza	Limícolas
Especies más abundantes	Correlimos Común y Focha Común

Tabla 21  
Abundancia de categorías y especies en los Humedales del litoral del Mar Menor en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Limícolas	1.090,5	620 – 1.889
Fochas	247,8	81 – 415
Aves marinas	122,3	42 – 328
Zampullines y Somormujos	61,3	0 – 336
Zancudas	171,0	61 – 461
Anátidas nadadoras	93,7	1 – 208
Aves del Carrizo	9,7	3 – 18
Otras acuáticas	3,3	1 – 8

Especie	Media	min – max
Correlimos Común	338,7	102 – 821
Focha Común	247,8	81 – 415
Correlimos Menudo	247,2	160 – 344
Flamenco Común	94,2	0 – 392
Correlimos Tridáctilo	90,5	5 – 192
Vuelvepiedras Común	80,7	23 – 200
Chorlitejo Patinegro	79,5	29 – 208
Chorlito Gris	79,2	35 – 112
Chorlitejo Grande	78,8	24 – 174
Cormorán Grande	72,7	13 – 318
Ánade Azulón	64,2	0 – 204

Zampullín Cuellinegro	61,2	0 – 366
Gaviota Pico fina	43,7	2 – 129
Garceta Común	42,8	24 – 70
Alcaraván Común	39,0	0 – 62
Tarro Blanco	27,8	1 – 86
Garza Real	20,3	4 – 32
Archibebe Común	17,7	5 – 36
Zarapito Real	14,5	2 – 35
Espátula Común	13,2	9 – 19
Archibebe Claro	8,2	3 – 12
Gallineta Común	6,8	0 – 11
Aguja Colipinta	6,3	0 – 38
Charrán Patinegro	5,8	0 – 17
Aguja Colinegra	4,7	0 – 17
Agachadiza Común	2,2	0 – 7
Martín Pescador	1,7	0 – 5
Aguilucho Lagunero Occide	1,5	0 – 3
Andarríos Grande	1,3	0 – 3
Cigüeñuela Común	1,3	0 – 6
Andarríos Chico	0,8	0 – 3
Avoceta Común	0,8	0 – 5
Cuchara Común	0,8	0 – 5
Zarapito Trinador	0,8	0 – 2
Cerceta Común	0,7	0 – 4
Rascón Europeo	0,7	0 – 2
Garceta Grande	0,5	0 – 1
Archibebe Oscuro	0,5	0 – 2
Aguilucho sp	0,2	0 – 1
Ánade Rabudo	0,2	0 – 1
Negrón Especulado	0,2	0 – 1
Somormujo Lavanco	0,2	0 – 1

#### Laguna del Mar Menor (MMENR).

Albergó el 14,2 % de la abundancia total.

Tabla 22  
Características de la laguna del Mar Menor en el CIAA Murcia-2003-08

Riqueza	13
Categoría más abundante	Zampullines y somormujos
Categoría mayor riqueza	Aves marinas
Especies más abundantes	Cormorán Grande y Zampullín Cuellinegro

Tabla 23

Abundancia de categorías y especies en la laguna del Mar Menor en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Zampullines y Somormujos	701,5	394 – 1.018
Aves marinas	645,7	252 – 1.401
Anátidas nadadoras	29,7	0 – 65

Especie	Media	min – max
Cormorán Grande	533,2	103 – 1.314
Zampullín Cuellinegro	529,0	207 – 807
Somormujo Lavanco	172,5	73 – 263
Serreta Mediana	91,0	16 – 168
Ánade Azulón	28,0	0 – 61
Charrán Patinegro	15,5	9 – 23
Gaviota Pícofina	4,2	0 – 13
Tarro Blanco	1,5	0 – 5
Gaviota de Audouin	1,0	0 – 3
Alca Común	0,3	0 – 2
Negrón Especulado	0,3	0 – 2
Pardela Cenicienta	0,2	0 – 1
Cisne Vulgar	0,2	0 – 1

**Estaciones Depuradoras Aguas Residuales (EDAR).**

Albergaron el 1,5 % de la abundancia total.

Tabla 24

Características de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en el CIAA Murcia-2003-08.

Riqueza	23
Categoría más abundante	Limícolas
Categoría mayor riqueza	Limícolas
Especies más abundantes	Gallineta Común, Cigüeñuela Común

Tabla 25

Abundancia de categorías y especies en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Limícolas	45,7	12 – 68
Aves del Carrizo	39,2	3 – 113
Zampullines y Somormujos	26,5	0 – 158
Anátidas nadadoras	19,0	0 – 64
Zancudas	12,5	0 – 35
Aves marinas	3,0	0 – 14
Fochas	2,7	0 – 16
Otras acuáticas	0,3	0 – 1

Especie	Media	min – max
Gallineta Común	38,7	0 - 113
Cigüeñuela Común	36,0	5 – 59
Zampullín Común	24,7	0 – 147

Ánade Azulón	13,8	0 – 52
Garza Real	6,8	0 – 18
Garcilla Bueyera	5,5	0 – 17
Cormorán Grande	3,0	0 – 14
Archibebe Claro	2,8	0 – 9
Avefría Europea	2,8	0 – 9
Tarro Blanco	2,8	0 – 9
Focha Común	2,7	0 – 16
Zampullín Cuellinegro	1,8	0 – 11
Ánade Rabudo	1,0	0 – 6
Archibebe Común	1,0	0 – 5
Cerceta Común	0,8	0 – 4
Correlimos Menudo	0,8	0 – 5
Andarríos Chico	0,7	0 – 2
Andarríos Grande	0,7	0 – 3
Agachadiza Común	0,5	0 – 3
Cuchara Común	0,5	0 – 3
Aguilucho Lagunero Occide	0,3	0 – 1
Andarríos Bastardo	0,2	0 – 1
Archibebe Oscuro	0,2	0 – 1
Chorlitejo Grande	0,2	0 – 1
Chorlitejo sp	0,2	0 – 1
Garceta Común	0,2	0 – 1
Vuelvepiedras Común	0,2	0 – 1

#### Balsas artificiales de regadío (BALSA).

Albergaron el 7,7 % de la abundancia total.

Se repartieron por municipios, identificando como el mismo humedal las balsas de cada uno. Se ha hecho una excepción con las balsas denominadas del “Campo de Cartagena”. Esta acoge las balsas de los Municipios de Cartagena, Los Alcázares, San Javier, San Pedro del Pinatar, Torre Pacheco y Fuente Álamo, debido a que está muy influenciada por la presencia cercana del Mar Menor, y así queda recogido en anteriores trabajos (para acuáticas nidificantes) utilizando esta denominación como unidad geográfica.

Tabla 26  
Características de las balsas artificiales de regadío en el CIAA Murcia-2003-08.

Riqueza	37
Categoría más abundante	Zampullines y Somormujos
Categoría mayor riqueza	Anátidas nadadoras y Limícolas
Especies más abundantes	Zampullín Común y Focha Común

Tabla 27  
Abundancia de categorías y especies en las balsas artificiales de regadío en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Limícolas	63,7	23 – 139
Aves marinas	21,7	2 – 41
Fochas	134,0	24 – 204
Anátidas buceadoras	28,8	0 – 93
Zampullines y Somormujos	191,7	131 – 304
Zancudas	57,0	9 – 253
Anátidas nadadoras	157,3	95 – 326
Aves del Carrizo	92,0	24 – 118

Otras acuáticas	1,7	0 – 5
Anátidas no identificadas	0,2	0 – 1

Especie	Media	min – max
Zapullín Común	167,5	124 – 225
Focha Común	134,0	24 – 204
Gallineta Común	89,7	21 – 117
Ánade Azulón	84,2	33 – 157
Garcilla Bueyera	47,8	4 – 229
Cerceta Común	31,3	0 – 89
Silbón Europeo	29,2	0 – 123
Avefría Europea	27,7	0 – 97
Porrón Europeo	27,2	0 – 90
Zapullín Cuellinegro	23,7	1 – 79
Cormorán Grande	21,5	1- 41
Andarríos Grande	14,2	9 – 30
Andarríos Chico	7,5	3 – 13
Cigüeñuela Común	5,5	0 – 15
Garza Real	5,2	2 – 12
Ánade Rabudo	4,5	0 – 24
Archibebe Claro	4,0	0 – 13
Garceta Común	4,0	1 – 12
Chorlitejo Chico	2,7	0 – 11
Agachadiza Común	2,3	1 – 4
Ánade Azulón Doméstico	2,2	0 – 5
Cisne Vulgar	2,2	0 – 3
Cuchara Común	1,5	0 – 6
Tarro Blanco	1,3	0 – 4
Porrón Pardo	1,2	0 – 3
Aguilucho Lagunero Occide	1,0	0 – 4
Vuelvepedras Común	0,7	0 – 4
Archibebe Común	0,7	0 – 2
Martín Pescador	0,7	0 – 2
Somormujo Lavanco	0,5	0 – 3
Correlimos Común	0,5	0 – 3
Ánade Friso	0,5	0 – 2
Pato Joyuyo	0,3	0 – 2
Porrón Moñudo	0,3	0 – 2
Alcaraván Común	0,3	0 – 2
Anátida híbrida	0,2	0 – 1
Ánsar Común	0,2	0 – 1
Malvasía Cabeciblanca	0,2	0 – 1
Negrón Especulado	0,2	0 – 1

#### Tramos del Río Segura (SEGURA).

Albergaron el 4,5 % de la abundancia total.

Tabla 28  
Características de los Tramos del Río Segura en el CIAA Murcia-2003-08

Riqueza	19
Categoría más abundante	Anátidas nadadoras
Categoría mayor riqueza	Zancudas y anátidas nadadoras
Especies más abundantes	Gallineta Común, Ánade Azulón

Abundancia de categorías y especies en los Tramos del Río Segura en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Anátidas nadadoras	204,2	8 – 446
Aves del Carrizo	141,3	4 – 252
Fochas	29,0	0 – 49
Anátidas no identificadas	27,2	0 – 111
Aves marinas	14,3	1 – 62
Zancudas	11,8	1 – 36
Zampullines y Somormujos	5,7	0 – 18
Limícolas	4,8	0 – 14
Otras acuáticas	0,2	0 – 1

Especie	Media	min – max
Gallineta Común	140,8	4 – 252
Ánade Azulón	124,3	8 – 252
Ánade Azulón Doméstico	71,0	34 – 186
Focha Común	29,0	0 – 49
Anátida sin identificar	27,2	0 – 111
Cormorán Grande	14,3	1 – 62
Pato Criollo	7,3	0 – 44
Garza Real	6,3	0 – 26
Zampullín Común	5,0	0 – 18
Garceta Común	4,0	0 – 8
Chorlitejo Chico	2,8	0 – 9
Garcilla Bueyera	1,3	0 – 3
Ánsar Doméstico	1,2	0 – 7
Andarríos Chico	1,0	0 – 2
Andarríos Grande	0,7	0 – 3
Zampullín Cuellinegro	0,7	0 – 4
Agachadiza Común	0,5	0 – 2
Cisne Vulgar	0,3	0 – 2
Archibebe Común	0,2	0 – 1
Avetorillo Común	0,2	0 – 1
Chorlitejo sp	0,2	0 – 1
Martín Pescador	0,2	0 – 1

**Humedales asociados a cauces de rambla (HUMRB).**

Albergaron el 1,7 % de la abundancia total.

Tabla 29

Características de los Humedales asociados a cauces de rambla en el CIAA Murcia-2003-08

<b>Riqueza</b>	28
<b>Categoría más abundante</b>	Aves del carrizo
<b>Categoría mayor riqueza</b>	Limícola
<b>Especies más abundantes</b>	Gallineta Común y Garcilla Bueyera.

Tabla 30

Abundancia de categorías y especies en los Humedales asociados a cauces de rambla en el CIAA Murcia-2003-08

Categoría	Media	min – max
Aves del Carrizo	64,5	0 – 201
Limícolas	39,7	0 – 162
Zancudas	36,5	0 - 200
Anátidas nadadoras	17,0	0 – 71
Fochas	4,5	0 – 19
Zampullines y Somormujos	3,5	0 – 18
Aves marinas	1,8	0 – 6
Otras acuáticas	1,7	0 – 6

Especie	Media	min – max
Gallineta Común	49,5	0 – 152
Garcilla Bueyera	29,5	0 – 177
Agachadiza Común	13,2	0 – 38
Ánade Azulón	13,0	0 – 59
Andarríos Grande	12,3	0 – 37
Garza Real	6,2	0 – 19
Correlimos sp	5,8	0 – 35
Avefría Europea	5,7	0 – 34
Focha Común	4,5	0 – 19
Cigüeñuela Común	3,7	0 – 16
Zampullín Común	3,5	0 – 18
Archibebe Claro	2,7	0 – 10
Chorlitejo Chico	2,7	0 – 14
Cerceta Común	1,8	0 – 8
Cormorán Grande	1,8	0 – 6
Tarro Blanco	1,8	0 – 7
Agachadiza sp	1,7	0 – 10
Chorlito Dorado Europeo	1,5	0 – 9
Andarríos Chico	1,5	0 – 9
Correlimos Común	1,2	0 – 7
Aguilucho Lagunero Occide	1,0	0 – 4
Chorlitejo Grande	0,8	0 – 4
Garceta Común	0,8	0 – 4
Andarríos sp	0,5	0 – 2
Alcaraván Común	0,3	0 – 2
Archibebe Común	0,3	0 – 2
Cuchara Común	0,3	0 – 2
Chorlitejo sp	0,3	0 – 2
Grulla Común	0,3	0 – 2
Martín Pescador	0,3	0 – 2
Vuelvepedras Común	0,3	0 – 2
Rascón Europeo	0,2	0 – 1

### 5.3.2. Resultados por humedal.

Se ofrece información de los diez humedales más importantes, en cuanto a su abundancia media (nº individuos/año) señalando la cifra anual mínima y máxima. La riqueza total (nº especies observadas en el conjunto de los 6 años de estudio) y la media (nº sp/año) señalando la cifra anual mínima y máxima. La categoría de aves más abundante, señalando la media (nº individuos/año); y la de mayor riqueza, señalando el número de especies observadas en el conjunto de los 6 años de estudio. Finalmente, las dos especies más abundantes, señalando su media (nº individuos/año). Excepcionalmente tres, cuando las tres especies lo son con similar número.

El listado está ordenado atendiendo a la importancia de los humedales según su abundancia.

#### Salinas de San Pedro del Pinatar (CTSASA):

Abundancia media: 1.782 (1.031 – 3.241). Riqueza total: 37; media: 24,8 (18 – 33). Los limícolas fueron la categoría más abundante (641,2) y de mayor riqueza (19). El Zampullín Cuellinegro (377,2), el Flamenco Común (224,3) y la Gaviota Pico fina (223,5) fueron las especies más abundantes.

#### Laguna del Mar Menor (CTMAME):

Abundancia media: 1.376,8 (777 – 2.356). Riqueza total: 13; media: 7,8 (5 – 10). Los zampullines y somormujos fue la categoría más abundante (701,5) y las aves marinas la de mayor riqueza (8). El Cormorán Grande (533,2) y el Zampullín Cuellinegro (529,0), fueron las especies más abundantes.

#### Gola de la Encañizada (CTGOEN):

Abundancia media: 1.290,2 (666 – 2.707). Riqueza total: 28; media: 20,2 (16 – 26). Los limícolas fueron la categoría más abundante (983,5) y la de mayor riqueza (15). El Correlimos Común (334,5) y el Correlimos Menudo (220,7), fueron las especies más abundantes.

#### Lagunas de Campotéjar:

Abundancia media: 881,3 (418 – 1.636). Riqueza total: 21; media: 16,0 (13 – 19). Las zancudas fue la categoría más abundante (251,0), y las limícolas, anátidas buceadoras y nadadoras, las de mayor riqueza (4). La Garcilla Bueyera (250,0) y el Cuchara Común (132,0), fueron las especies más abundantes.

Este humedal no se censó los tres primeros años.

#### Embalse de Santomera.

Abundancia media: 745,3 (412 – 915). Riqueza total: 22; media: 12,0 (10 – 13). Las fochas fue la categoría más abundante (311,2) y limícolas la de mayor riqueza (6). La Focha Común (311,2) y el Porrón Europeo (120,3), fueron las especies más abundantes.

#### Lagunas del Cabezo Beaza.

Abundancia media: 615,2 (248 – 914). Riqueza total: 28; media: 13,8 (10 – 18). Las anátidas nadadoras fue la categoría más abundante (283,2) y limícolas la de mayor riqueza (9). El Cuchara Común (212,5) y la Focha Común (73,5), fueron las especies más abundantes.

#### Balsas artificiales de regadío del Campo de Cartagena.

Abundancia media: 535,8 (406 – 803). Riqueza total: 32; media: 19,5 (16 – 22). Los Zampullines y Somormujos fue la categoría más abundante (143,8) y las anátidas nadadoras la de mayor riqueza (9). El Zampullín Común (121,7) y la Focha Común (103,8), fueron las especies más abundantes.

#### Río Segura, diferentes tramos.

Censados hasta 6 diferentes tramos de manera desigual según el año, por lo que se exponen los resultados agrupados de todos ellos.

Abundancia media: 438,5 (28 – 948). Riqueza total: 22; media: 10,5 (5 – 16). Las anátidas nadadoras fueron la categoría más abundante (231,3) y la de mayor riqueza, junto con los limícolas y las zancudas, con 4 especies. La Gallineta Común (140,8) y el Ánade Azulón (124,3), fueron las especies más abundantes.

### Azud de Ojos.

Abundancia media: 315,7 (238 – 483). Riqueza total: 17; media: 9,0 (8 – 12). Las aves marinas fue la categoría más abundante (122,5) y anátidas nadadores la de mayor riqueza (4). El Cormorán Grande (122,5) y la Focha Común (68,0), fueron las especies más abundantes.

### Salinas de Marchamalo.

Abundancia media: 308,0 (109 – 424). Riqueza total: 27; media: 17,2 (15 – 19). Los limícolas fueron la categoría más abundante (185,5) y la de mayor riqueza (16). El Chorlito dorado Europeo (76,2) y la Gaviota de Audouin (49,2), fueron las especies más abundantes.

## 6. Conclusiones

Entre los años 2003 y 2008, las limícolas, zampullines y somormujos y aves marinas fueron las categorías de aves acuáticas más abundantes. El Zampullín Cuellinegro, Cormorán Grande y Focha Común fueron las especies más abundantes.

Según la abundancia, los grandes embalses de agua dulce y las salinas fueron los tipos de humedal más importantes; y el Mar Menor, junto con los humedales situados en su perímetro, el área geográfica más importante. Entre los humedales destacan el Mar Menor y las Salinas de San Pedro del Pinatar.

## 7. Agradecimientos

Los coordinadores del Censo Invernal de Aves Acuáticas, Murcia 2003-2008, desean transmitir su más sincero agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la realización del mismo. La lista completa de censadores se expone en el apartado correspondiente. También expresar nuestro agradecimiento al Centro de Alto Rendimiento Deportivo “Infanta Cristina” de Los Alcázares por todas las facilidades que siempre nos brindó para utilizar sus instalaciones durante el censo del Mar Menor.

## 8. Bibliografía

- ANSE. Secretaria de Investigación. (2000). Censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia. 2000. *El Naturalista Indómito*, 13: 1-3.
- ANSE (2002). Censo invernal de aves acuáticas y limícolas de la Región de Murcia. Inédito.
- BALLESTEROS, G. (coord.). (1996). Censo invernal 1996, de aves acuáticas y limícolas. Región de Murcia SE de España. *El Naturalista Indómito*, 3: 1-4.
- BALLESTEROS, G. (coord.). (1997). Censo invernal de aves acuáticas y limícolas. Región de Murcia. 1997. *El Naturalista Indómito*, 3: 1-4.
- BARBERÁ et al. (1990). Importance of small man-made wetlands for breeding waders in south-eastern Spain *Wader Study Group Bulletin*. 60. 24-26.
- Dirección General de Conservación de la Naturaleza- SEO/BirdLife. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid.
- Dirección General del Medio Natural (2003). Los Humedales de la Región de Murcia. Recopilación de valores Faunísticos asociados a humedales de zonas áridas. *Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.
- ENA, V. Y PURROY, F. J. (1982). Censos invernales de aves acuáticas en España (enero 1978, 79 y 80). *ICONA* Madrid.
- HERNÁNDEZ GIL, V. Y ROBLEDANO AYMERICH, F. (1991). Censos invernales de aves acuáticas en la Región de Murcia, SE de España (1972-1990). *Anales de Biología, 17 (Biología Animal, 6)*: 71-83. Universidad de Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. Y GONZÁLEZ, I. (2003). “Censo invernal 2003 de acuáticas de la Región de Murcia”. *El Naturalista Digital* ([www.asociacionanse.org/naturalista-digital](http://www.asociacionanse.org/naturalista-digital)). ANSE. Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. Y GONZÁLEZ, I. (2004). “Censo invernal 2004 de acuáticas de la Región de Murcia”. *El Naturalista Digital* ([www.asociacionanse.org/naturalista-digital](http://www.asociacionanse.org/naturalista-digital)). ANSE. Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. (2006). “Censo invernal 2005 de acuáticas de la Región de Murcia”. *El Naturalista Digital* ([www.asociacionanse.org/naturalista-digital](http://www.asociacionanse.org/naturalista-digital)). ANSE. Murcia.
- HERNÁNDEZ GIL, V. y ROBLEDANO AYMERICH, F. (1997). La comunidad de aves acuáticas del Mar Menor (Murcia, SE España): aproximación a su respuesta a las modificaciones ambientales en la laguna. *Actas XII Jornadas Ornitológicas Españolas: 109-121*. Instituto de Estudios Almerienses (Almería).
- MARTÍ, R. y DEL MORAL, J.C. (Eds) (2002). La invernada de aves acuáticas en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid.

- NATURCAZA-ARMAN. (1993). Censo anual de especies de aves acuáticas invernantes y nidificantes en la Región de Murcia. 1993 (fotocopia).
- ROBLEDANO, V., MONTES DEL OLMO, C. y RAMÍREZ-DÍAZ, L. (1992). Relaciones ambientales y conservación de las comunidades de aves acuáticas en la gestión de los humedales del sudeste español. *Universidad de Murcia*. Murcia.

## Las balsas de riego de la Vega Baja como hábitat de nidificación de la Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*): Procesos de selección

ALEXANDER, K. L.; SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E.; BOTELLA, F.; y SÁNCHEZ-ZAPATA J. A.

Área de Ecología, Dpto. de Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández

E-mail de contacto: kalexanderg@yahoo.es

Ctra. Beniel, km 3,2, E-03312 Orihuela, Alicante, España

### Resumen

Las balsas de riego en la Vega Baja están proporcionando a ciertas aves acuáticas un hábitat de cría alternativo a los humedales naturales y constituyen una red de manchas húmedas de diferentes características dentro de un paisaje heterogéneo y antropizado. La selección de hábitat determina la distribución de los individuos en parches de distinta calidad, a su vez repercute en la eficacia biológica y modula la dinámica poblacional. En este estudio se analiza el proceso de selección de balsas por parte de la Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*) en la época reproductora. Para ello hemos estudiado dos medidas de distribución: (1) frecuencia de ocupación de cada balsa a lo largo de 7 años y (2) fecha de ocupación en la temporada 2008. Estas medidas se han relacionado mediante GLMs con las características de las balsas para poner de manifiesto las preferencias. El material de construcción ha resultado ser una variable determinante. Las balsas de polietileno de baja densidad (PBD) se ocuparon con mayor frecuencia que las de polietileno de alta densidad (PAD). El tamaño, la presencia de vegetación y aislamiento también se relacionaron con la ocupación. Este estudio resalta cómo el diseño y la gestión podrían estar condicionando la calidad de estos nuevos humedales como hábitat de cría.

**Palabras clave:** *calidad de hábitat, patrones de ocupación, humedales artificiales.*

### Abstract

Irrigation ponds in the Vega Baja region (Alicante) are providing alternative breeding habitat to some waterbirds. They constitute a network of small wet "islands" of different characteristics within an anthropogenic matrix. Habitat selection is the behavioral process determining the distribution of individuals among habitats varying in quality, thus affecting individual fitness and population dynamics. Here we analyzed the pond selection process of the Black-winged stilt (*Himantopus himantopus*) in the breeding season. We studied two distributional measures: (1) pond occupation frequency for 7 seasons and (2) pond occupation date for season 2008. These measures were correlated with the ponds attributes by means of GLMs to determine the stilts preferences. Construction material was a controlling variable. Ponds made of low density polyethylene (LDP) were the most repeatedly occupied. Size, vegetation presence and isolation were also related to occupation. This study suggests that design and management could be controlling the quality of these new wetlands as breeding habitats.

**Key words:** *habitat quality, occupation patterns, artificial wetlands.*

### 1. Introducción

La puesta en funcionamiento del Trasvase Tajo-Segura supuso importantes cambios en los paisajes del sureste ibérico, donde se transformaron decenas de miles de hectáreas de secano y usos naturales en nuevos regadíos. Los efectos ambientales de estos trasvases han sido ampliamente documentados a nivel mundial (Ward & Standford, 1979, Davies et al, 1992). No obstante, los cambios asociados al trasvase han conducido también a la construcción de miles de balsas de riego en las que propietarios particulares y comunidades de regantes almacenan el agua para uso agrícola.

En la Vega Baja del Segura (Alicante), existen cerca de 3000 balsas de riego que proporcionan hábitat de nidificación, alimentación e invernada a un amplio abanico de aves acuáticas (Sánchez-Zapata *et al.* 2005). Esta red de balsas de riego

se encuentra inmersa en una matriz agrícola y urbana, donde además, persiste un mosaico de humedales naturales y seminaturales de importancia internacional para la conservación de las aves acuáticas (<http://ramsar.org/sitelist.doc>).

En paisajes heterogéneos, la existencia de diferencias en la calidad del hábitat condiciona la eficacia biológica de los individuos y modula la dinámica de las poblaciones (Jones 2001). Además, la selección natural favorece a los individuos que reconocen esas variaciones espaciales y temporales en la calidad. Los patrones observados en la distribución de los individuos pueden, por tanto, ser un reflejo de la calidad del hábitat (Sergio y Newton 2003; Johnson 2007), y al relacionarlos con características intrínsecas del hábitat se pueden poner de manifiesto los atributos clave que condicionan esta calidad. En este estudio se analiza el proceso de selección de balsas para la cría por parte de la Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*). Para ello hemos estudiado dos medidas de distribución: (1) frecuencia de ocupación de cada balsa a lo largo de 7 años y (2) fecha de ocupación en la temporada 2008. Estas medidas se han relacionado con las características de las balsas para poner de manifiesto las preferencias tanto a nivel poblacional como individual, respectivamente. Y así entender cómo los patrones de ocupación y las características de las balsas (en especial el material de construcción) reflejan la calidad de cada balsa.

## 2. Métodos

### 2.1. Área de estudio

La Vega Baja del Segura es una comarca que se encuentra al sur de la provincia de Alicante (Fig. 1). Comprende el curso bajo del Segura y territorios adyacentes, que en conjunto abarcan una superficie de 95.840 ha. En esta zona el clima es Mediterráneo semiárido, con una baja precipitación media (300 mm) y donde las lluvias se producen principalmente en primavera y en otoño. Las temperaturas medias anuales son cálidas, rondando los 18°C. El paisaje está dominado por una agricultura intensiva (cítricos y hortalizas) y palmeras. También existen zonas de agricultura extensiva además de zonas con vegetación natural.

### 2.2. La Cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*)

Esta especie migratoria está presente en zonas de aguas someras (arrozales, lagunas, marismas, embalses, etc.) donde se alimenta de insectos y otros invertebrados (Díaz *et al.* 1996). Su población reproductora a nivel nacional puede estimarse en torno a 14.000-15.500 parejas (Hortas *et al.* 2000). En los últimos años, las poblaciones en zonas húmedas del sur de Alicante han sufrido un ligero incremento (de 83 a 163 parejas en el Hondo) o se han mantenido estables (alrededor de 130 parejas en las Salinas de Santa Pola) (SEOBirdlife-EOA 1997; Nevado *et al.* 1998). La cigüeñuela ha encontrado en las balsas, que están valladas, un lugar alternativo de cría donde satisface sus necesidades en este periodo del ciclo vital (Barberá *et al.* 1990).

### 2.3. Los censos

El seguimiento de la ocupación de Cigüeñuela común en las balsas de riego de la Vega Baja entre los años 2002 y 2007 se hizo mediante un censo de las mismas en una muestra de 35 balsas llevado a cabo en los meses de mayo y junio (Fig. 1).

Se seleccionaron balsas que ya hubieran sido ocupadas al menos una vez con anterioridad por esta especie para representar hábitats potencialmente óptimos. Cada una de ellas fue visitada una vez. Cada balsa se censó durante una media de 8 minutos con prismáticos y telescopio (Koskimies y Väisänen, 1991) hasta la total identificación de las aves acuáticas. Una balsa se consideró ocupada cuando se observaba comportamiento territorial por parte de las cigüeñuelas.

Durante la temporada del 2008 también se controló la secuencia de ocupación. Para determinar la fecha de ocupación de cada balsa, se hicieron visitas cada 3-5 días en los meses de abril y mayo. Para expresar la fecha de ocupación, la primera ocupación se consideró como "día 0" y el resto se ajustó a "días después de la primera ocupación". La frecuencia de ocupación se expresó como el porcentaje de años que una balsa fue ocupada en el periodo 2002-2008.

### 2.4. Caracterización de las balsas

Sánchez-Zapata *et al.* (2006) y Abellán *et al.* (2005) ya pusieron de manifiesto la importancia del material de construcción (usado para la impermeabilización) al influir en el mayor o menor grado de naturalización de cada balsa.

Cada balsa se caracterizó con las siguientes variables: (1) el material de construcción: polietileno de baja densidad [PBD, material plástico poco resistente, que se recubre con grava para evitar que la radiación solar lo dañe] o polietileno de alta densidad [PAD, material plástico resistente a las agresiones externas, por lo que carecen de la capa de grava]; (2) la presencia o ausencia de algas; (3) de vegetación sumergida; (4) de vegetación en la orilla; (5) la distancia de cada

balsa al humedal natural más cercano en metros; (6) el tamaño de la balsa en hectáreas; (7) la densidad de balsas [d300, número de balsas que se encuentran en un radio de 300 metros alrededor de la balsa estudio, incluyendo la propia balsa]. Las cuatro primeras variables se registraron en las visitas a cada balsa y las tres últimas variables se obtuvieron con el programa GRASS.

### 2.5. Análisis estadísticos

En primer lugar se comprobó si existían diferencias significativas entre materiales de construcción con respecto a las variables, usando tests no paramétricos en SPSS.

Luego se han utilizados Modelos Lineales Generalizados (GLMs) univariantes mediante el programa R (Venables y Ripley 2002), usando la distribución de Poisson para datos positivos y enteros. De este modo se han generado modelos para la frecuencia y fecha de ocupación en función de las 7 variables medidas, para entender cuáles influyen en el proceso de selección de balsas de riego a dos niveles: poblacional e individual.

## 3. Resultados

### 3.1. Características de las balsas y patrones de ocupación

Aparecieron diferencias significativas con respecto a la vegetación entre los dos tipos de balsa dependientes del material de construcción. Las de PBD tienen vegetación sumergida y en la orilla más frecuentemente que las de PAD (Tabla 1). El tamaño de las balsas osciló entre 0,05 y 2,5 ha pero no se encontraron relaciones significativas con el material. El resto de las variables tampoco difirió con el material.

En el 2008, de las 35 balsas muestreadas, se ocuparon 25. De éstas, se ocuparon todas las construidas con PBD y menos de la mitad de las construidas con PAD (Tabla 1). Entre 2002-2008, las balsas de PBD fueron las más frecuentemente ocupadas. En este periodo, de las 35 balsas muestreadas, un alto porcentaje de balsas de PAD se ocuparon solo una vez, mientras que las de PBD se ocuparon repetidamente, aumentando así su frecuencia de ocupación (Fig. 2).

### 3.2. Preferencias

Los GLMs mostraron las características de las balsas que se seleccionaron usando la frecuencia de ocupación de las balsas en 7 años. De las 7 variables medidas, 6 resultaron explicativas. El material de construcción (PBD) fue la variable más explicativa de la frecuencia de ocupación. También se obtuvo relación con la distancia al humedal más cercano, presencia de vegetación de orilla y sumergida y tamaño, pero en menor medida (Tabla 2).

Con respecto a la fecha de ocupación, 4 de las variables resultaron explicativas. El área mostró la mayor devianza explicativa. La distancia al humedal más cercano y presencia de algas también se tuvieron en cuenta en el momento de ocupación (Tabla 2).

## 4. Discusión

El material de construcción ha resultado ser una variable condicionante a la hora del asentamiento de la Cigüeñuela común en las balsas en la época reproductora. Esta preferencia se ha plasmado a dos escalas: la especie ha seleccionado repetidamente las balsas de PBD año tras año (preferencia poblacional) y también ha ocupado preferentemente las balsas de PBD en esta temporada (preferencia individual) (Tabla 1).

Las balsas de PBD parecen adquirir mayor grado de naturalización porque presentan vegetación con mayor frecuencia. Esto concuerda con estudios previos, donde además el uso de este material se relaciona con una mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados (Abellán *et al.* 2006) y aves (Sánchez-Zapata *et al.* 2005).

Al modelar la frecuencia de ocupación en función de las 7 variables medidas, se constataron las preferencias que se mantienen constantes en el tiempo. A la Cigüeñuela común, generación tras generación, seleccionó balsas de PBD, pero también más cercanas a los humedales naturales, de mayor tamaño y con vegetación sumergida y en la orilla.

Al modelar la fecha de ocupación en la temporada 2008 se analizaron las preferencias que reflejan un comportamiento individual (Sergio y Newton 2003). Del grupo de balsas ocupadas (la mayoría de PBD; Tabla 1), las cigüeñuelas eligieron antes las balsas de mayor tamaño.

Es interesante señalar que estamos ante un sistema de estudio dinámico. Cada balsa está sujeta a actuaciones particulares (tratamientos físicos, químicos, control del nivel de agua) y por tanto sus características sufren cambios sin patrón espacio-temporal predecible. Este dinamismo puede estar desacoplado la relación ocupación-calidad (Johnson

2007). En este estudio se han usado datos de 7 temporadas consecutivas. Las relaciones aquí establecidas ponen de manifiesto que las cigüeñuelas buscan una combinación óptima de características en el espacio y en el tiempo en la que el material tiene un papel clave a la hora de la ocupación de una balsa para la cría. Esto resulta más dramático cuando se observa que actualmente en la Vega Baja las balsas de PBD ya no se construyen, ya que las orillas tienen una menor pendiente y almacenan menos cantidad de agua en la misma superficie que las de PAD. Hasta ahora, este tipo de sistemas acuáticos artificiales han sido generalmente ignorados (Céréghino 2008). Pero en Europa se comienzan a reconocer sus funciones ecológicas (Biggs *et al.* 2005) y su contribución al mantenimiento de la biodiversidad (Williams *et al.* 2005). En las reuniones de la recientemente creada Red Europea de Conservación de Charcas (EPCN, <http://campus.hesge.ch/epcn/welcome.asp>) se resalta la importancia de estudios sobre factores locales clave que afectan al uso diferencial de estos sistemas por parte de la biota. Los resultados de este estudio pueden ser usados para desarrollar planes de gestión y conservación de aves acuáticas que integren, por un lado los humedales naturales como puntos clave para la conservación, y por otro, los humedales artificiales (como las balsas de riego) como hábitats de nidificación y alimentación alternativos (Lundberg & Moberg 2003). En este sentido, se aconseja la construcción de balsas de PBD, el aumento de la conectividad entre los humedales y la potenciación de la presencia de vegetación en las balsas.

### Bibliografía

- ABELLÁN, P., SÁNCHEZ FERNANDEZ, D., MILLÁN, A., BOTELLA, F., SÁNCHEZ ZAPATA, J.A. & GIMÉNEZ, A. (2006). "Irrigation ponds as macroinvertebrate habitat in a semi-arid agricultural landscape". *Journal of Arid Environments*, 67: 255-269.
- BIGGS, J., WILLIAMS, P. WHITFIELD, P., NICOLET, P., & WEATHRBY, A. (2005). "15 Years of pond assessment in Britain: results and lessons learnt from the work of Pond Conservation". *Aquatic Conservation: Marine and freshwater Ecosystems* 15: 693-714.
- BARBERÁ, G.G., CALVO-SENDÍN, J.F., ESTEVE-SELMA, M.A., HERNÁNDEZ-GIL, V., ROBLEDANO, F. (1990). "Importance of small man-made wetlands for breeding waders in south-eastern Spain". *Wader Study Group Bulletin* 60: 24-26.
- CÉRÉGHINO R., BIGGS, J., OERTLI, S. and DECLERCK, S. (2008). "The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat". *Hydrobiologia* 594:1-6.
- DAVIES, B.R., THOMS, M. & MEADOR, M. (1992). "An assessment of the ecological impact of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 325-349.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, JL. (1996). *Aves ibéricas I. No paseriformes*. JM Reyero. Editorial Madrid.
- HORTAS, F., ARROYO, GM. & PÉREZ-HURTADO, A. (Coords.). (2000). *Breeding waders in Spain. Informe inédito para Wader Study Group Project: Breeding Waders in Europe 2000*.
- JONES, J. (2001). "Habitat selection studies in ecology: a critical review". *Auk* 118:557-562
- JOHNSON, M.D. (2007). "Measuring habitat quality: a review". *The Condor* 109:489-504.
- KOSKIMIES, P. & VÄISÄNEN, R.A. (1991). Monitoring bird populations. *Finish Museum of Natural History. Helsinki. Finland*.
- LUNDBERG, J. & MOBERG, F. (2003). "Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management". *Ecosystems*, 6: 87-98.
- NEVADO, J.C., LÓPEZ, E., CASTRO, H. & AGUILERA, P. (1998). Limícolas nidificantes en Almería. Informe inédito. *Universidad de Almería y Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., ANADÓN, J.D., CARRETE, M., GIMÉNEZ, A., NAVARRO, J., VILLACORTA, C. & BOTELA, F. (2005). "Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities". *Biodiversity & Conservation*, 14: 1627-1639.
- SEO/BIRDLIFE-EOA (B. Dies y M. Jiménez, Coords) (2000). Censos de aves acuáticas nidificantes de la Comunidad Valenciana. *Estación ornitológica de La Albufera-SEO/Birdlife*.
- SERGIO, F. & NEWTON, I. (2003). "Occupancy as a measure of territory quality". *J. Anim. Ecol.* 72:857- 865
- VENABLES, W.N. & RIPLEY, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S-PLUS, 4th edn. Springer, New York*.
- WARD, J.V. & STANDFORD, J.A. (1979). *Ecology of regulated streams. Plenum Press. New York*.
- WILLIAMS, P., WHITFIELD, J., BIGGS, S., BRAY, G., FOX, P., NICOLET, P. & SEAR, D. (2004) "Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329-341.

Tabla 1: Características generales de las balsas y patrones de ocupación, comparando entre balsas construidas con polietileno de alta densidad (PBD) y de baja densidad (PAD). Las comparaciones se hicieron con el test de Mann-Whitney.

	PAD	±SD	PBD	±SD	U	p
<i>Balsas muestreadas (35)</i>	<i>(n=17)</i>		<i>(n=18)</i>			
<b>Ocupadas 2008 (%)</b>	41,20		100		63,00	<b>0,002</b>
Area (ha)	0,75	0,75	0,62	0,46	145,00	0,807
<b>Veg. Sumergida (%)</b>	35,30		88,90		71,00	<b>0,006</b>
<b>Veg. Orilla (%)</b>	0		77,80		34,00	<b>0,000</b>
Algas (%)	35,3		16,70		124,50	0,351
Veg. Flotante (%)	23,50		27,80		146,40	0,862
<b>Frec. Ocupación 2002-2008 (%)</b>	37,27	26,55	76,56	24,84	43,50	<b>0,002</b>

Tabla 2: Modelos lineales generalizados para la frecuencia de ocupación en relación a las características de las balsas. Se muestra el coeficiente, el tamaño de la muestra y la devianza explicada por cada variable. Nivel de significación = 0,05.

	n	Coeficiente	D.E. (%)	P
<b>Material (PBD)</b>	35	0.721	34.7	<0.001
Dist. Humedal más cercano	34	-0.001	15.8	<0.001
Veg. Orilla	35	0.428	13.1	<0.001
Veg. Sumergida	35	0.361	8.1	<0.001
Area	35	0.199	4.70	<0.001

Tabla 3: Modelos lineales generalizados para la fecha de ocupación en relación a las características de las balsas. Se muestra el coeficiente, tamaño de muestra y devianza explicada por cada variable. Nivel de significación = 0,05.

	n	Coeficiente	D.E. (%)	P
Area	25	-0,66	8,20	<0,001
Dist. Humedal más cercano	24	-0,001	1,52	<0,04
Algas	25	0,457	3,32	<0,001

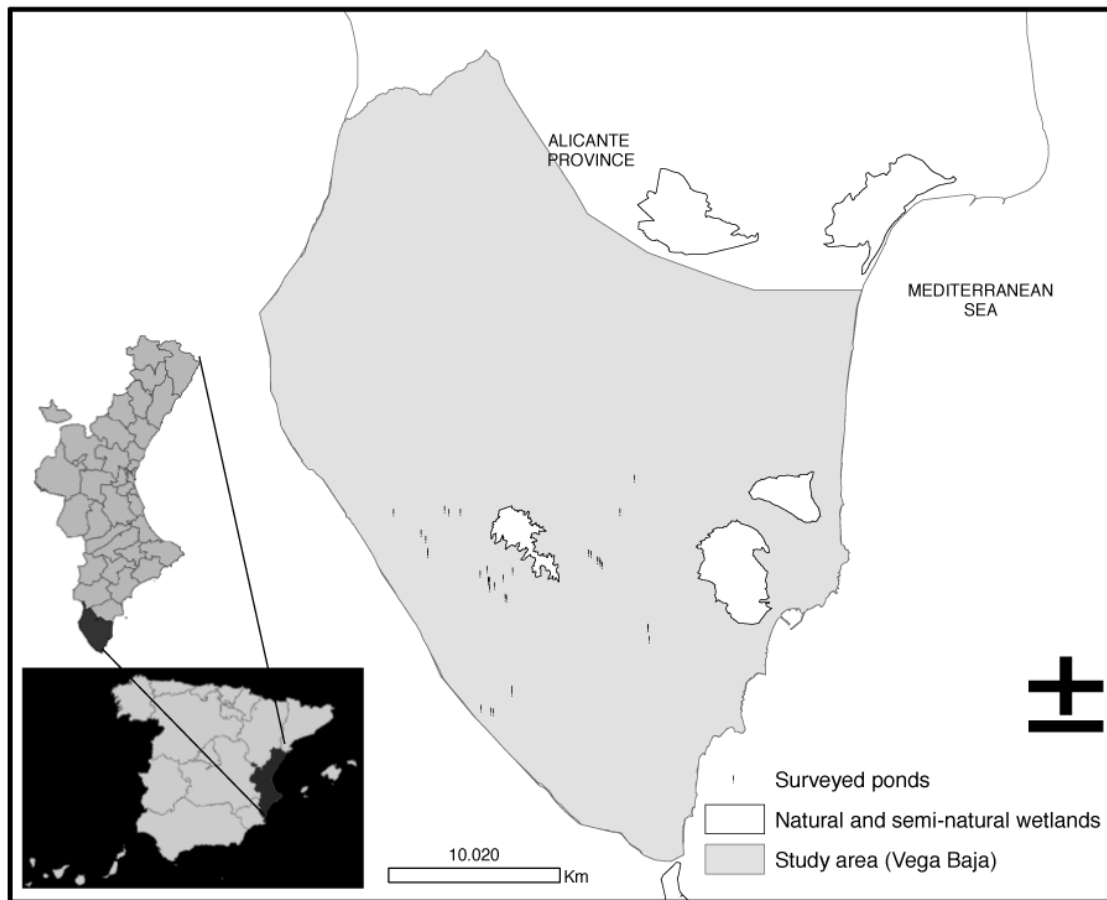


Figura 1: Área de estudio. La Comarca de la Vega Baja del Segura ampliada aparece en gris. Los humedales naturales y seminaturales se indican con mallado. Los puntos representan las balsas muestreadas.

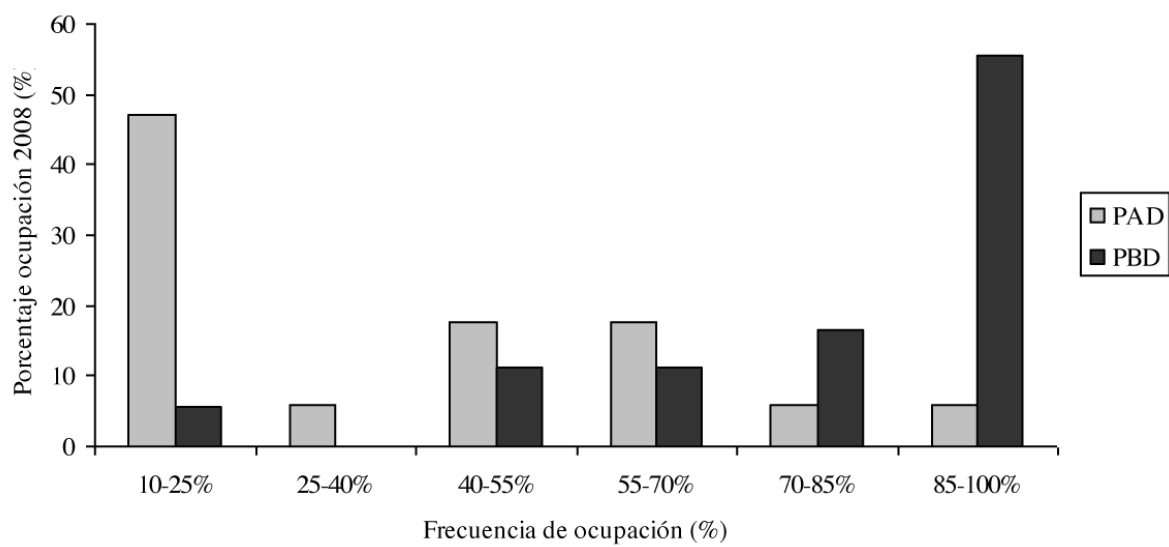


Figura 2: Distribución de la ocupación en el 2008 de balsas de distinto material en función de sus frecuencias de ocupación durante 7 años. PBD es polietileno de baja densidad y PAD es polietileno de alta densidad.

## Dieta del Búho Real (*Bubo Bubo*) en el sur de la provincia de Alicante

ANTÓN, M.G.<sup>1</sup>; PÉREZ-GARCÍA, J.M.<sup>1\*</sup>; BOTELLA, F.<sup>1</sup> y SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Área de Ecología; Dpto. Biología Aplicada. Universidad de Miguel Hernández.

Ctra. Beniel, km 3,2, E-03312 Orihuela, Alicante, España

\*Email: jperez@umh.es

### Resumen

Se evaluó la dieta de la población de alta densidad de búho real (*Bubo bubo*) en el Sur de la provincia de Alicante, mediante el uso de dos tipos de métodos, a partir de presas en nido y a partir de egagrópilas. El conejo de monte destacó como la principal presa tanto por biomasa consumida (89,2%) como por frecuencia de aparición (71%). La evaluación de los métodos de estudio de la dieta detectó un fuerte sesgo con respecto a la riqueza de aves consumidas, por lo que se confirma la necesidad de utilizar ambos métodos para la evaluación de la dieta de esta rapaz.

**Palabras clave:** Búho real, *bubo bubo*, dieta, métodos de análisis, Sur de Alicante.

### Abstract

We assessed the diet of a high population density of eagle owl (*Bubo bubo*) in the southern province of Alicante, using two methods of analysis, from prey remains and pellets. Rabbit highlighted as the main prey consumed by biomass (89.2%) and frequency of occurrence (71%). Methods assessment for diet study found a strong bias associated with bird consumption, which confirms the need to use both methods for assessing the diet of this predator.

**Keywords:** Eagle owl, *bubo bubo*, diet, assessment methods, South of Alicante.

### 1. Introducción

El estudio de la ecología trófica de las rapaces es imprescindible para diseñar estrategias y programas de conservación (Newton 1979). Se ha comprobado que la composición de la dieta está fuertemente relacionada con parámetros de su biología, como distribución y densidad de parejas o el éxito reproductor de las mismas (Penteriani et al 2002).

El búho real (*Bubo bubo*) es la mayor rapaz nocturna del mundo. Se distribuye ampliamente por toda la península ibérica pero resulta más abundante en la zona Sur, donde en algunos lugares alcanza densidades muy elevadas, como es el caso del Sur de la provincia de Alicante y Murcia (Martínez et al 1992; Sánchez-Zapata et al 2001; Pérez-García et al 2007).

Aunque, los estudios realizados hasta este momento apuntan que esta especie se especializa en el consumo de mamíferos (Cramp and Simmons 1990; Del Hoyo et al 1999), la mayoría de estos trabajos se realizaron utilizando únicamente el análisis de egagrópilas. Este método se ha comprobado que subestima la proporción de algunos grupos presa por lo que algunos autores recomiendan utilizar varios métodos para evitar sesgos (Marchesi et al 2002, Sánchez-Zapata y Calvo 1998, Real 1996).

Los objetivos del presente trabajo son:

- Describir la composición de la dieta de búho real en una población de alta densidad en el sur de la provincia de Alicante
- Evaluar las diferencias entre dos métodos de estudio de la dieta, egagrópilas frente a presas en nido.

## 2. Material y métodos

El área de estudio se encuentra en el sur de la comarca de la Vega Baja en el sur de la provincia de Alicante, limitando con la Región de Murcia. El principal espacio natural presente es la Sierra de Escalona y la Dehesa de Campoamor la cual conforma la mayor masa forestal del sur de la provincia de Alicante, presentando todavía un buen estado de conservación de sus extensos pinares de pino carrasco con un rico sotobosque mediterráneo.

En el área de estudio se localiza una de las poblaciones de búho real más densas, descritas hasta este momento, encontrándose un mínimo de 77 parejas reproductoras y una distancia media entre parejas vecinas de 1,02 kilómetros (Pérez-García et al, datos sin publicar)

Durante los años 2003 a 2008 se recogieron tanto egagrópilas como presas en nido de 66 territorios de búho real. Las muestras siempre se recogieron durante la época reproductiva, de diciembre a junio de cada año.

Los restos encontrados en las egagrópilas y en los nidos fueron identificados hasta el nivel específico, siempre que fue posible, con la ayuda de claves (Blanco 1998) y con el material existente en la colección del Departamento de Ecología de la Universidad de Miguel Hernández.

Se calcularon la frecuencia de aparición (FA) de cada presa a partir del número mínimo de individuos presentes en cada una de las egagrópilas (Palomares y Delibes 1991). La biomasa consumida (B) se calculó a partir de las tasas de aparición y el peso medio estándar de cada presa, los cuales se obtuvieron de trabajos previos (Delibes 1974, Palomares y Delibes 1991, Blanco 1998). Los conejos se diferenciaron en dos categorías debido a la gran diferencia en pesos que existe entre los diferentes grupos de edad.

Para evaluar las diferencias entre los dos métodos de estudio de la dieta, se compararon las frecuencias de aparición y la riqueza de presas mediante test de la  $X^2$ .

## 3. Resultados

### 3.1. Composición de la dieta

Se determinaron un total de 524 presas en egagrópila y 80 presas en nido. En el análisis de las frecuencias de aparición de presas en egagrópila el conejo resultó ser la especie más consumida (FA 71%; B 89,2%), seguido de ratas (14%), principalmente rata negra (*Rattus rattus*) (9%), y en el grupo de aves (10%), de las que se identificaron, la paloma doméstica (*Columba livia ssp domestica*) fue la más consumida seguida de perdiz roja (*Alectoris rufa*) y paloma torcaz (*Columba palumbus*).

Los resultados del análisis de presas en nido también destaca el conejo (51%), seguido de rata campestre (12%), lirón careto (6%) y liebre (5%), en el grupo de aves las más consumidas son el ánade real (*Anas platyrhynchos*) (5%) y perdiz roja (4%). También aparecen reptiles como lagarto ocelado (*Lacerta lepida*) o culebra de escalera (*Elaphe scalaris*).

### 3.2. Diferencias entre Métodos de Análisis

Tal y como se ha destacado en otros estudios previos, (Marchesi et al 2002; Sánchez-Zapata y Calvo 1998; Real 1996) las diferencias entre métodos son significativas tanto en FA de las presas ( $X^2=13,06$ ;  $p<0,005$ ) como en la riqueza de especies ( $X^2=124,82$ ;  $p<0,001$ ). En nuestro caso, se ha detectado un fuerte sesgo con respecto a la riqueza de aves consumidas.

## 4. Discusión

El presente estudio demuestra que el conejo de monte es la presa fundamental de la población de búho real nidificante en el Sur de la provincia de Alicante, tanto por frecuencia de aparición como por porcentaje de biomasa consumida. La elevada densidad de conejo presente en la zona de estudio unido a la gran eficiencia con que la rapaz es capaz de explotar al lagomorfo podría explicar este resultado (Hiraldó et al 1976; Donázar 1988). Por otra parte se subraya la importancia que esta presa representa para la conservación de la rapaz. Debido a la gran importancia del conejo, el resto de presas aparecen de una manera marginal en la dieta, destacando la rata negra y la paloma doméstica, relacionadas con zonas más humanizadas.

Por último, como se ha destacado en otros estudios, el tipo de método utilizado para el estudio de la dieta produce sesgos en la especies presa identificadas. Las aves aparecen con menor frecuencia en las egagrópilas y por lo tanto se identifican un menor número de especies. Parece ser que los búhos no ingieren enteras aves de mediano y gran tamaño y prefieren despedazarlas como las rapaces diurnas. Además en otros estudios se demuestra que la especie lleva las presas

de mayor tamaño al nido para reducir la frecuencia de ceba y así el gasto energético (Donázar, 1988), por lo que utilizando únicamente restos de presas en nido podríamos sesgar los resultados hacia presas de mayor tamaño.

## 5. Bibliografía

- BLANCO, J. C. (1998). Mamíferos de España. Tomos I y II. Ed. *Geo Planeta*, Madrid.
- CRAMP, S. AND K.E. SIMMONS. (1990). The birds of western Palearctic, Vol. II. *Oxford Univ. Press*, Oxford, U.K.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., Y SARGATAL, J. (1994). Handbook of the birds of the world. [2]. Barcelona, España.
- DELIBES (1974), Doñana, *Acta Vertebrata*, 1: 143-199.
- DONÁZAR, J.A. (1987). Geographic variations in the diet of the Eagle Owls in Western Mediterranean Europe. In: *Nero RW, Clark RJ, Knapton RJ, Hamre RH (eds) Biology and conservation of northern forest owl. General Technical Report RM-142*. USDA, Fort Collins, pp 220-224
- DONÁZAR, J. A. (1988) Variaciones en la alimentación entre adultos reproductores y pollos en el Búho Real (*Bubo bubo*). *Ardeola* 35:278-284.
- DONÁZAR, J. A. (1989). Variaciones geográficas y estacionales en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 36: 25-39.
- HIRALDO, F., PARREÑO, F., ANDRADA, V. & AMORES, F. (1976). Variations in the food habits of the European Eagle Owl (*Bubo bubo*). *Doñana Acta Vertebrata* 3: 137-156.
- MARCHESI, L. PEDRINI, P. AND SERGIO, F. (2002). Biases associated with diet study methods in the Eagle Owl. *Journal of Raptor Research* 36(1) 11-16.
- MARTÍNEZ, J.E., SÁNCHEZ, M.A., CARMONA, D., SÁNCHEZ, J.A., ORTUÑO, A. Y MARTÍNEZ, R. (1992). The Ecology and Conservation of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Murcia, south-east Spain. In (Ed) GALBRAITH, C.A., TAYLOR, I.R. Y PERCIVAL, S. *The Ecology and Conservation of European Owls*. J.N.C.C. Peterborough.
- MIKKOLA, H. (1983). Owls of Europe. – *Poyser*.
- NEWTON, I. (1979). Population Ecology of Raptors. *T. & A.D. Poyser*, Berkhamsted.
- PÉREZ-GARCÍA J.M., BOTELLA, F., SÁNCHEZ-ZAPATA, A., JIMÉNEZ, G. Y MÍNGUEZ, E. (2007). Estudios Básicos Aplicados a la Conservación del Búho real (*Bubo bubo*) en el Sur de la provincia de Alicante. Informe inédito *Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat de Valencia*.
- REAL, J. (1996). Biases in diet study methods in the Bonelli's Eagle. *J. Wildl. Manage.* 60:632-638.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F.. (1998). Importance of birds and potential bias in food habit studies of Montagu's harriers (*Circus pygargus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 254-256.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. ET AL. (2001). Valoración de la fauna del LIC de Sierra Escalona y Dehesa de Campoamor. *Universidad Miguel Hernández. Consellería de Territorio y Vivienda. Generalitat de Valencia*.

Tabla 1. Composición de la dieta del Búho real en la zona de estudio. Se muestran la frecuencia de aparición (FA) y el porcentaje de biomasa consumida (B) para cada una de las presas identificadas.

Especies	Egagrópilas			Presas en nido		
	Total	FA	B	Total	FA	B
Mamíferos	472	89,9	97,4	58	72,5	78,3
<i>Oryctolagus cuniculus Ju.</i>	208	39,6	21,0	21	26,3	12,9
<i>Oryctolagus cuniculus Ad.</i>	169	32,2	68,2	19	23,8	46,8
<i>Lepus granatensis</i>	0	0,0	0,0	4	5,0	14,7
<i>Rattus rattus</i>	46	8,8	3,3	9	11,3	3,9
<i>Rattus norvegicus</i>	8	1,5	0,8	0	0,0	0,0
<i>Rattus sp</i>	17	3,2	1,5	0	0,0	0,0
<i>Mus domesticus</i>	2	0,4	0,0	0	0,0	0,0
<i>Eliomys quercinus</i>	3	0,6	0,1	5	6,3	0,7
<i>Crocidura russula</i>	1	0,2	0,0	0	0,0	0,0
<i>Erinaceus europaeus</i>	9	1,7	2,5	0	0,0	0,0
Mamífero sin identificar	9	1,7	-	0	0,0	-
Aves	52	9,9	2,6	18	25,0	28,9
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	3,5
<i>Anas platyrhynchos</i>	0	0,0	0,0	4	5,0	5,9
<i>Larus ridibundus</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,1
<i>Buteo buteo</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	2,5
<i>Athene noctua</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	11,8
<i>Alectoris rufa</i>	7	1,3	1,4	3	3,8	0,8
<i>Columba livia ssp domestica</i>	12	2,3	1,0	2	2,5	0,6
<i>Columba palumbus</i>	3	0,6	0,2	2	2,5	1,2
<i>Corvus monedula</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,3
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,2
<i>Apus apus</i>	0	0,0	0,0	2	2,5	1,2
<i>Oenanthe leucura</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,6
Ave sin identificar	30	5,7	-	0	0,0	-
Reptiles	0	0,0	0,0	2	2,5	0,7
<i>Lacerta lepida</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,5
<i>Elaphe scalaris</i>	0	0,0	0,0	1	1,3	0,2
TOTAL	524			80		

Figura 1. Frecuencia de Aparición (FA) de cada grupo-presa según el método de análisis empleado.

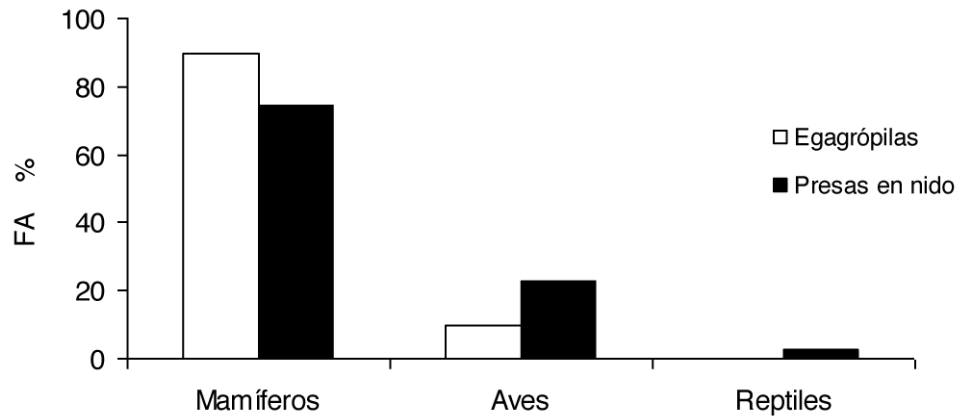
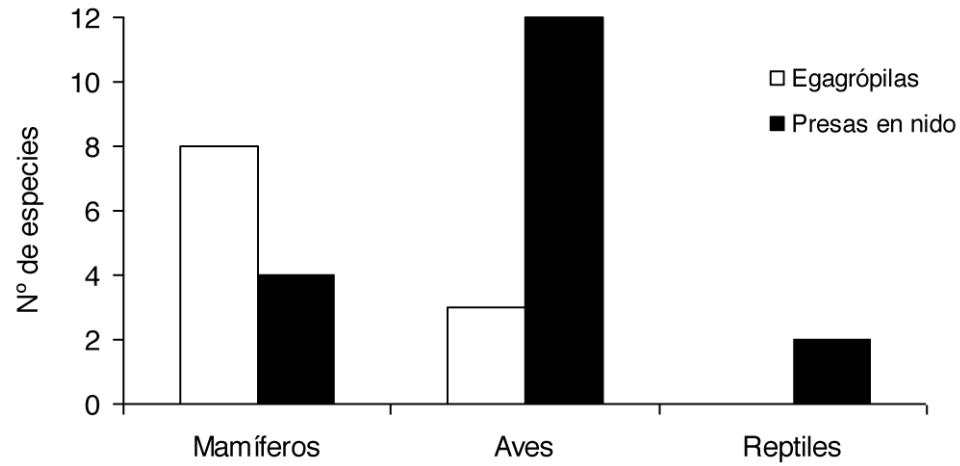


Figura 2. Riqueza de cada grupo-presa según el método de análisis empleado.





## Estudio experimental para evaluar la supervivencia larvaria en *Lysmata amboinensis* (De Mann, 1888), en función de la dieta.

BLÁZQUEZ-CERNUDA P.<sup>1\*</sup>; CORTÉS-MELENDRERAS E.<sup>2</sup>; GIMÉNEZ-CASALDUERO F.<sup>3</sup>;  
MARTÍNEZ-ORTEGA E.<sup>4</sup>; y MARTÍNEZ YAGO P.<sup>2</sup>.

Acuario de la Universidad de Murcia.

<sup>1\*</sup> [patricia.blazquezcernuda@alum.uca.es](mailto:patricia.blazquezcernuda@alum.uca.es)

<sup>2</sup>Acuario de la Universidad de Murcia, Cuartel de Artillería, C/ Cartagena s/n. 30002 Murcia.

<sup>3</sup>Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080 Alicante

<sup>4</sup>Departamento de Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología. Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

### Resumen

Una dieta que aporte la adecuada nutrición, tanto a las larvas como a los reproductores, favorece la disminución de la duración del desarrollo larvario y la supervivencia a situaciones de mayor estrés fisiológico, como pueden ser determinadas mudas. Por ello, en este trabajo se ha valorado la supervivencia de larvas de *Lysmata amboinensis* al alimentarlas con dos tipos de variedades de *Artemia salina*: una de 430  $\mu$  y un contenido en ácidos grasos de 19 mg/g, y otra de 480  $\mu$  y un contenido en ácidos grasos de 25 mg/g. En los resultados existe una tendencia según la cual el porcentaje de larvas es mayor con la dieta de *Artemia salina* 480 $\mu$ , resultado de la mejora en la captura del alimento por parte de las larvas, y del mayor aporte nutritivo de este tipo de *Artemia*.

**Palabras clave:** *Lysmata amboinensis*; Desarrollo larvario; *Artemia salina*.

### Abstract

Identifying a diet to improve the larval development of the ornamental cleaner shrimp *Lysmata amboinensis* is an essential factor in order to achieve the captivity rearing. A suitable diet for this shrimp is essential to reduce mortalities observed for the muda to zoea 5 and zoea 10, and to decrease the duration of larval stages. With this aim, the present work describes the larvae survival of *L. amboinensis* fed with two *Artemia salina* varieties: one of 430  $\mu$ m and 19 mg/g HUFAS content; and a second one of 480  $\mu$ m and 25 mg/g HUFAS content. The observed survival of shrimp fed on the diet of *A. salina* 480  $\mu$ m, were improved in days 3, 8, 10 and 14, due to its high nutritional value. However, more replicates are still necessary to confirm the results.

**Key Words:** *Lysmata amboinensis*; *Artemia salina*; Larval development.

### 1. Introducción

El cultivo de organismos para la industria del acuario es imprescindible en la conservación de los arrecifes de coral, así como una alternativa económica para las comunidades costeras de bajo ingreso, desde las que se exportan estos organismos (Calado et al., 2005a; Simoes, 2004; Rhyne et al., 2004). De las especies cultivadas, ninguna está disponible en cantidad comercial de forma regular. Los principales problemas en el cultivo en sistema cerrado de la especie *Lysmata amboinensis*, son la dificultad para superar la última fase de muda (fase zoea 10 planctónica pasa a postlarva bentónica) y el alto nivel de canibalismo entre las larvas (Simoes, 2004). Además, los estadios larvarios de estos organismos son delicados y en cautiverio, el periodo de desarrollo larval es muy largo alcanzando los 143 días, lo que perjudica la rentabilidad de su cultivo a escala comercial (Calado et al., 2007a). El proceso de cría larval se ha conseguido completar en condiciones de laboratorio para *Lysmata amboinensis* por Wunsh (1996) sin embargo, los resultados fueron pobres, registrándose una elevada mortalidad (99%).

Los crustáceos braquiópodos del género *Artemia* (Anostraca: Artemiidae), constituyen un excelente alimento vivo utilizado en acuicultura. La importancia del valor nutricional de *Artemia*, para la alimentación de larvas de organismos

marinos, radica en su composición de ácidos grasos altamente insaturados de la serie w3 (HUFAs w3), principalmente el ácido docosaexanoico (DHA o 22:6 w3) y ácido eicosapentaenoico (EPA o 20:5 w3) (Burga, 2002; Barclay, 1996). Las cepas de *Artemia* origen marino (p.e. la de San Francisco, Macau, cepas peruanas, etc.) poseen mayor cantidad de HUFAs que las cepas de origen continental, tal como la de Gran Lago Salado (GLS; Utah USA) (Burga, 2002).

## 2. Material y Métodos

### 2.1. Acuarios de adultos y larvas:

Se parte de 4 parejas adultas de *Lysmata amboinensis* alimentadas con *Artemia* enriquecida con omega 3, *Artemia* enriquecida con Espirulina, Mysis y Plancton rojo alternativamente. Desovan cada 15 días, obteniendo de cada pareja alrededor de 300-500 larvas.

Las puestas se recogieron a primera hora de la mañana una vez que se encendían las luces, de esta forma se recogen con más facilidad debido a su fototropismo positivo. Se recogían alrededor de 600 larvas en un recipiente de 5 L, con *Artemia* recién eclosionada.

Las larvas eran trasladadas a 2 acuarios de cría independientes a los de sus progenitores. Se les alimentó con dos dietas distintas: *Artemia salina* nauplio (480 $\mu$ ) y *Artemia salina* nauplio (430 $\mu$ ). Se utilizan dos tipos de dietas de *Artemia salina*: *Artemia salina* con un tamaño de 480  $\mu$  y un contenido en HUFAs de 25 mg/g, y *Artemia salina* de 430  $\mu$  y un contenido en HUFAs de 19 mg/g. Éstas son similares en tamaño a las variedades geográficas del Gran Lago Salado (Utah, USA) y de la Bahía de San Francisco (California, USA) respectivamente.

El tiempo de desarrollo de las larvas se midió mediante las mudas observadas aproximadamente cada dos días, mediante la determinación del estado zoea de cinco larvas elegidas al azar, en base a la descripción dada por Kotter (1997) y Hardman (1999). También se mide el porcentaje de supervivencia, mediante el número de larvas muertas después de cada muda.

### 2.5 Tratamiento de los datos

Se calculan: Supervivencia de las larvas por estado zoea en función del tiempo para cada dieta, por separado y de forma conjunta. Porcentaje de larvas que muda al siguiente estado zoea a lo largo del tiempo, con cada una de las dietas y de forma conjunta.

Los datos se tratan estadísticamente mediante el contraste basado en el estadístico Chi-cuadrado. El análisis Chi-cuadrado se calcula para cada muda, de forma que se obtiene la dependencia entre el porcentaje de larvas por muda y el tipo de dieta.

## 3. Resultados

El análisis Chi-cuadrado resulta significativo para los días 3-8-10 y 14 ( $\chi^2 > \chi^2_{1-\alpha}$ ), de manera que sí existe una dependencia entre la dieta suministrada y el porcentaje de larvas por estado zoea. Las gráficas de la supervivencia recogida con cada dieta así como los porcentajes de muda registrados, se incluyen en el Anexo de este documento.

## 4. Discusión

Las gráficas de supervivencia muestran un patrón de comportamiento en el que el porcentaje de larvas con ambas dietas desciende con el tiempo. Las puestas se pierden a los 20-21 días después de eclosionar, de manera que ninguna de las dietas ha permitido superar la muda a zoea V. Sin embargo, existe una tendencia según la cual el porcentaje de larvas a partir del día 8 hasta el día catorce, es mayor con la dieta de *Artemia salina* 480 $\mu$ , resultado de la mejora en la captura del alimento por parte de las larvas, y del mayor aporte nutritivo de este tipo de *Artemia*.

Existe una diferencia en el porcentaje de muda entre ambas dietas. Aunque la muda a zoea V se alcanza a los dieciséis días después de la puesta en ambos casos, hasta el octavo día de desarrollo, el porcentaje de muda es mayor con la dieta de *Artemia salina* 430 $\mu$ . Sin embargo, a partir de este día, el porcentaje aumenta de forma significativa con *Artemia salina* 480 $\mu$ . Esto se corresponde con el retraso en la muda, ya que con *A. salina* 480 $\mu$  tiene lugar durante los 5 primeros días (muda de zoea I a zoea II) mientras que con la dieta de *A. salina* 430 $\mu$  el retraso se produce entre el quinto y el octavo día de desarrollo (muda de zoea III a zoea IV).

En las primeras zoeas (ZI-ZII-ZIII) puede que la ingestión de la *A. salina* 480 $\mu$  sea menor, al contrario que para estados más desarrollados (ZIV-ZV), lo que explica la tendencia de la supervivencia. Esto sugiere una menor capacidad para capturar la *A. salina* 480 $\mu$  durante los 3 - 5 primeros días después de la eclosión. El índice de ingestión incrementa

con el tiempo, consecuencia de una mejora en la eficiencia de la captura (desarrollo de pleópodos) (Simoes *et al.*, 2002), Por ello, la alimentación basada en *A. salina* 480 $\mu$ , con mayor contenido en ácidos grasos insaturados (HUFAs), frente a *A. salina* 430 $\mu$ , presenta un aumento en la supervivencia durante los días posteriores a ZIII.

El análisis Chi- cuadrado resulta significativo para los días 3 - 8- 10 y 14 del desarrollo. Lo que sugiere una dependencia de la supervivencia en función de la dieta, consecuencia tanto del tamaño de la presa como del contenido en ácidos grasos. Para evaluar la dependencia entre el tamaño de la presa y la supervivencia sería necesario medir la tasa de ingestión de las larvas, y llevar a cabo un mayor número de réplicas.

La alimentación con presas de menor tamaño durante las primeras fases del desarrollo larvario se ha tratado en otros trabajos. (Cunha *et al.*, 2008) registraron una mayor supervivencia hasta zoea II al utilizar rotíferos enriquecidos (100-240 $\mu$ ). El uso de presas pequeñas durante los 3 - 4 primeros días desde la puesta, y su posterior cambio por un alimento de mayor tamaño y mayor contenido nutritivo, mejoraría la cría de este tipo de larvas.

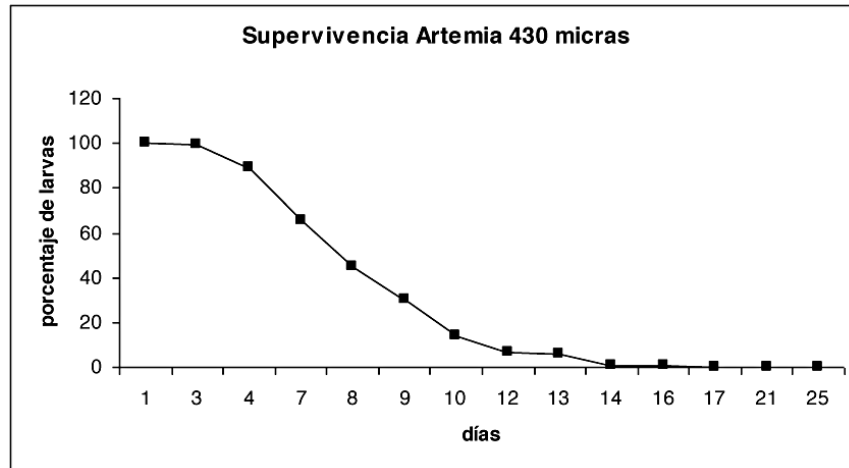
Aunque *Artemia* sea la dieta mas común utilizada en alimentación de estados larvarios tempranos de *L. amboinensis*, la ausencia tanto de una dieta enriquecida como de microalgas (mejoran el sistema digestivo y reducen las infecciones bacterianas) (Cunha *et al.*, 2008; Simoes *et al.*, 2002; Rhyne *et al.*, 2004), habría favorecido el descenso de la supervivencia. Consecuencia de que no se haya aportado la nutrición necesaria para soportar periodos de falta de alimento o infecciones bacterianas, ocurridos durante el experimento. Para los demás estadios larvarios, la sustitución de presas pequeñas, por una alimentación basada en *Artemia* enriquecida de mayor tamaño, supondría una dieta adecuada al desarrollo larvario, la mejora en la nutrición y por tanto en la supervivencia, la duración y calidad del periodo larvario.

Estos resultados, permiten establecer un protocolo de cría experimental para *Lysmata amboinensis*. Teniendo en cuenta todos los factores anteriores, es posible optimizar tanto el sistema de cría como la alimentación de esta especie para estudios posteriores.

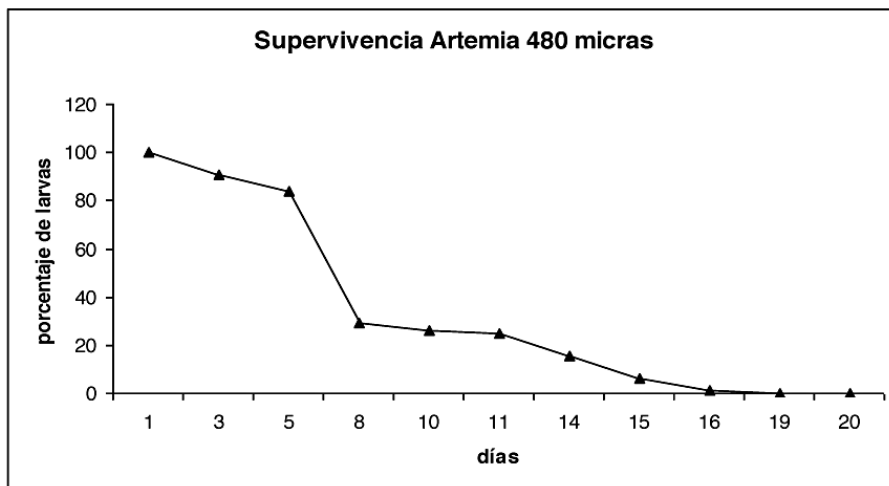
## 5. Bibliografía

- BARCLAY, W., ZELLER, S. (1996). Nutritional Enhancement of n-3 and n-6 Fatty Acids in Rotifers and Artemia Nauplio by Feeding spray-dried Schizochytrium sp. *Journal of the World Aquaculture Society*, 27( 3).
- BURGA, R. E., PhD. (2002). Producción semi-Intensiva de biomasa de Artemia franciscana Kellog 1906 (cepa Virrilá, Perú) utilizando diferentes dietas.
- CALADO, R., NARCISO, L., MORAIS, S., RHYNE, A.L. & LIN, J. (2003)a. A rearing system for the culture of ornamental decapod larvae. *Aquaculture*, 218: 329-339.
- CALADO, R., LIN J.D., RHYNE, A., ARAUJO, R., NARCISO, L. (2003)b. Marine ornamental decapods-popular, pricey, and poorly studied. *Journal of Crustacean Biology*, 23 (4): 963-973.
- CALADO, R., FIGUEIREDO, J., ROSA, R., NUNES, M. L, NARCISO, L. (2005)a. Effects of temperature, density, and diet on development, survival, settlement synchronism, and fatty acid profile of the ornamental shrimp *Lysmata seticaudata*. *Aquaculture*, 245: 221-237.
- CALADO, R., ROSA, R., MORAIS, S., NUNES, M. L. & NARCISO, L., (2005)b. Growth, survival, lipid and fatty acid profile of juvenile Monaco shrimp *Lysmata seticaudata* fed on different diets. *Aquaculture Research*, 36: 493-504.
- CALADO, R., VITORINO, A., DIONÍSIO, G., DINIS, M. (2007)a. A recirculated maturation system for marine ornamental decapods. *Aquaculture*, 263: 68-74.
- CALADO, R., DIONÍSIO, G., DINIS, M. T, (2007)b. Starvation resistance of early zoeal stages of marine ornamental shrimps *Lysmata* spp. (Decapoda: Hippolytidae) from different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351: 226-233.
- CUNHA, L. *et al.*, (2008). Experimental studies on the effect of food in early larvae of the cleaner shrimp *Lysmata amboinensis* (De Mann, 1888) (Decapoda: Caridea: Hippolytidae). *Aquaculture*, 277:117-123.
- SIMÕES, N., F., RIBEIRO, F., JONES, D.A. (2002). Feeding early larval stages of fire shrimp *Lysmata debelius* (Caridea, Hippolytidae). *Aquaculture*. Int. 10: 349-360.
- SIMÕES, N., Ph.D. (2004) .Revisión de la Biología, Alimentación y Reproducción de Camarones Ornamentales de la península de Yucatán Méjico (Crustacea: Decapoda: Caridea)
- SORGELOOS, P., Dhert, P., Candreva, P. (2001). Use of the brine shrimp, *Artemia* spp., in marine fish larviculture. *Aquaculture*, 200:147-159
- RHYNE, A.L., Lin, J., (2004). Effects of different diets on larval development in a peppermint shrimp (*Lysmata* sp.). *Aquaculture*. Res., 35: 1179-1185.

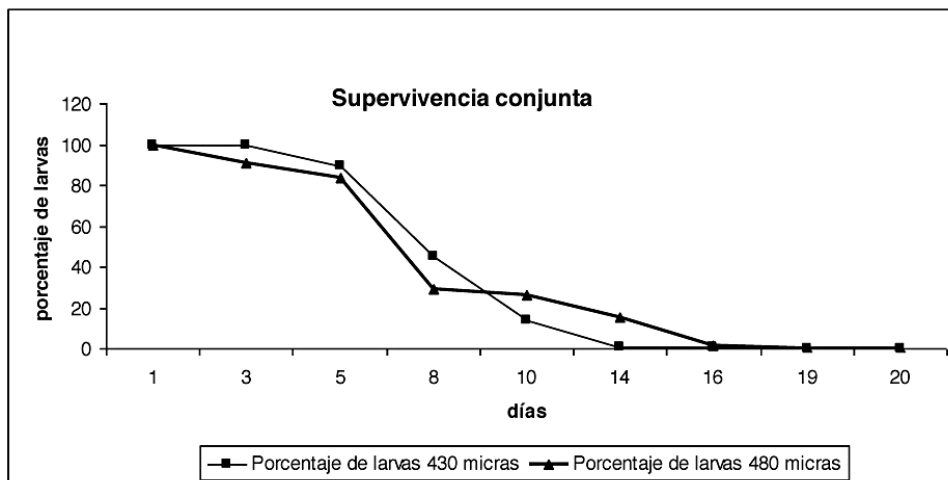
ANEXO



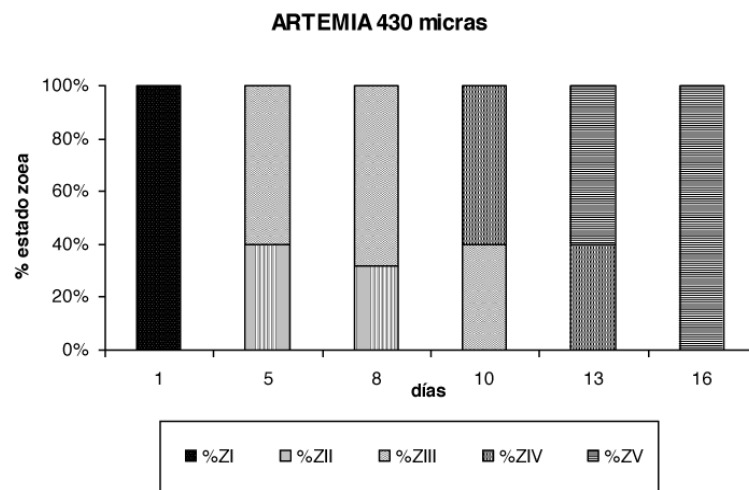
Gráfica 3.1: Supervivencia larvaria con *Artemia salina* 430 $\mu$



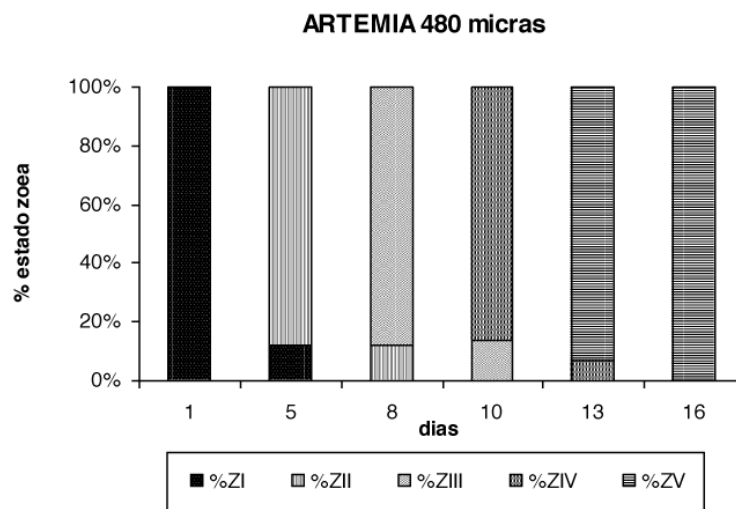
3.2 Gráfica: Supervivencia larvaria con *Artemia salina* 480 $\mu$



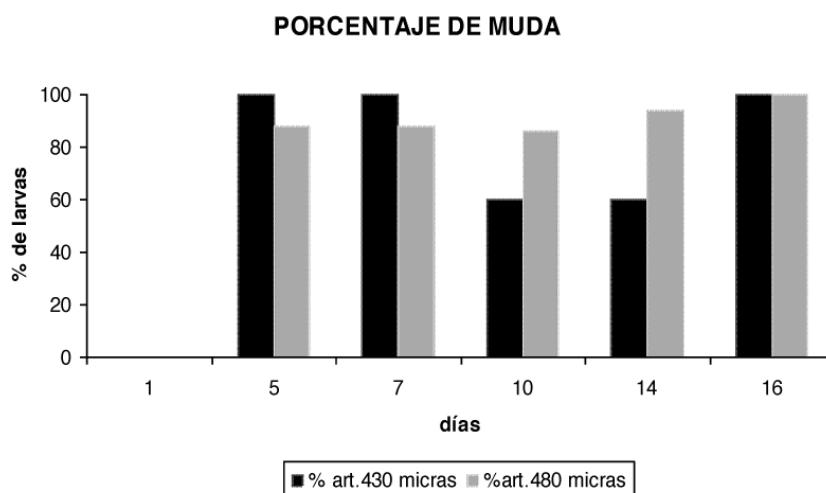
Gráfica 3.3: Supervivencia larvaria con ambas dietas



Gráfica 3.4: Porcentaje de muda larvaria con *Artemia salina* 430 $\mu$



Gráfica 3.5: Porcentaje de muda larvaria con *Artemia salina* 480 $\mu$



Gráfica 3.6: Porcentaje de muda conjunto con ambas dietas.



## Cabo de Palos: lugar estratégico de paso de aves marinas

ESCRIBANO CÁNOVAS, F.<sup>(1)</sup>; FUENTES MARÍN, A.<sup>(2)</sup>; HOWARD, R.<sup>(3)</sup>;  
CHAMÓN FERNÁNDEZ, I.<sup>(4)</sup> & GARCÍA BARCELONA, S.<sup>(5)</sup>

(1) C/ Royal Golf, 58. Urb: Altorreal. 30.506. Molina de Segura. Murcia.

(2,4) Ronda Ferrol, 12, 9º D, 30.203. Cartagena.

(3) C/ Las Barracas, 52, 30.385 LOS BELONES, Cartagena, Murcia.

(4) C/ Lagunillas, 16, Bº derecha, 29.012, Málaga.

E-mail: [fescribanocanovas@gmail.com](mailto:fescribanocanovas@gmail.com)

### Resumen

El Cabo de Palos es, por su privilegiada situación, una importante localidad de avistamiento de aves marinas ya que estas se acercan a costa al pasar frente a este punto, tanto en sus movimientos migratorios como de alimentación.

El punto de observación está situado en una zona elevada 23 metros sobre el nivel del mar y situada al sur del faro (coordenadas UTM: 704067 x 4167867). Desde este punto se tiene un excelente campo visual para la observación de aves marinas dada su amplitud (más de 180°).

Desde el año 2006, se lleva a cabo un importante esfuerzo de muestreo con más de 300 horas anuales de avistamiento. Esto ha permitido ampliar los conocimientos que de algunas especies se tenían en la Región de Murcia, tanto a nivel de citas nuevas como de ampliación de la frecuencia de avistamiento de ciertas especies consideradas hasta el momento "raras u ocasionales" en territorio murciano. Con respecto al punto anterior cabe destacar especies poco avistadas en la región como págalo pomarino (*Stercorarius pomarinus*), págalo rabero (*Stercorarius longicaudus*), gavión atlántico (*Larus marinus*), gaviota enana (*Larus minutus*), gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*), gaviota de Sabine (*Larus sabini*) y eider común (*Somateria mollissima*) por citar algunas especies.

Especialmente resaltable es el seguimiento realizado sobre la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) especie catalogada en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (SEO, 2004) dentro de la categoría de **En Peligro Crítico**. En las muchas horas de seguimiento realizado se ha puesto de manifiesto la importancia de las aguas litorales murcianas para el paso de esta especie en sus viajes migratorios desde y hacia sus colonias de cría situadas en las islas Baleares llegándose a contabilizar picos máximos de más de 2.500 aves en tres horas de observación y un flujo de 1.986 aves/hora, aunque quizá aún más importante es el papel que según se ha constatado tienen las aguas regionales como punto de alimentación de la especie, siendo frecuente la observación de la pardela balear realizando movimientos locales de pesca, con un importante número de individuos durante los meses de noviembre a febrero.

**Palabras clave:** Cabo de Palos, aves marinas, pardela balear.

### Abstract

The headland of Cabo de Palos is, due to its location, an important watchpoint for seabirds, as both on migration and during feeding movements, they come close to the coast at this point.

The seawatch observation point is south of the lighthouse (UTM co-ordinates 704067 x 4167867), at an elevation of 23 metres above sea level. From this point there is an excellent field of view of more 180° for observing seabirds.

Since 2006 a special effort has been made to observe seabirds, logging more than 300 hours per year. This has resulted in an increase in knowledge about both new species and species considered rarities or accidental in the region of Murcia.

Examples of these are Pomarine skua (*Stercorarius pomarinus*), Long-tailed Skua (*Stercorarius longicaudus*), Greater Black-backed Gull (*Larus marinus*), Little Gull (*Larus minutus*), Kittiwake (*Rissa tridactyla*), Sabine's Gull (*Larus sabini*) and Eider (*Somateria mollissima*).

Standing out is the study made of the Balearic Shearwater (*Puffinus mauretanicus*), a 'Redbook' species (Libro Rojo de los Vertebrados de España (SEO, 2004)) under the category **Critically Endangered**. The many hours spent seawatching have shown the importance of the Murcian coastal waters for this species during its migration both to and from its breeding colonies in the Balearic Islands. Numbers seen have peaked at more than 2,500 in 3 hours of seawatching, with a stream of 1,986 birds per hour. Possibly more important is the role that the Murcian waters have been shown to play in the feeding movements of this species, which has frequently been seen to follow local fish movements in large numbers during the months from November to February.

**Key words:** Cabo de Palos, seabirds, Balearic Shearwater.

## 1. Introducción

El Cabo de Palos es, por su privilegiada situación, una importante localidad de avistamiento de aves marinas ya que éstas se acercan a costa al pasar frente a este punto, tanto en sus movimientos migratorios como de alimentación. El punto de observación está situado en una zona elevada 23 metros sobre el nivel del mar y situada al sur del faro (coordenadas UTM: 704067 x 4167867). Desde este punto se obtiene un excelente campo visual para la observación de especies marinas. Desde el año 2006, se lleva a cabo, por parte de un buen número de ornitólogos aficionados, un importante esfuerzo de muestreo con más de 110 horas anuales (incluidas las 12 jornadas de la R.A.M). Esto ha permitido ampliar los conocimientos que se tenían en la Región de Murcia sobre los movimientos de algunas especies como la pardela cenicienta, la pardela balear, diversos tipos de gaviotas y álcidos, mamíferos marinos, etc. Iniciativas como la R.A.M (Red de Observación de Aves y Mamíferos Marinos) fomentan este tipo de actividades en la Península Ibérica.

## 2. Metodología

La metodología usada es la básica en la observación de aves marinas, siendo necesarios al menos dos observadores aunque lo ideal son tres personas, de las cuales dos observarán y una anotará los datos. El material óptico utilizado fueron telescopios terrestres de 20-60X y prismáticos de 8-10X. Se seleccionó una zona donde se tenga una visión del horizonte lo más amplia posible (180°). El telescopio se instaló de manera fija sobre el horizonte de manera que se cubría, al menos, el 33% de la banda de mar, con los prismáticos se realizaron barridos sobre el campo visual. Se registraron todas las aves que pasaron por el campo de visión, anotando su dirección de vuelo y teniendo la precaución de no contabilizar la misma ave dos veces. Se registraron las aves observadas en intervalos de 30 minutos. Igualmente se anotó la meteorología, estado del mar, visibilidad y fuerza y dirección del viento.

## 3. Resultados

### 1. GENERALES

En estos dos años de trabajo se han citado, en paso, hasta 64 especies de aves, las cuales se citan en las tablas anexas. Especialmente resaltable es el caso de la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), con picos de 6.306 aves/hora el 28/10/2006 y un total de 11.473 aves en tres horas, esta misma especie registró los días 26 y 27/10/2008 unos picos de 4.000 y 3.486 aves/hora, con unos totales esos días de 7.511 (3'5 horas) y 6.078 (2'45 horas) respectivamente. Hay que recordar que la población reproductora nacional de esta especie se sitúa aproximadamente en 10.000 parejas para la población mediterránea (Martí, R. & del Moral, J. C., 2003), lo que habla de la importancia de Cabo de Palos como lugar de avistamiento para la migración de esta especie. El listado de especies con sus números y meses más frecuentes de avistamiento sería el siguiente:

ESPECIES	NÚMERO	ÉPOCA PASO
<b>Pardela cenicienta (<i>Calonectris diomedea</i>)</b>	<b>21.149</b>	<b>Sep-Nov</b>
<b>Pardela mediterránea (<i>Puffinus yelkouan</i>)</b>	<b>8</b>	<b>Sep</b>
<b>Pardela balear (<i>Puffinus mauretanicus</i>)</b>	<b>23.145</b>	<b>Oct-Feb</b>
<b>Paño Europeo (<i>Hydrobates pelagicus</i>)</b>	<b>12</b>	<b>Abr y nov</b>
Alcatraz atlántico ( <i>Morus bassanus</i> )	4.402	Oct-Feb
Cormorán grande ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	67	Dic-Abr
<b>Cormorán moñudo (<i>Phalacrocorax aristotelis</i>)</b>	336	Ene-May
Gaviota patiamarilla ( <i>Larus michahellis</i> )	No contadas	Todo el año
<b>Gaviota cabecinegra (<i>Larus melanocephalus</i>)</b>	<b>86</b>	<b>Oct-Mar</b>
<b>Gaviota enana (<i>Larus minutus</i>)</b>	<b>87</b>	<b>Sep</b>
Gaviota reidora ( <i>Larus ridibundus</i> )	741	Nov-Mar
<b>Gaviota picofina (<i>Larus genei</i>)</b>	<b>5</b>	<b>Abr</b>
<b>Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>)</b>	<b>1.041</b>	<b>Feb-Abr</b>
Gaviota cana ( <i>Larus canus</i> )	7	Mar-May
Gaviota sombría ( <i>Larus fuscus</i> )	16	Feb, mar y oct
Gavión atlántico ( <i>Larus marinus</i> )	1	Feb
Gaviota tridáctila ( <i>Rissa tridactyla</i> )	12	Nov y mar
Gaviota de Sabine ( <i>Larus sabini</i> )	1	Mar
<b>Pagaza piconegra (<i>Sterna nilotica</i>)</b>	<b>9</b>	<b>May y sep</b>
<b>Pagaza piquirroja (<i>Sterna caspia</i>)</b>	<b>3</b>	<b>Oct</b>
Charrán bengalí ( <i>Sterna bengalensis</i> )	2	Oct
<b>Charrán patinegro (<i>Sterna sandvicensis</i>)</b>	<b>2.165</b>	<b>Oct-Dic y feb-abr</b>
<b>Charrán común (<i>Sterna hirundo</i>)</b>	<b>1.024</b>	<b>May-Sep</b>
<b>Charrancito común (<i>Sterna albifrons</i>)</b>	<b>19</b>	<b>May y jun</b>
<b>Fumarel cariblanco (<i>Chlidonias hybrida</i>)</b>	<b>9</b>	<b>Abr y may</b>
Fumarel aliblanco ( <i>Chlidonias leucopterus</i> )	1	Ago
Alca común ( <i>Alca torda</i> )	592	Ene-Mar
Frailecillo atlántico ( <i>Fratercula arctica</i> )	45	Mar y abr
Págalo pomarino ( <i>Stercorarius pomarinus</i> )	18	Sep-Dic y ene-abr
Págalo parásito ( <i>Stercorarius parasiticus</i> )	30	Sep-Dic y feb-abr
Págalo rabero ( <i>Stercorarius longicaudus</i> )	1	Enero
Págalo grande ( <i>Stercorarius skua</i> )	83	Oct-Dic y ene-abr
Eider común ( <i>Somateria mollissima</i> )	2	Nov
Negrón común ( <i>Melanitta nigra</i> )	31	Nov-Ene
Serreta mediana ( <i>Mergus serrator</i> )	1	Nov
Ostrero euroasiático ( <i>Haematopus ostralegus</i> )	18	Abr
<b>Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)</b>	<b>26</b>	<b>Abr</b>
<b>Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)</b>	<b>2</b>	<b>Mar</b>
<b>Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)</b>	<b>5</b>	<b>Oct</b>
Garza real ( <i>Ardea cinerea</i> )	3	Mar y nov
<b>Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)</b>	<b>1</b>	<b>Feb</b>
<b>Flamenco común (<i>Phoenicopterus roseus</i>)</b>	<b>8</b>	<b>Jul</b>
Tarro blanco ( <i>Tadorna tadorna</i> )	12	Feb
Somormujo lavanco ( <i>Podiceps cristatus</i> )	6	Dic
Chorlitejo grande ( <i>Charadrius hiaticula</i> )	2	Oct
Zarapito trinador ( <i>Numenius phaeopus</i> )	1	Dic
Andarríos grande ( <i>Tringa ochropus</i> )	1	Nov
Andarríos chico ( <i>Actitis hypoleucos</i> )	3	Oct
Vuelvepedras ( <i>Arenaria interpres</i> )	32	Sep-may
Delfín mular ( <i>Tursiops truncatus</i> )	69	Feb y mar
Rorcual común ( <i>Balaenoptera physalus</i> )	2	May y nov
Cachalote ( <i>Physeter macrocephalus</i> )	1	May

Los nombres señalados en negrita indican las especies incluidas dentro del Anexo I de la Directiva 79/409/CEE

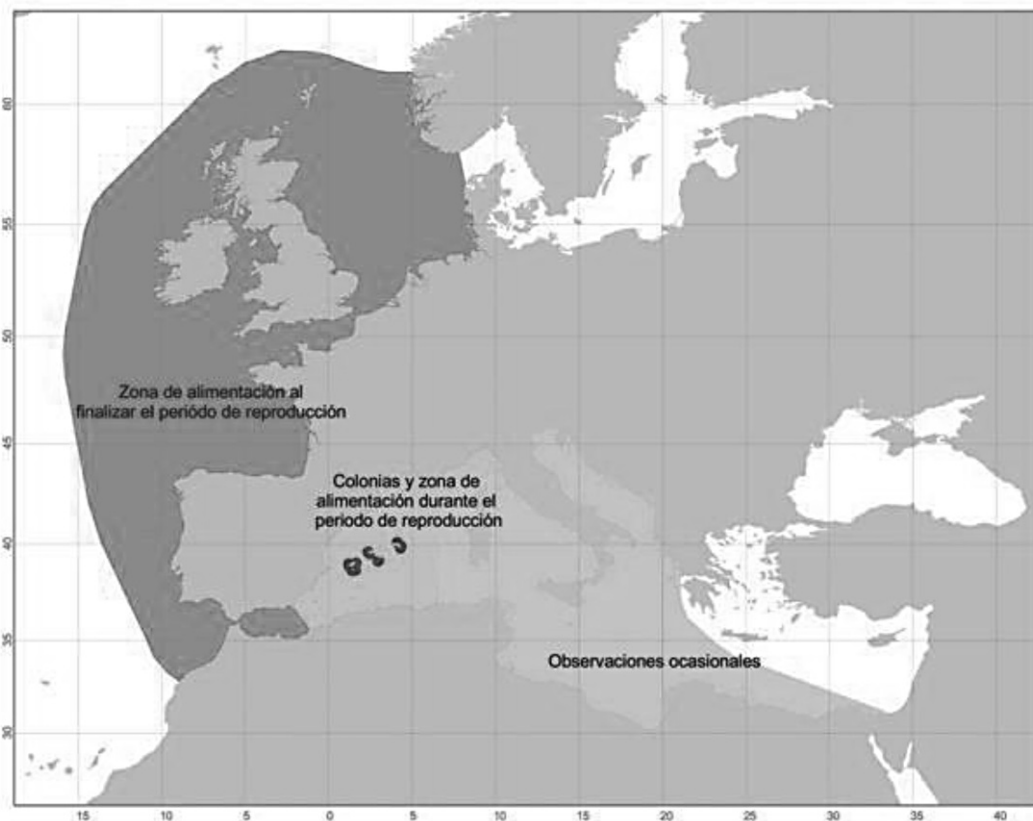
Es importante resaltar que no todas las especies citadas tienen una facilidad de avistamiento similar, cabe decir que las especies costeras son mucho más fáciles de ver que aquellas de hábitos pelágicos como pueden ser las procellariiformes (pañío europeo, pardela cenicienta, pardela balear y pardela mediterránea), los álcidos (alca común, frailecillo atlántico), las cuatro especies de págalo, la gaviota tridáctila y los mamíferos marinos.

Además de las especies de ámbito más o menos marino, se han avistado otras especies de aves las cuales se citan en la tabla anexa:

ESPECIES
Busardo ratonero ( <i>Buteo buteo</i> )
<b>Halcón peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)</b>
Cernícalo vulgar ( <i>Falco tinnunculus</i> )
<b>Búho campestre (<i>Asio flammeus</i>)</b>
Colirrojo tizón ( <i>Phoenicurus ochruros</i> )
Pardillo común ( <i>Carduelis cannabina</i> )
Vencejo común ( <i>Apus apus</i> )
<b>Martín pescador (<i>Alcedo atthis</i>)</b>
Abubilla ( <i>Upupa epops</i> )
Golondrina común ( <i>Hirundo rustica</i> )
Bisbita pratense ( <i>Anthus pratensis</i> )
Collalba gris ( <i>Oenanthe oenanthe</i> )
Mosquitero común ( <i>Phylloscopus collybita</i> )
Jilguero ( <i>Carduelis carduelis</i> )
Pato colorado ( <i>Netta rufina</i> )

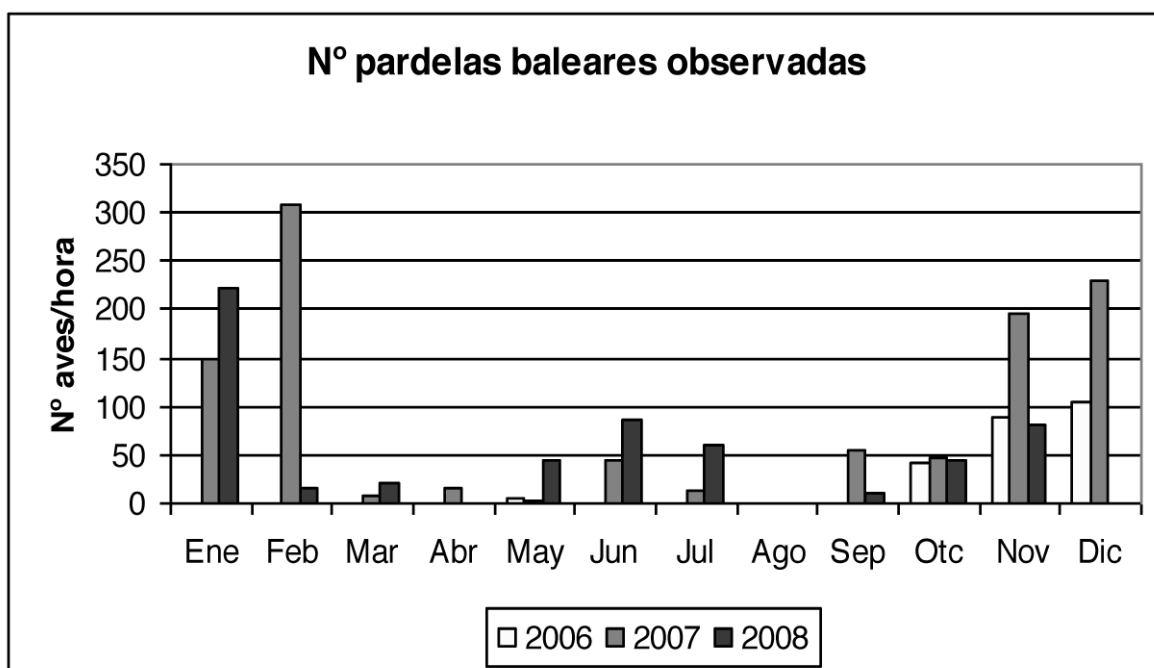
## 2. PARDELA BALEAR

Las muchas horas de censo llevadas a cabo en Cabo de Palos han permitido recabar una importante información (en cantidad y calidad) acerca de la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en aguas de la Región de Murcia. Esta especie está catalogada dentro de la categoría **En Peligro Crítico** según el *Libro Rojo de los Vertebrados de España* (Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C., 2004). Los datos obtenidos ponen de manifiesto la importancia de las aguas litorales murcianas para el paso de ésta en sus viajes migratorios desde y hacia sus colonias de cría situadas en las islas Baleares, llegándose a contabilizar picos máximos de más de 2.500 aves en tres horas de observación y un flujo de 1.986 aves/hora, aunque quizá aún más importante es el papel que según se ha constatado tienen las aguas regionales como punto de alimentación de la especie, siendo frecuente la observación de la pardela balear realizando movimientos locales de pesca, con un importante número de individuos durante los meses de noviembre a febrero. Esta especie se reproduce entre los meses de febrero y junio, comenzando en julio la migración postnupcial rodeando toda la Península Ibérica hasta las costas atlánticas francesas, en esa parte del Océano Atlántico realizan la muda entre los meses de agosto y septiembre para volver en octubre (migración prenupcial) a sus zonas de cría en las Islas Baleares.



Si bien, los últimos datos parecen indicar que no existe un patrón migratorio definido y que las aves pueden cambiar cada año sus zonas de alimentación postnupcial. Existe poca información sobre los desplazamientos de las aves juveniles y no reproductoras. Lo que ya sabemos es que la pardela balear puede llegar a verse en el Atlántico prácticamente todo el año y que solamente desaparece de las islas Baleares en el mes de agosto.

Es interesante resaltar que ésta es una especie endémica española cuya población reproductora asciende a 1.750 – 2.125 parejas (Martí, R. & del Moral, J. C., 2003.). Durante el año 2007, se contabilizaron desde Cabo de Palos un total de 13.261 pardelas baleares durante las jornadas de censo.



#### 4. Discusión

- Según los datos disponibles, queda demostrada la importancia a nivel nacional, o incluso internacional, de Cabo de Palos como observatorio de aves marinas.
- La época de mayor flujo de aves son los meses entre octubre y febrero.
- Visto el elevado nivel de participación de voluntarios en los censos, apremia potenciar esta actividad en la Región de Murcia, construyendo un observatorio para librar a los observadores de las inclemencias meteorológicas.

#### 5. Agradecimientos

A todos aquellos voluntarios que no han dudado en pasar frío o calor en el cabo, sin cuyo esfuerzo esto no habría sido posible.

A Alejo Pastor por su impagable ayuda. A Fernando Tomás por sus consejos y otras cosas.

#### 6. Bibliografía

- BLOMDAHL, A., BREIFE, B., HOLMSTRÖM, N. (2003): Flight Identification of European Seabirds. *Christopher Helm*. London.
- HERNÁNDEZ-GIL, V. & BALLESTEROS, G. A. (Coord.) (1996): Lista Roja (1996) de los Vertebrados de la Región de Murcia. *Edita A.N.S.E.* Murcia.
- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. & ATIENZA, J. C. (Eds.) (2004): Libro Rojo de las Aves de España. *Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife*. Madrid.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. (Eds.) (2003): Atlas de las Aves Reproductoras de España. *Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología*. Madrid.
- MARTÍNEZ-AEDO OLLERO, M. A., PÁEZ BLÁZQUEZ, M. & CALVO SENDÍN J. F. (2006): Guía Básica de las Aves de la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente*. Región de Murcia.
- PATERSON, A. M. (1997): Las Aves Marinas de España y Portugal. *Lynx Edicions*. Barcelona.
- RODRÍGUEZ, A., MCMINN, M. & MAYOL, J. (2005): La pardela balear y la identificación de las pardelas de las costas ibéricas. *Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente*.
- RUIZ, A. & MARTÍ, R. (Eds.) (2004): La Pardela Balear. *SEO/Birdlife-Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears*. Madrid.

## Programa de control de la Gaviota Patiamarilla (*Larus michahellis*) en la Región de Murcia

ESCRIBANO, F.<sup>(1)</sup>; EGUÍA, S.<sup>(2)</sup>

(1) Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. C/ Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 3ª Planta. Despacho 304. 30.008. Murcia.

(2) MENDIJOB S.L. C/ Rambla, 22. Urb. Las palomas. 30.120. El Palmar. Murcia.

E-mail: [fernando.escribano@carm.es](mailto:fernando.escribano@carm.es)

### Resumen

La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) es una especie oportunista que se reproduce de forma cada vez más numerosa en distintos puntos de la Región de Murcia como islas, islotes, enclaves continentales e incluso en el medio urbano.

Esta especie se considera a escala mundial como “No amenazada”, a nivel europeo como “No SPEC” (especies con un estado de conservación favorable), en el Libro Rojo de los Vertebrados de España aparece como no evaluada ya que sus poblaciones no cumplen los criterios mínimos establecidos por la UICN para ser incluida en alguna categoría de amenaza, a nivel regional la gaviota patiamarilla está catalogada como cinegética apareciendo en la Orden General de Vedas como cazable.

Su presencia ocasiona problemas de diversa índole entre los que podemos citar:

- Impacto sobre especies de fauna y flora amenazadas.
- Molestias en zonas urbanas.
- Problemas sanitarios.
- Molestias en vertederos de residuos sólidos urbanos.
- Impacto en explotaciones salineras y de acuicultura.

Por todo lo anterior, desde el año 2001, la administración regional ha ejecutado diversas acciones de control de la especie en sus colonias de nidificación, fundamentalmente se ha procedido al **pinchado** de puestas y sacrificio de pollos (isla Grosa, isla del Barón, isla Redonda, isla del Sujeto, isla Perdiguera y Esparteña, islas Hormigas, isla de las Palomas, isla de Escombreras e isla de Cueva de Lobos), si bien, también se han aplicado otros métodos en menor medida como:

- **Dstrucción** total de nidos y su contenido (Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).
- **Parafinado** de huevos (isla del Sujeto).
- Empleo de **carabina** de aire comprimido fuera de temporada de cría (isla Redonda e isla del Sujeto).
- Empleo de **narcóticos** (isla de Escombreras, isla Redonda, isla del Sujeto, islas Hormigas, isla de las Palomas, islas de Cueva de Lobos).

**Palabras clave:** gaviota patiamarilla, control, islas, Murcia.

### Abstract

The Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) is an opportunist species which is breeding more and more frequently at various sites in the Region of Murcia, in places such as islands, isolated areas and even urban areas.

This species is considered, on a world scale, as “Non-Endangered”, and on a European scale as “No SPEC” (species with a favourable state of conservation); in the Redbook of Spanish Vertebrates it appears as un-evaluated as its populations

do not meet the minimum criteria established by the UICN for inclusion in any endangered category. On a regional level, the Yellow-legged Gull is catalogued 'pest', appearing in the 'General Prohibition Orders' as 'able to be hunted'.

Its presence sometimes causes various different problems, amongst which are the following:

- Impact on endangered fauna and flora.
- Problems in urban areas.
- Sanitary problems.
- Problems at landfill sites (rubbish tips).
- Impact on SALT extraction plants and fish farms.

For the aforementioned reasons, since 2001, the regional administration has carried out various control activities at the gulls' breeding grounds – mainly by making holes in the eggs and killing chicks (isla Grosa, isla del Barón, isla Redonda, isla del Sujeto, isla Perdiguera y Esparteña, islas Hormigas, isla de las Palomas, isla de Escombreras and isla de Cueva de Lobos), but also applying other control methods such as:

- **Total Destruction** of nests and their contents (Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).
- **Soaking eggs in Paraffin** (isla del Sujeto).
- Use of **air rifles** outside the breeding season (isla Redonda e isla del Sujeto).
- Use of **narcotics** (isla de Escombreras, isla Redonda, isla del Sujeto, islas Hormigas, isla de las Palomas, islas de Cueva de Lobos).

**Key words:** yellow-legged gull, culling, islands, Murcia.

## 1. Introducción

La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) es una especie ampliamente distribuida por toda la Región de Murcia en cuyas islas, islotes e incluso enclaves continentales se reproduce de un modo cada vez más numeroso. El carácter oportunista de esta especie hace que aproveche la cada vez mayor disponibilidad de alimento que se le presenta en forma de residuos orgánicos en los vertederos y de descartes de pescado devuelto al mar por las embarcaciones pesqueras tras faenar. La situación actual de la gaviota patiamarilla con unas poblaciones en incremento, provoca perjuicios de distinta índole entre los que podemos citar: impacto sobre otras especies amenazadas, problemas sanitarios, molestias en vertederos de residuos sólidos urbanos y en zonas turísticas, impacto en explotaciones salineras y de acuicultura, impacto sobre flora y vegetación protegida, depredación de especies cinegéticas, daños agrícolas e interferencia con el tráfico aéreo (García Morell, M., Escribano, F., 2006). Por todo esto, desde el año 2001 se desarrollan por parte de la Administración una serie de trabajos de gestión de la especie en sus colonias de nidificación, encaminados a intentar reducir la población de la especie, o al menos, frenar su expansión y crecimiento, justificándose un seguimiento de los efectivos de *Larus michahellis* y la implementación de medidas de gestión de la especie, siempre desde la premisa básica de que el problema no radica en la presencia de la especie en sí, sino en su exceso poblacional. A nivel regional, la especie está catalogada como cinegética en la Ley 7/2003 de Caza y Pesca Fluvial de la Región de Murcia. En la actualidad se elabora la futura "Estrategia regional de control de la gaviota patiamarilla", que intentará paliar en lo posible la problemática asociada a las gaviotas durante una secuencia temporal más larga y de un modo integrado.

## 2. Metodología

Distintos métodos se han utilizado en el control de gaviota patiamarilla, unos de forma regular como el pinchado de huevos y otros de forma más ocasional o como pruebas puntuales. Todos los métodos a pesar de su heterogenicidad tienen dos cosas en común, la primera de ellas es que se realiza una visita a los lugares de cría en el mes de marzo para establecer la fenología reproductora de la especie y elegir la fecha más adecuada para llevar a cabo la actuación y el segundo punto común es que todos los métodos han de comenzarse coincidiendo más o menos con el pico de puesta para que sean lo más efectivos posibles. Al describir cada método por separado se señalará la forma de realizarlo.

### 3. Resultados

#### ***a) Pinchado de huevos y sacrificio de pollos***

##### Descripción

Se realizan tres pasadas en cada isla batiendo toda su superficie, espaciadas entre sí aproximadamente 20 días, se localizan los nidos y la puesta es pinchada con un punzón del nº 0, cada nido es marcado con un spray de color para llevar un control y el nido no es destruido para que los adultos sigan incubando. Los pollos son sacrificados mediante una inyección intraperitoneal de pentobarbital sódico.

##### Mecanismo de acción

El punzón ejerce una acción traumática sobre el huevo además de facilitar la contaminación y desecación del mismo. En el caso de los pollos, éstos mueren por parada cardiorespiratoria por una sobredosis de anestésico.

##### Ventajas e inconvenientes

**V:** Las aves siguen incubando la puesta normalmente durante un tiempo. Es fácil de realizar con un mínimo de preparación técnica.

**I:** Las aves descubren a los pocos días que el huevo es infértil, lo sacan del nido y realizan una nueva puesta. Es un método bastante exigente físicamente ya que hay que recorrer toda la superficie del lugar de cría para intentar localizar todos los nidos. A su vez, es un método peligroso que requiere gran cualificación técnica en lugares donde ésta especie coincide en la reproducción con la gaviota de Audouin (Isla Grosa).

##### Efectividad

Si bien, (Mayol, J., 1988) aseguraba que con la eliminación de 8,7 huevos se evitaba que un adulto alcanzara la edad reproductora, la experiencia regional nos dice que es un método más o menos efectivo para mantener la población pero no para reducirla. En Murcia, los datos van desde descensos de población en algunas islas en torno al 4% hasta ligeros aumentos en otras aproximadamente del 1%.

#### ***b) Destrucción total de nidos***

##### Descripción

Método parecido al anterior, en este caso se bate la zona de nidificación, mientras dure la actividad reproductora de las gaviotas, tantas veces como sea necesario. El nido es destruido en su totalidad incluida la plataforma de cría. Es realizado sólo en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

##### Mecanismo de acción

Desalentar al ave en la reproducción destruyendo su nido cada vez que la gaviota lo construya.

##### Ventajas e inconvenientes

**V:** Es muy difícil que se escapen nidos ya que las pasadas son reiteradas. Es posible manejar la población dejando una zona sin descartar, ya que se ha observado que las gaviotas terminan por trasladarse y concentrarse en esas zonas (Eguía, S. 2005).

**I:** Sólo es efectivo en superficies llanas, fácilmente andables y con escasa vegetación. Al realizar muchas pasadas puede causarse cierto grado de molestia a otras especies protegidas.

##### Efectividad

La efectividad ronda el 100% llegando a volar muy pocos pollos.

#### ***c) Parafinado de huevos***

##### Descripción

Se introducen los huevos en parafina líquida (que contenía un 3% de citronela para ahuyentar insectos) y se vuelven a dejar en el nido. Sólo se ha realizado una prueba en Murcia (Isla de las Palomas, 2004).

Mecanismo de acción

Taponamiento de los poros que permiten el intercambio gaseoso del huevo, muriendo éste sin perder peso.

Ventajas e inconvenientes

**V:** Las aves siguen incubando los huevos normalmente, tardando mucho en descubrir que son infértiles, si es que llegan a descubrirlo.

**I:** Es un método útil sólo en superficies cómodas de andar ya que se ha de transportar un cazo con la parafina por toda la superficie. Se tarda mucho tiempo en procesar cada nido ya que se introducen los huevos en la parafina uno por uno esperando a que se sequen para que no se les peguen las ramas y plumas que tapizan el nido.

Efectividad

En las Islas Chafarinas hablan de gran efectividad, en la prueba realizada en Murcia la efectividad fue muy baja posiblemente por usar una parafina muy líquida, en experiencias realizadas en la Comunidad Valenciana también tuvieron resultados negativos, llegando a eclosionar muchos huevos.

***d) Empleo de tóxicos***Descripción

Se coloca, sobre el nido, un panecillo untado con paté y una mezcla de alfacloralosa y fenobarbital. El paté hace de fijador de esta mezcla al panecillo además de hacer más palatable el propio cebo. Se ha actuado sobre el 70% de la población en las islas manejadas. Los cebos se colocan por la tarde y a la mañana siguiente se hace la recogida de cadáveres y de los cebos no consumidos. Se debe evitar que haya pollos en los nidos para que éstos no picoteen el cebo. Se necesita personal técnico que maneje el producto y extremar las medidas de seguridad de los trabajadores.

Mecanismo de acción

El fenobarbital actúa de sedante haciendo que el ave se duerma y la alfacloralosa es un pseudoanestésico que conforme actúa va bajando la temperatura del animal, muriendo éste finalmente de hipotermia. Su especificidad es cuestión de superficie/volumen. El tiempo requerido para su absorción completa a partir del tracto gastrointestinal es aproximadamente de 6 horas.

Ventajas e inconvenientes

**V:** Gran efectividad inicial en la reducción de adultos reproductores, además así se consigue eliminar toda su descendencia en una sola operación lo que en una especie tan longeva como ésta es muy interesante. Es el método más económico en relación esfuerzo/resultados.

**I:** entre un 20-30% de los cadáveres cae al mar pudiendo provocar alarma social y mala imagen pública. Puede provocar un importante efecto sumidero desde comunidades vecinas. Al trabajar con tóxicos siempre hay riesgo de que se vean afectadas otras especies no diana.

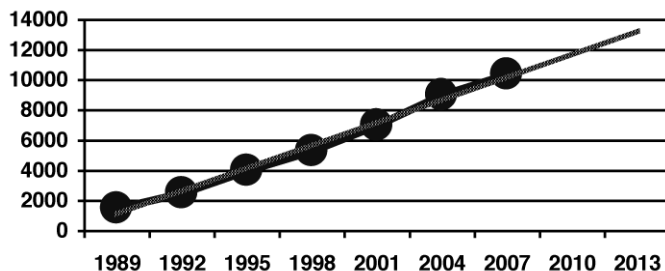
Efectividad

En Murcia la efectividad ha sido similar a la de otras experiencias llevadas a cabo en España, provocando un descenso de la población reproductora en torno al 33%.

De manera testimonial se ha realizado, fuera de la temporada de cría, una prueba de control con carabina de aire comprimido de alta velocidad, cosechando unos resultados muy pobres ya que tras abatir una gaviota el resto volaba y no volvía a posarse en la isla.

**4. Discusión**

- No existe el método perfecto, han de combinarse varios dependiendo de las circunstancias.
- Si se mantiene la tendencia actual, la población de gaviota patiamarilla alcanzará las 14.000 parejas en 5 años.



- El pinchaje de huevos, disminuye las necesidades energéticas de las gaviotas disminuyendo su grado de agresividad pero reduce escasamente la población nidificante.
- Las experiencias en algunas colonias de la Región (p.ej.: Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar y ZEPA de Isla Grosa) demuestran que el control de las puestas permite un manejo de la población consiguiendo un desplazamiento de las zonas tradicionales de nidificación hacia zonas que consideremos “menos” perjudiciales para otras especies más vulnerables de nuestra avifauna (es decir, zonas donde se produzcan menos interacciones).
- En las colonias donde se eliminaron adultos reproductores en la campaña de 2007, se ha producido en un solo año, un descenso de la población reproductora total del 32,96 % (esto a pesar de que no se actuó sobre la totalidad de estas colonias sino únicamente sobre el 72 % de los nidos encontrados en las mismas). Dos colonias no han respondido igual que las otras a la eliminación de adultos, la Isla de Las Palomas y la Isla de Escombreras, donde se ha registrado un ligero incremento del tamaño de la población.
- Los problemas sociales que pueden derivarse de la aplicación de estos métodos más agresivos, serán similares a los generados tras campañas de eliminación de palomas en las ciudades y deberán ir precedidos de una adecuada información y justificación en los medios de comunicación Regionales. La coordinación con Ayuntamientos, Cuerpos Policiales, Protección Civil y Agentes Medioambientales también será importante para evitar alarmas.
- La inocuidad del método para el resto de las especies de la fauna debe prevalecer sobre cualquier intento de controlar a otra. La colocación, por parte de personal experto, de cebos con alfacloralosa y dexetanol, en las fechas adecuadas, ha demostrado (en Murcia y en otras Comunidades) ser un método rápido, relativamente económico (especialmente sí se mide el resultado obtenido y se compara con otros métodos de control) e inocuo para el resto de especies.
- Si se soterraran los vertederos y se dejaran de arrojar descartes pesqueros al mar, la especie, probablemente, se regularía por sí sola.

## 5. Bibliografía

- EGUÍA, S., GONZÁLEZ, G. & SÁNCHEZ, M.A. (†) (2.000). La gaviota patiamarilla en la Región de Murcia. Censo y Plan de Gestión. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.
- EGUÍA, S. (2.001). Control de la gaviota patiamarilla en Murcia, 2.001. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.
- EGUÍA, S. (2.002). II Programa de control de la gaviota patiamarilla en la Región de Murcia. *TRAGSA-Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.
- EGUÍA, S. & GARCÍA MORELL, M. (2.006). Control de la gaviota patiamarilla en la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.
- EGUÍA, S. & GARCÍA MORELL, M., (2.007). Control de la gaviota patiamarilla en la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.
- EGUÍA, S. & ALEDO, E., (2.008). Control de gaviota patiamarilla en islas e islotes de la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Región de Murcia*. Inédito.
- GARCÍA MORELL, M. & ESCRIBANO, F., (2.006). Control de la población de gaviota patiamarilla. Pag.: 20-27. *Murcia Enclave Ambiental. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia*.
- GEOHÁBITAT S.L., (2.004). Control de la gaviota patiamarilla en la Región de Murcia, 2.004. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.

- ORUETA, J. F., (2003). Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. *Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014*.
- TRAGSA, (2.003). Vigilancia y seguimiento biológico en ZEPA del litoral de la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia*. Inédito.

## ¿Son eficaces los descastes de Gaviota patiamarilla en el control de sus poblaciones?

SALLENT, A.<sup>1</sup>; G. BARBERÁ, G.<sup>1,2</sup> y MURCIA, J.L.<sup>1</sup>

Autor para correspondencia: [asallent@asociacionanse.org](mailto:asallent@asociacionanse.org)

1: Asociación de Naturalistas del Sureste. Plaza Pintor José María Párraga 11, bajo. 30002, Murcia.

2. CEBAS-CSIC. Campus de Espinardo. 30100 Espinardo (Murcia)

### Resumen

Entre 2005 y 2007, ANSE realizó los descastes de Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis* en Isla Grosa como medida para controlar su población al ser considerada esta especie como una de las principales amenazas para otras especies como la Gaviota de Audouin *Larus audouinii*. Nuestro estudio de interacciones muestra que la depredación o el cleptoparasitismo por parte de la Gaviota Patiamarilla no suponen una amenaza para la Gaviota de Audouin por lo que cualquier tipo de descaste o acción limitante sobre su población no debería justificarse por este tipo de impactos. Además los descastes pueden estar modificando parámetros como el éxito reproductor, el reclutamiento e, indirectamente, la dinámica de las colonias de Gaviota patiamarilla próximas a la de Isla Grosa.

**Palabras clave:** *Gaviota patiamarilla, descaste, Isla Grosa, eficacia del descaste.*

### Abstract

From 2005 to 2007 ANSE carried out the culling of Yellow-legged gull *Larus michahellis* in Grosa Island in order to control the population as these species seems a main threat for other seabirds. Our study about interactions shows that the Yellow-legged gull is not a threat for the Audouin's gull *Larus audouinii* thus, this must not be used for allow any kind of culling or limitation on his population. The culling could change another factors as the breeding succes, recruitment or the dynamic population of the colonies near to Grosa Island.

**Key words:** *Yellow-legged gull, culling, Grosa Island, culling efficiency.*

### 1. Introducción

Desde que la Gaviota patiamarilla está considerada como una de las causas del declive de otras aves marinas de menor tamaño, las agencias medioambientales han planificado programas de descaste (eliminación de huevos o individuos) con el fin de reducir la presión sobre otras especies en las colonias donde crían sintópicamente.

Los descastes han sido llevados a cabo desde hace varios años en muchas colonias de Gaviota patiamarilla del Mediterráneo, eliminando un elevado número de individuos adultos y/o destruyendo puestas. Esto supone un enorme esfuerzo de recursos materiales y humanos. Por ejemplo, en Isla Grosa son necesarias 6 personas durante dos jornadas para realizar un descaste completo en la isla mediante el pinchado de huevos y se realizan tres descastes al año. Sin embargo, se sabe muy poco sobre la eficacia de los descastes ni cual es el número óptimo de descastes al año en una colonia.

Por otro lado, a pesar de que llevan realizándose descastes de esta especie desde hace varios años, se sabe muy poco sobre los efectos en la población de esta especie y no hay ninguna evidencia publicada de la eficacia de este método en la mejora de la dinámica poblacional de las especies amenazadas (Bosch *et al.* 2000; Brooks and Lebreton, 2001). Tampoco hay ningún estudio en profundidad sobre la dinámica poblacional de la Gaviota patiamarilla en las colonias donde se lleva a cabo el descaste o en colonias distantes (Mínguez *et al.* 2003). Además, en un estudio realizado en tres colonias del Mediterráneo donde la Gaviota patiamarilla y la Gaviota de Audouin crían de manera sintópica parece que las interacciones entre ambas especies no representan una amenaza seria para la población de la esta última (Martínez-Abraín *et al.*, 2003).

En Isla Grosa se llevan realizando descastes de Gaviota patiamarilla desde 2001 como medida de conservación por la importante colonia de Gaviota de Audouin asentada en la isla. Entre 2005 y 2007, los descastes en la isla fueron llevados a cabo por la Asociación de Naturalistas del Sureste dentro de las acciones de un proyecto Life sobre conservación de Gaviota de Audouin. Además de la realización de los descastes, se calculó la eficacia de cada uno de los descastes, se valoró el efecto sobre la población descastada y se realizó un estudio de interacciones entre ambas especies con el propósito de evaluar si la realización de los descastes puede justificarse por este tipo de interacciones o no.

## 2. Métodos

Para llevar a cabo el control y la eliminación de la Gaviota patiamarilla se realizaron tres descastes por año a lo largo del periodo reproductor consistentes en el pinchado de huevos con un punzón impidiendo su desarrollo. La separación entre cada descaste fue de aproximadamente tres semanas.

Cada uno de los descastes se llevó a cabo por un capataz y cinco peones manteniéndose un esfuerzo constante. Junto a cada uno de los nidos controlados se puso una marca de pintura que fue de distinto color en cada uno de los tres descastes de cada año. En el segundo y tercer descaste se anotó si los nidos controlados tenían marca de los anteriores descastes.

Para llevar a cabo los descastes, mediante la organización eficiente de la brigada se dividió la isla en 11 sectores.

Los resultados se presentan como número de nidos y huevos eliminados por cada descaste y el total para cada año. Del total de nidos controlados (NC) en cada descaste se diferencian los nidos en reproducción activa (NRA; nidos con huevos viables) de los ya abandonados al haber sido ya pinchados en un descaste anterior (NA; nidos con huevos no viables o vacíos):  $NC = NRA + NA$ .

Para calcular la eficacia se realizó un muestreo de parcelas circulares de 10 m de diámetro dónde se contaron los nidos que habían sido localizados por los peones (con marca de pintura) así como aquellos que habían pasado desapercibidos a los mismos (sin marca) obteniendo de esta forma una estima de la eficiencia del descaste (tasa de eficacia; E). Los resultados se presentan con un intervalo de confianza al 95 %.

Debido a que la tasa de eficacia del descaste no es del 100 %, algunas parejas llegan a reproducirse con éxito (PRE). La eficacia nos ha permitido estimar este número de parejas de Gaviota patiamarilla que no son descastadas. Este número se ha calculado como la diferencia entre el número de parejas en reproducción activa estimado y el número de parejas en reproducción activa eliminados. Los resultados se presentan con un intervalo de confianza al 95 %. Sumando el número de parejas que se reproducen exitosamente por descaste hemos calculado el número total de parejas de Gaviota patiamarilla que se reproducen en la isla para cada año;  $PRE = NRAE - NRA$

Para valorar los efectos del descaste a lo largo del estudio, se compara la población (número de parejas reproductoras cada año) de Gaviota patiamarilla en cada año.

Para llevar a cabo el estudio de interacciones entre la Gaviota patiamarilla y la Gaviota de Audouin se realizaron un total de 307 horas de observación directa repartidas en 165 sesiones durante el periodo reproductor de 2005, 2006 y 2007.

Las observaciones se realizaron desde varios puntos de la isla desde los cuales se podía controlar parte de la colonia de Gaviota de Audouin. En las sesiones de observación directa se anotaron todos los casos de cleptoparasitismo (robos de comida) aéreo, de ceba nupcial, de ceba a pollo y de depredación sobre huevo o pollo. En cuanto a las interacciones, se registraron las intrusiones aéreas y las terrestres por parte de las Gaviotas patiamarillas y la respuesta provocada en la colonia de Audouin tales como voces de alarma o respuesta agonística (respuesta de defensa contra el intruso). Así mismo se registraron también los casos de cleptoparasitismo aéreo, cleptoparasitismo a ceba nupcial y cleptoparasitismo en ceba a pollos, depredación sobre huevos y depredación sobre pollos. Para cada caso se registró el resultado de la interacción (cuando fue posible ver el desenlace final de la misma) considerándola exitosa si la Gaviota patiamarilla conseguía algo de alimento o fracaso si no conseguía nada.

Junto al número total de horas de observación estos datos se usaron para calcular las tasas de cada uno de los tipos de interacciones cleptoparasitarias y de depredación siguiendo el mismo método que Martínez-Abraín (*et al.*, 2003). El porcentaje de éxito para cada tipo de interacción se calculó dividiendo los casos exitosos por el número total de intentonas.

### 3. Resultados

En la tabla 1 se muestra el número total de nidos controlados en cada uno de los descastes de los tres años de trabajo. También se incluye el total de huevos eliminados en cada descaste. El menor número de nidos controlados en 2006 y 2007 con respecto a 2005 se debe principalmente a que no se descastó uno de los sectores de la isla (sector F).

En la figura 1 se muestra la tasa de eficacia para cada uno de los descastes con un intervalo de confianza al 95 %. Este valor varió entre 0,71 (segundo descaste de 2006) y 0,93 (tercer descastes de 2005) con un promedio de un 0,82.

En la tabla 2 se muestra la estima del número de parejas que llegan a reproducirse con éxito cada año. Hay que tener en cuenta que durante 2006 y 2007 no se descastó el sector F por lo que a este número habría que añadir el número de parejas reproductoras en este sector.

Durante los tres años de descaste realizados por ANSE se observa una tendencia al descenso en el número total de parejas (Figura 2). Este descenso fue de un 5,6% en 2006 y de un 13,8% en 2007. El descenso total en 2007 con respecto a 2005 fue de un 18,6 %, es decir, que tras los tres años de descaste la población fue reducida en casi una quinta parte.

Finalmente, la tabla 3 muestra las tasas de cleptoparasitismo y depredación sobre pollos y la tabla 4 porcentaje de éxito según el desenlace final de cada tipo de interacción (número de eventos en que la Gaviota Patiamarilla obtiene alimento frente al total de intentos). Durante las observaciones no se detectó ningún caso de cleptoparasitismo sobre ceba nupcial ni de depredación sobre huevo. El tipo de interacción más frecuente fue el de cleptoparasitismo aéreo sobre adultos al llegar estos a la colonia desde sus áreas de alimentación.

### 4. Discusión

Cada uno de los descaste ha sido altamente efectivo en la eliminación de nidos de Gaviota patiamarilla con una eficacia del 82 % (en promedio). No obstante, ello quiere decir que casi un 20 % de los nidos pasan desapercibidos y no son eliminados a pesar del intensísimo esfuerzo realizado (5474 nidos eliminados y 13959 huevos pinchados durante los tres años). Esto supone que entre 274 y 538 parejas de Gaviota Patiamarilla se han reproducido con éxito en cada uno de los años. Además hay que tener en cuenta otros factores como el reclutamiento de nuevas parejas o reposiciones de nido durante cada periodo reproductor.

Como era de esperar, el descaste ha reducido la población de Gaviota patiamarilla. Esta reducción ha sido de el 18 % desde el comienzo de la realización de los descastes por parte de ANSE. Sin embargo, el descaste podría haber modificado otros parámetros que no se han tenido en cuenta como el éxito reproductor, el reclutamiento e, indirectamente, la dinámica de las colonias de Gaviota patiamarilla próximas a la de Isla Grosa. Es conocido que, los adultos no reproductores, los cuales pueden representar una importante fracción de la población local y no se ven afectados por el descaste, pueden aumentar la probabilidad de reclutamiento cuando el tamaño de la colonia se reduce (Coulson et al., 1982; Klomp y Furness, 1992). De hecho, en Isla Grosa, durante 2007 se detectó un individuo reproductor procedente de la Isla de Benidorm situada a 100 km de distancia. Por otro lado, aunque se reduzca la población de Isla Grosa, desconocemos sus efectos a nivel metapoblacional. La reducción en el número de parejas reproductoras ocasionadas por el descaste podría estar ocasionando el trasladando de individuos a otros lugares debido a la capacidad de dispersión de las gaviotas entre poblaciones locales (es decir, colonias) (Coulson, 1991; Morais et al., 1998; Oro y Pradel, 1999). De esta forma, los problemas asociados a la presencia de esta especie no se estarían eliminando sino transfiriendo a otros lugares (hay que recordar además, que los animales no conocen las fronteras administrativas). De hecho, durante los descastes realizados en Islas Medas, se detectó un gran incremento en el número de parejas reproductoras de Gaviota patiamarilla en colonias próximas (Paterson, 1997), especialmente en el Delta del Ebro donde la población aumentó en un 14 % (Bosch et al., 2000).

Además, muy probablemente el éxito reproductor de las parejas que llegan a reproducirse sea mayor al que tendría lugar en condiciones normales (es decir, sin descaste) como sucedió en la colonia de esta misma especie de Islas Medas (Bosch et al., 2000) o con otras grandes gaviotas (Spaans, et al., 1987; Kilpi, 1989) en los que la baja densidad de nidos provocada por el descaste redujo la depredación intraespecífica sobre pollos (la cual es la causa más importante de mortandad de pollos).

Los resultados del estudio de interacciones muestran que la depredación y el cleptoparasitismo por parte de Gaviotas patiamarillas no suponen una amenaza para la Gaviota de Audouin en Isla Grosa. Sin embargo, en otros estudios realizados en otras colonias donde ambas especies crían de manera sintópica se observó que en colonias donde se ha descastado se ha producido un incremento de la población de Gaviota de Audouin (Gonzalez-Solis, 2003) demostrando la existencia de

competencia entre las dos especies. Puesto que la depredación o el cleptoparasitismo no explican esta competencia, varios autores han sugerido la competencia por el espacio como posible explicación (Martínez Abraín, 2003, Oro et al., 1996).

Por último, tampoco se observa una mejora en la dinámica poblacional de la Gaviota de Audouin que, de hecho, en Isla Grosa disminuyó durante los años en que se han llevado a cabo los descastes (Figura 3).

Sería recomendable tener en cuenta los resultados aquí expuestos a la hora de planificar futuras acciones de control de Gaviota patiamarilla. Por un lado, el estudio de interacciones muestra que la depredación o el cleptoparasitismo por parte de la Gaviota patiamarilla no suponen una amenaza para la Gaviota de Audouin por lo que cualquier tipo de descaste o acción limitante sobre su población no debería justificarse por este tipo de impactos. En segundo lugar, a pesar de que el descaste de la isla supone un elevado coste en términos económicos y de que se eliminan en torno al 80 % de los nidos en cada descaste un 30 % de las parejas siguen reproduciéndose con éxito cada año (y muy probablemente con mayor éxito reproductor que si no se produjera el descaste) y la población sigue siendo muy elevada (en torno a las 1600 parejas). Finalmente, deberían tenerse en cuenta los efectos a nivel metapoblacional que podría estar ocasionando el aumento de parejas en otras colonias o incluso la formación de nuevas colonias.

La reducción de la comida de origen humano (vertederos y descartes pesqueros) parece ser la medida más efectiva para controlar las poblaciones de Gaviota patiamarilla (Oro y Martínez-Abraín, 2007 y otros autores citados en este artículo). La reducción de los recursos humanos llevaría a largo plazo a una regulación de forma natural de las poblaciones de aves marinas que en la actualidad aprovechan estos recursos. Paradójicamente, la explotación de estos recursos humanos han sido también beneficiosos para otras especies amenazadas como la Gaviota de Audouin o la Pardela balear (Oro, 1999; Arcos y Oro, 2002).

## 5. Bibliografía

- ARCOS, J.M. y ORO, D., (2002). Significances of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 239, 209-220.
- BOSCH, M., ORO, D., CANTOS, F.J. y ZABALA, M., (2000). Short-term effects of culling on the ecology and populations dynamics of the yellow-legged gull. *J. Appl. Ecol.*, 37: 369-385.
- BROOKS, E. N. y LEBRETON, J.-D., (2001). Optimizing removals to control a metapopulation: application to the Yellow Legged Herring gull (*Larus cachinnans*). *Ecol. Modelling* 136: 269-284.
- COULSON, J.C., (1991). The population dynamics of culling herring gulls and lesser black backed gulls. *Bird Population Studies* (eds C.M. Perrins, J.-D. Lebreton y G.J.M. Hiron), pp: 479-497. *Oxford University Press*, Oxford, UK.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J. (2003). Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between yellow-legged and Audouin's gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Sci. Mar.*, 67 (Suppl. 2): 83-88.
- KILPI, M. (1989). The effect of varying pair numbers on reproduction and use of space in a small herring gull *Larus argentatus* colony. *Ornis Scandinavica*, 20: 204-210.
- KLOMP, N.I. y FURNESS, R.W., (1992). Non-breeders as a buffer against environmental stress: declines in numbers of great skuas on Foula, Shetland, and prediction of future recruitment. *Journal of Applied Ecology*, 29: 341-348.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., GONZÁLEZ-SOLÍS, J., PEDROCCHI, V., GENOVART, M., ABELLA, J.C., RUIZ, X., JIMÉNEZ, J. y ORO, D. (2003). Kleptoparasitism, disturbance and predation of yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three colonies of the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, 67 (Suppl.s): 89-94.
- MÍNGUEZ, E., ORO, D., DE JUANA, E. y MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. (2003). Mediterranean seabird conservation: what can we do? *Sci. Mar.*, 67 (Suppl. 2): 3-6.
- MORAIS, L., SANTOS, C. y VICENTE, L., (1998). Population increase of yellow-legged gulls *Larus cachinnans* breeding on Berlenga Island (Portugal), 1974-1994. *Sula* 12, 27-37.
- ORÓ, D. y MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., (2007). Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation*, 10: 117-126.
- ORO, D. y PRADEL, R., (1999). Recruitment of Audouin's gull to the Ebro Delta colony at metaopulation level in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 180: 267-273.
- ORO, D., (1999). Trawler discards, a treta or a resource for opportunistic seabirds? In *Proceedings of the 22nd International Ornithology Congress: 717-730*. Adams, N.J. & Slotow, R.H. (Eds.). BirdLife South africa. Durban, South Africa.
- PATERSON, A.M., (1997). Las Aves Marinas de España y Portugal. *Lynx Ediciones*. Barcelona, España.
- SPAANS, A.L., DE WIT, A.A.N. y VAN VLAARDINGEN, M.A., (1987). Effects of increased population size in herring gulls on breeding success and other parameters. *Studies in Avian Biology*, 10: 57-65.

## Tablas

Año	Descaste	Nidos controlados	Nidos en reproducción activa	Nidos abandonados	Huevos eliminados
2005	1	1514	1514	0	3378
	2	1637	817	820	2941
	3	1680	499	1181	541
	<b>Total</b>	<b>4831</b>	<b>2830</b>	<b>2001</b>	<b>6860</b>
2006	1	1060	1060	0	2417
	2	1011	445	566	911
	3	991	298	693	481
	<b>Total</b>	<b>3062</b>	<b>1803</b>	<b>1259</b>	<b>3809</b>
2007	1	1092	1092	0	2700
	2	872	285	587	415
	3	858	184	674	175
	<b>Total</b>	<b>2822</b>	<b>1561</b>	<b>1261</b>	<b>3290</b>

**Tabla 1.** Número de nidos controlados por descaste y año. Se diferencian los nidos en reproducción activa de los ya abandonados. También se indica el número total de huevos eliminados. En 2006 y 2007 no se descastó el sector F.

Año	Descaste			Total
	1	2	3	
2005	337 (110-637)	166 (41-271)	35 (8-66)	<b>538 (159-974)</b>
2006	186 (73-323)	182 (99-295)	62 (24-110)	<b>430 (196-728)</b>
2007	137 (42-249)	83 (42-138)	53 (27-87)	<b>274 (111-473)</b>

**Tabla 2.** Número de parejas de Gaviota Patiamarilla que se reproducen con éxito para cada año y descaste y el total por cada año. Los resultados se muestran con un intervalo de confianza al 95 %. En 2006 y 2007 no se tienen en cuenta las parejas del sector F.

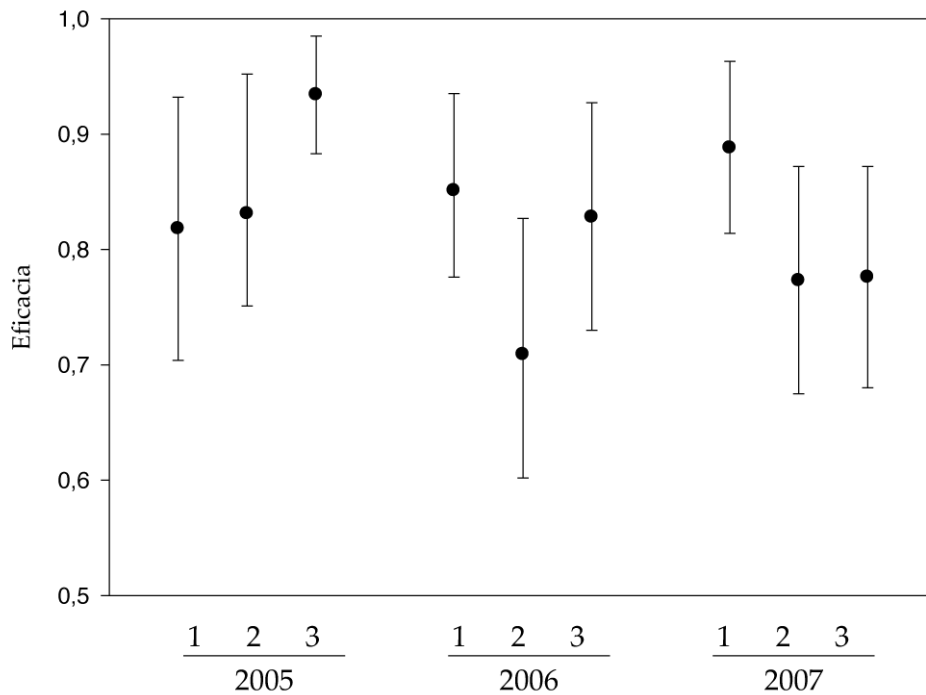
	Tasa	N	Ni
Cleptoparasitismo aéreo	0,21	306,8	63
Cleptoparasitismo de ceba nupcial	0,00	4	0
Cleptoparasitismo de ceba a pollo	4,36	275	12
Depredación sobre pollo	0,01	306,8	3

**Tabla 3.** Tasas de intentos de cleptoparasitismo y de depredación (tanto exitosos como no) durante el estudio. La tasa de cleptoparasitismo aéreo se calculó dividiendo el número de casos observados (Ni) por el número total de horas de observación (N). La tasa de cleptoparasitismo de ceba nupcial y de ceba a pollos se calculó como el porcentaje de intentonas (Ni) con respecto al número total de cebas nupciales (N) y a pollos observadas (N). La tasa de depredación sobre pollos se calculó como el número de intentonas observadas (Ni) por horas de observación (N).

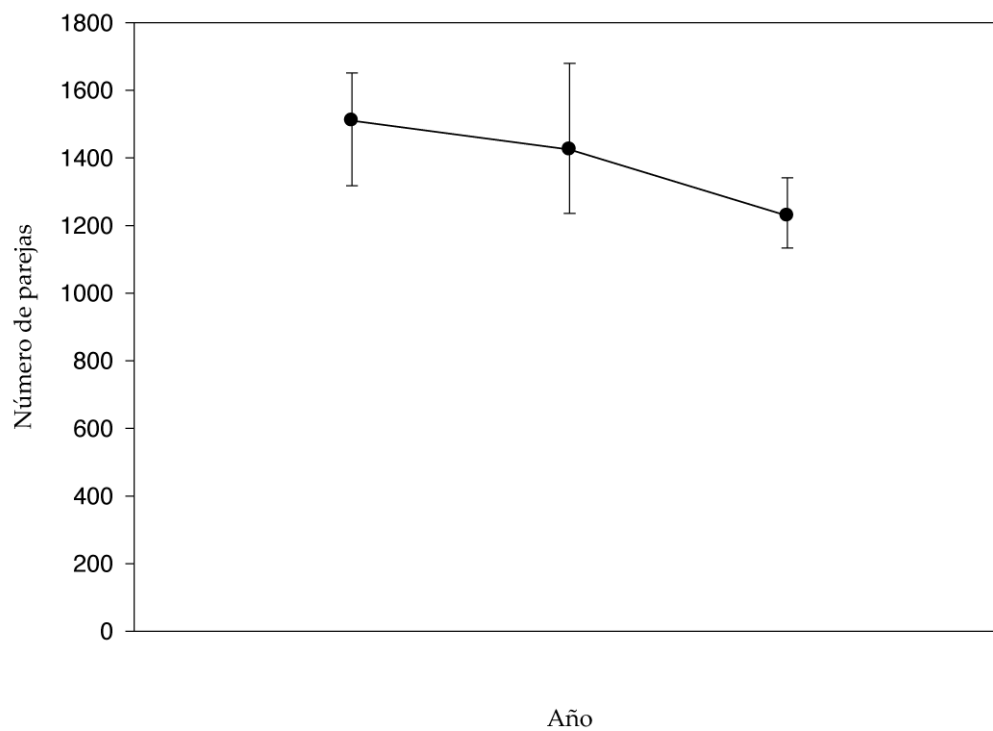
	Ni	% éxito
Cleptoparasitismo aéreo	39	38,46
Cleptoparasitismo de ceba a pollo	11	9,09
Depredación sobre pollo	3	0,00

**Tabla 4.** Porcentaje de éxito para cada uno de los tipos de interacción considerados. Ni es el número de intentos para cada tipo de interacción.

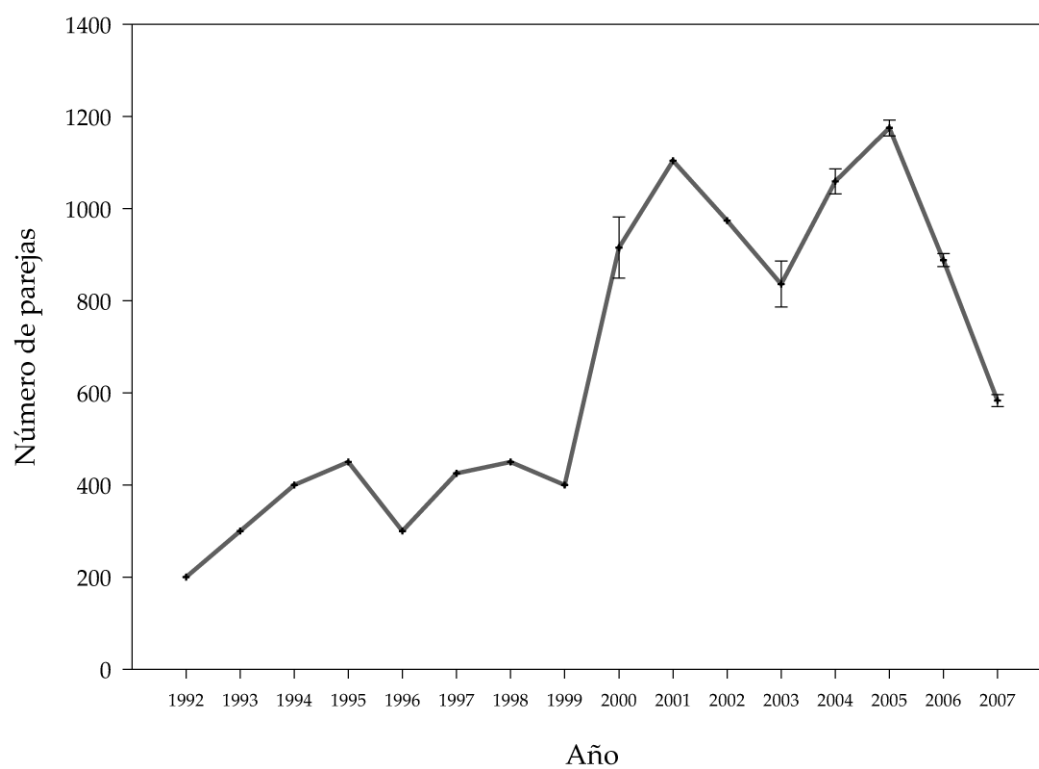
**Figuras**



**Figura 1.** Tasa de eficacia para cada uno de los descastes durante los tres años de trabajo. Se muestra el intervalo de confianza al 95 %.



**Figura 2.** Evolución del número de parejas de Gaviota patiamarilla entre 2005 y 2007. No se incluye el sector F ya que solo fue descastado durante 2005.



**Figura 3.** Evolución del número de parejas de Gaviota de Audouin en la colonia de Isla Grosa.



# Patrones espaciales de variabilidad genética en poblaciones de Tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el Sureste Ibérico. Implicaciones para su conservación.

GRACIÁ MARTÍNEZ, E.<sup>1</sup>; GIMÉNEZ CASALDUERO, A.<sup>1</sup>; BOTELLA ROBLES, F.<sup>1</sup>; ANADÓN HERRERA, J.D.<sup>2</sup>; GARCÍA MARTÍNEZ, S.<sup>3</sup> y MARÍN MARTÍNEZ, M.<sup>1</sup>

*egracia@umh.es*

<sup>1</sup> Área de Ecología, Departamento de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández. Ave. de la Universidad. Torreblanca, 03202, Elche (Alicante)

<sup>2</sup> Dept. of Ecological Modelling, Helmholtz Centre for Environmental Research UFZ. Permoserstrasse 15, 04275, Leipzig, Deutschland.

<sup>3</sup> Área de Genética. Departamento de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández. Carretera de Beniel, km 3,2, 03312, Orihuela (Alicante)

## Resumen

El conocimiento de los patrones genéticos espaciales es especialmente útil en la gestión de especies con poblaciones amenazadas. En este trabajo analizamos la estructura genética espacial de la Tortuga mora (*Testudo graeca*) en el Sureste Ibérico con marcadores microsatélite.

Nuestros resultados sugieren que la especie muestra un complejo patrón genético espacial con unidades genéticas diferenciadas, como consecuencia de diferentes eventos de colonización del Sureste y que, debido a su expansión, la mayoría de las poblaciones analizadas presentan un patrón de aislamiento genético por distancia. Además, ciertas prácticas de gestión, como las reintroducciones y las translocaciones de individuos, están alterando los patrones genéticos de las poblaciones. Estas acciones deberían ser llevadas a cabo con precaución.

**Palabras Clave:** Estructura genética espacial, Sureste Ibérico, *Testudo graeca*, reintroducciones, translocaciones.

## Abstract

The knowledge of genetic spatial patterns of species is useful to carry out appropriate management measures, especially if populations are endangered. In the present work we analyzed the genetic structure of the Spur-thighed tortoise (*Testudo graeca*) in southeast Spain with microsatellite markers.

Our results suggest that the species shows a complex genetic pattern with differentiated genetic units, due to the likely existence of different colonization events in southeast Spain, and with isolation by distance mechanisms, as a consequence of its expansion. Besides, management schemes like reintroductions or translocations of individuals are altering the genetic patterns of the populations. Therefore these conservation actions should be carried out with caution.

**Key Words:** Spatial genetic structure, southeast Spain, *Testudo graeca*, reintroductions, translocations.

## 1. Introducción

El conocimiento de la estructura genética subyacente a la estructura espacial de las poblaciones ha cobrado gran interés en los últimos años en ecología tanto desde el punto de vista teórico como aplicado. La existencia de patrones de variación genética asociados a patrones de variación geográfica a distintas escalas o a procesos de colonización históricos, tienen obvias implicaciones en el funcionamiento de las especies y su reconocimiento permite comprender mejor los procesos ecológicos e históricos subyacentes (Manel *et al.* 2003).

En este trabajo estudiamos la estructura genética espacial de las poblaciones de Tortuga mora (*Testudo g. graeca*) en el Sureste Ibérico, un sistema de gran interés en la investigación de patrones genéticos de especies en expansión. Aunque se tiene constancia de que las poblaciones del Sureste Ibérico provienen del Norte de África, se desconocen los procesos

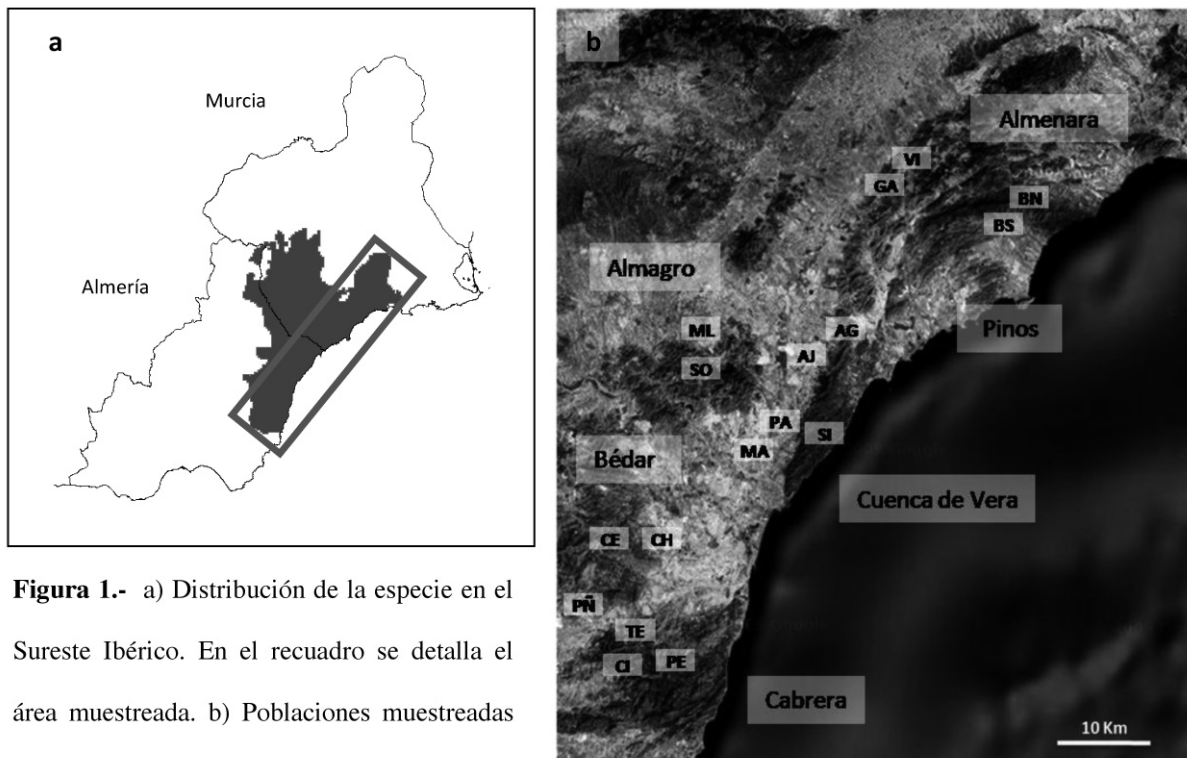
implicados en su llegada al continente europeo, barajándose como principales hipótesis la introducción histórica y la expansión natural de la especie a través del mar (Álvarez et al. 2000 y Fritz et al. 2009). Además, el manejo histórico y/o reciente (translocaciones o cría e introducción de individuos procedentes de cautividad) que sufren las poblaciones, han podido alterar los flujos genéticos establecidos, por propiciar el intercambio de ejemplares entre poblaciones a nivel regional o por introducción de individuos procedentes del Norte de África, como consecuencia del tráfico de la especie (Pérez et al. 2004).

Consideramos que la caracterización genética de las poblaciones de Tortuga mora y el análisis de los posibles procesos intervinientes, pasados y recientes, puede tener notables implicaciones en la gestión y la conservación de estas poblaciones actualmente amenazadas (IUCN 2008), y en la conservación de las sierras semiáridas en las que se encuentra, por tratarse de una especie *bandera* (Caro y O'Doherty, 1999) y *paraguas* (Wilcox 1984).

Con este trabajo se pretenden describir los principales patrones espaciales de diversidad genética de poblaciones localizadas en sierras litorales y prelitorales del área de distribución de la especie en el Sureste Ibérico. Su interpretación nos permitirá plantear diferentes hipótesis sobre la naturaleza de los posibles procesos intervinientes en su modelado y discutiremos su implicación en la conservación y gestión de la especie.

## 2. Materiales y Métodos

El estudio fue llevado a cabo en 17 poblaciones de sierras litorales y prelitorales del área de distribución de Tortuga mora en el Sureste Ibérico (Figuras 1a y 1b), durante las primaveras de 2004 y 2005, abarcando una extensión aproximada de 91.500 hectáreas (aproximadamente el 60% del área de distribución de la especie). Obtuvimos muestras de sangre de 243 tortugas silvestres y de 19 individuos decomisados en aduana de origen argelino.



**Figura 1.-** a) Distribución de la especie en el Sureste Ibérico. En el recuadro se detalla el área muestreada. b) Poblaciones muestreadas en esta memoria.

La extracción de ADN se llevó a cabo mediante la digestión alcalina de la muestra (Rudbek y Dissing 1998). Los microsatélites empleados (Tabla 1) fueron utilizados en *Testudo graeca graeca* por Roques et al. (2004). Se siguieron las condiciones descritas en este trabajo para las amplificaciones por PCR de las muestras. Los productos obtenidos fueron visualizados en geles de poliacrilamida al 9%, teñidos con nitrato de plata (Qu et al. 2005). Con el fin de evaluar la fiabilidad del método se incluyeron 15 muestras replicadas.

**Tabla 1.-** Marcadores empleados. \* Tamaño esperado en pares de bases (pb) según Roques *et al.* (2004)

Microsat.	Código de registro en <i>GenBank</i>	Cebadores	Motivo de repetición	Tamaño esp. (pb)*
GmuB08	AF517229	F: CTC TGA GAC CCT TAT TCA CGT C R: AGC CTT TGT CTG TAA GCT GTT GTT C	(TAC) <sub>10</sub>	203-235
GmuD16	AF517235	F: ATC CCT GAA ATT TTG TGT GTT C R: AGC CTT TGT CTG TAA GCT GTT C	(ATCT) <sub>19</sub>	195-251
GmuD51	AF517239	F: GTT GGG CAC TAG ATA GAT TCG R: CAT TCA AGT CAA CGG AAA GAC	(ATCT) <sub>52</sub>	141-227

En cuanto al análisis de datos, con el fin de analizar la variabilidad y la calidad de los tres marcadores empleados obtuvimos el número de alelos por locus con FSTAT 2.9.3.2 (Goudet 2002) y llevamos a cabo un test con GENEPOP 4.0 (Rousset 2007) para estimar el posible ligamiento entre los microsatélites.

Para analizar la variabilidad entre las poblaciones obtuvimos valores de Riqueza alélica por población ( $R_s$ ) y alelos raros y exclusivos según sus frecuencias alélicas con FSTAT. Se utilizó el programa GENEPOP para llevar a cabo un test global para poblaciones con el fin de detectar desviaciones al principio de Hardy-Weinberg ( $p$ -valor = 0,05, ajustado mediante el método de Bonferroni secuencial). Dicho principio establece que la composición genética de una población estable permanece en equilibrio mientras no actúe la selección natural ni ningún otro factor y si no se producen mutaciones. Las poblaciones, si son alteradas, pueden desviarse de este equilibrio, presentando un exceso o defecto de heterocigotos.

Con el fin de analizar el patrón genético espacial se emplearon distancias genéticas de Nei (1972) entre pares de poblaciones en la construcción de un dendrograma de tipo UPGMA (Unweighted Pairwise Groups Method Arithmetic) con POPGENE 1.32 (Yeh and Boyle 1997 y 1999). Los  $F_{ST}$ , otro estimadores de distancias genéticas que miden el incremento de la endogamia por la subdivisión de poblaciones, fueron empleados en un análisis de Mantel en IBDWS (Jensen et al. 2005). Dicho análisis tenía por objetivo valorar significativamente si existe aislamiento por distancia de las poblaciones contenidas en los grupos del dendrograma.

Finalmente se llevó a cabo un test de asignación de individuos entre la muestra argelina y los individuos ibéricos, con el fin de detectar posibles casos de introducciones de tortugas argelinas en el Sureste Ibérico.

### 3. Resultados

Los microsatélites empleados resultaron ser altamente polimórficos, permitiéndonos trabajar con un total de 45 alelos diferentes (12, 17 y 16 alelos respectivamente). La hipótesis nula de independencia entre los marcadores no pudo ser rechazada para ninguno de los tres pares de microsatélites analizados (Tg08/Tg16,  $p = 0,5342$ ; Tg08/Tg51,  $p = 0,5378$ ; Tg16/Tg51,  $p = 0,4965$ ), por lo que éstos no se sus alelos se segregaron de forma independiente. Las 15 muestras introducidas como control ciego fueron asignadas al mismo genotipo que sus pares de muestras homólogas, por ello consideramos que el método de asignación de alelos era fiable.

**Tabla 2.-** Poblaciones analizadas y abreviatura. Tamaño de muestra (N), alelos raros y exclusivos y valores de Riqueza promedio para cada población ( $R_s$ )

Población	Código	N	raros/ raros y excl.	$R_s$ media
Aguilón	AG	20	-/1	6,20
Aljife	AJ	17	1/-	5,29
Bas Norte	BN	10	-/-	4,67
Bas Sur	BS	17	-/1	5,62
Centinares	CE	19	-/-	5,20
Chinas	CH	21	-/-	5,27
Cintas	CI	8	-/-	4,32

Galera	GA	31	1/1	5,81
Marinica	MA	21	1/-	4,43
Malacate	ML	6	-/-	3,61
Palas	PA	12	-/-	5,22
Peralicos	PE	5	-/-	5,33
Piña	PÑ	6	-/-	4,85
Sierrecica	SI	16	-/1	4,96
Sotomayor	SO	12	-/-	5,12
Teresa	TE	8	-/-	5,55
Villarreal	VI	14	1/-	4,91
Argelia	AG	20	-	-

Los valores de  $R_s$  promedio entre los marcadores de cada una de las 17 poblaciones del Sureste Ibérico estuvieron comprendidos en un rango de entre 3,61 y 6,20 para ML y AG, respectivamente. (Tabla 2). Debido al elevado grado de polimorfismo de los marcadores, se consideró alelo *raro* a aquel cuya frecuencia fuera inferior al 1%, detectándose un total de 7 alelos raros en 7 poblaciones, siendo 4 de ellos alelos exclusivos de una sola población (Tabla 2). Tras la corrección por Bonferroni secuencial, sólo Aguilón se desvió significativamente en el análisis para el equilibrio de Hardy-Weinberg por presentar defecto de heterocigotos.

El dendrograma obtenido se muestra en la figura 2. La organización de dicho dendrograma muestra alta coherencia a escala regional. Trece de las poblaciones quedan agrupadas en una gran unidad, paralela a costa. De esta gran unidad se diferencian las poblaciones de Malacate y Sotomayor, a su vez agrupadas, y situadas al interior, en la Sierra de Almagro. A un nivel jerárquico menor, las poblaciones de Marinica, Palas y Sierrecica, localizadas en la cuenca de Vera se diferencian del resto de poblaciones situadas en sierras litorales de Almenara, Pinos, Bédar y Cabrera. Los valores de  $F_{ST}$  entre pares de poblaciones, utilizados en un test de Mantel, arrojaron significación estadística para la correlación entre la distancia genética y geográfica de las poblaciones localizadas en estas sierras litorales ( $p = 0,042$ ,  $r = 0,28$ ). Las dos poblaciones, Cintas y Peralicos, que no pudieron ser asignadas a ningún grupo se encuentran localizadas en la Sierra de Cabrera, donde periódicamente se introducen tortugas por parte de la administración.

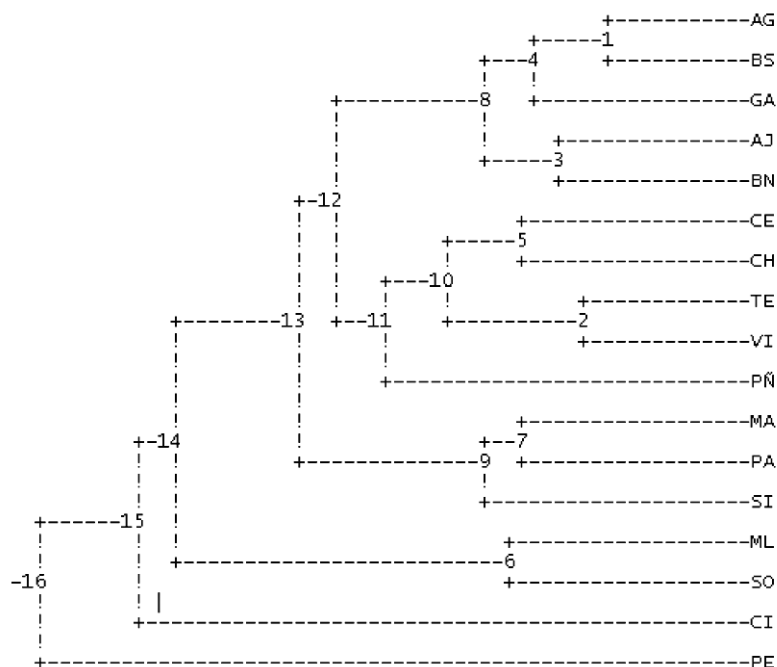
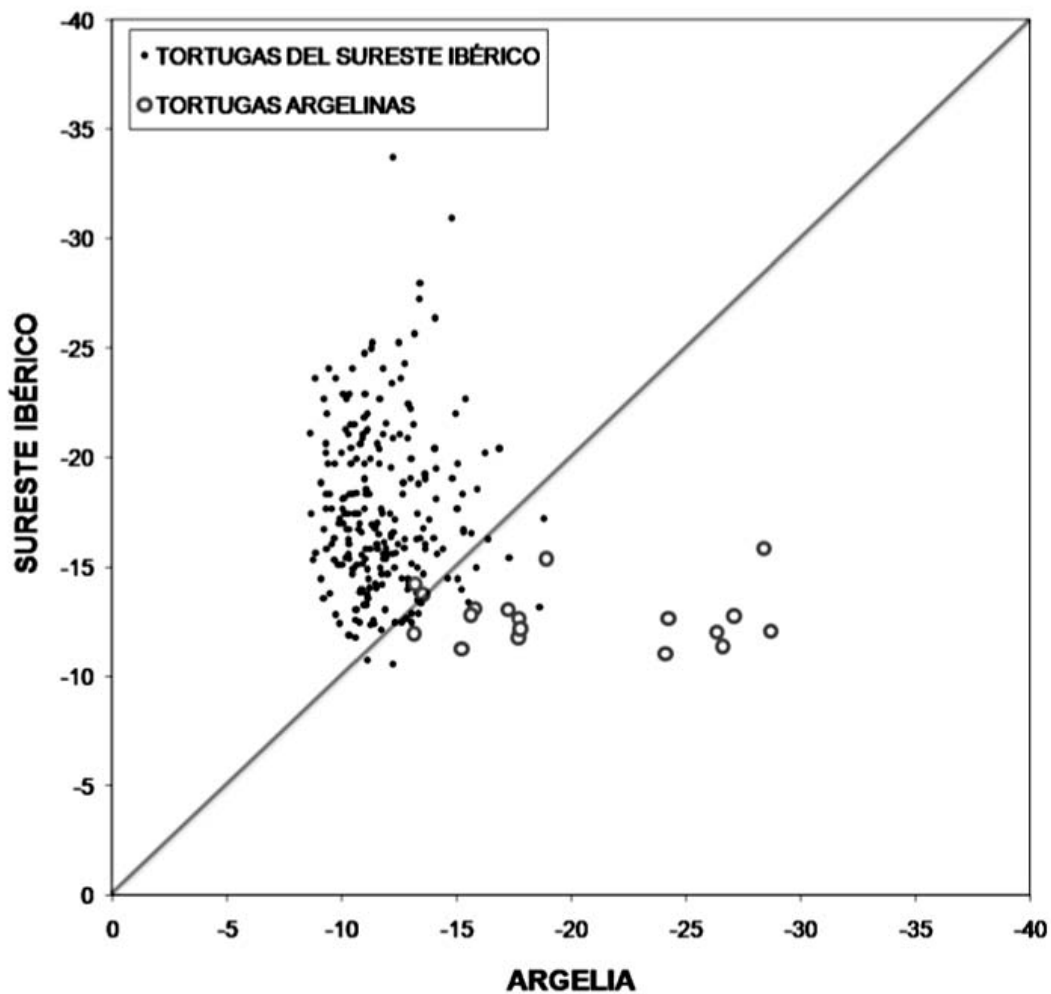


Figura 2.- Dendrograma UPGMA. Elaborado a partir de distancias genéticas de Nei (1972)

Finalmente, en el test de asignación de individuos, únicamente 2 tortugas argelinas fueron asignadas como individuos ibéricos. Esto supone un porcentaje de error del 10,52%, al entender que todas las tortugas decomisadas en aduana son ciertamente argelinas. Por el contrario, 18 tortugas ibéricas fueron etiquetadas como argelinas, siendo 5 de estas tortugas pertenecientes la población de Aguilón, la que presentó un mayor porcentaje de tortugas asignadas al grupo argelino con un 25% del total de su muestra (Figura 3).



**Figura 3.-** Análisis de asignación de individuos argelinos y del Sureste Ibérico de Tortuga mora. Los círculos representan el genotipo de los individuos. El gráfico queda dividido por una recta de 45° dejando representadas las regiones del Sureste Ibérico y de Argelia. Los genotipos son correctamente asignados si caen en la región de la que proceden sus muestras. Cuando esto no ocurre con los individuos muestreados en el Sureste Ibérico puede ser debido a la introducción de individuos alóctonos en el medio natural por tráfico de la especie.

#### 4. Discusión

##### 4.1. Patrones espaciales de estructura genética de *Testudo graeca* en el Sureste Ibérico

La presencia de alelos raros y/o exclusivos, así como los mayores niveles de  $R_s$  se restringen a las sierras de Almenara y Pinos y a la cuenca de Vera, localizadas en el norte y en el centro del área muestreada.

La mayoría de las poblaciones representadas en el dendrograma presentan fuerte coherencia geográfica a escala regional. De éste se deducen tres unidades genéticas diferenciadas: la de la sierra de Almagro, localizada al interior del área de distribución de la especie, la de la cuenca de Vera, y finalmente, la de las poblaciones situadas en las sierras litorales paralelas a costa de Almenara, Pinos, Bédar y Cabrera (Figura 4).

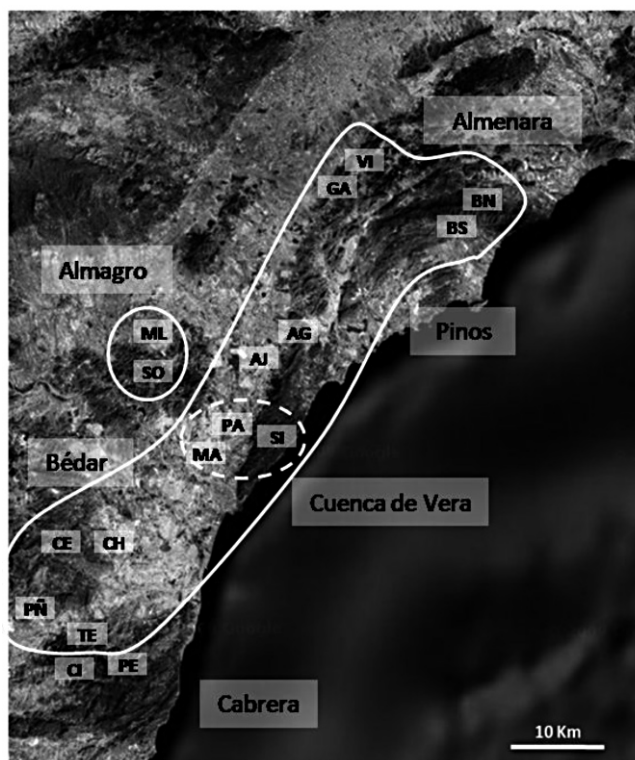


Figura 4.- Representación geográfica de unidades con diferenciación genética según el dendrograma UPGMA

#### 4.2. Procesos implicados en la estructuración de estos patrones genéticos

Los patrones de diversidad genética detectados son producto tanto del origen y la dispersión natural de la especie como del manejo histórico y actual de las poblaciones y los hábitat de Tortuga mora en el Sureste Ibérico.

El empleo de relojes moleculares apunta a que la llegada de la especie a la Península Ibérica fuera reciente en términos filogeográficos, tratándose de una colonización antigua a través del Mediterráneo en tiempos históricos o incluso prehistóricos, bien por causas naturales o bien por la acción del hombre (Fritz et al. 2009), concordando en buena medida con los resultados de estructuración genética mostrados en esta memoria, así como con su amplio área de distribución en el Sureste Ibérico y con diferentes ejemplos de herpetos de origen africano que colonizaron estas costas (Pleguezuelos 2009).

En este sentido, nuestros resultados sugieren que se han sucedido diferentes eventos de colonización o de introducción de la especie, por encontrar unidades genéticas diferenciadas, y que la expansión natural de la especie en las sierras litorales parece la causa más probable para su dispersión en el Sureste, por hallar un patrón de aislamiento genético por distancia.

Sin embargo, en las últimas décadas, tanto particulares como la administración han podido tener un papel relevante en la introducción de individuos alóctonos y en la modificación de los flujos genéticos naturales entre las poblaciones ibéricas, tanto por la cría en cautividad y suelta de ejemplares como por la translocación de individuos entre diferentes poblaciones. Esta parece ser la causa más probable por la que dos de las poblaciones estudiadas y localizadas en la Sierra de Cabrera no pudieron ser asignadas a ninguna unidad genética del patrón genético espacial. Por poner un ejemplo del manejo que sufre la sierra, 95 tortugas fueron liberadas en Junio de 2009 por la administración según la prensa regional. La introducción de individuos alóctonos también pudiera ser la causa por la que la población de Aguilón se desajusta del equilibrio de Hardy-Weinberg, pues presenta un 25% de su muestra asignada con mayor probabilidad a la muestra argelina. Tras retirar del análisis estos 5 individuos la población sí se encontró en dicho equilibrio.

#### 4.3. Implicaciones para la conservación regional de la especie

Independientemente de su origen la Tortuga mora es una de las especies más características y singulares de los sistemas semiáridos del Sureste Ibérico. Debido al elevado valor social que posee es, junto con el águila perdicera (*Hieratus fasciatus*), una de las dos especies bandera y paraguas que han permitido conservar las sierras litorales y prelitorales de Murcia y Almería, amenazadas por la intensificación de los usos agrícolas del suelo y el desarrollo urbanístico.

Finalmente cabe apuntar que únicamente tres marcadores microsátélites han sido suficientes para clasificar correctamente en torno al 90% de las tortugas según su origen ibérico o argelino. Esto sugiere que las poblaciones del Sureste Ibérico se encuentran diferenciadas genéticamente del resto a una escala de resolución molecular tal como la empleada en este trabajo, a pesar del trasiego, el manejo y la suelta de individuos cautivos procedentes del tráfico de animales del Norte de África. Desde un punto de vista conservador, con el fin de preservar el potencial evolutivo de la especie a nivel regional y de maximizar la conservación de la diversidad genética, estas poblaciones y/o unidades deberían verse alejadas de políticas de reintroducción o translocación de individuos, por presentar singularidades y altos niveles de riqueza, a la espera de profundizar aun más en el conocimiento de la diversidad genética que albergan.

## 5. Bibliografía

- ÁLVAREZ Y., MATEO J.A., ANDREU A.C., DÍAZ-PANIAGUA C., DÍEZ A., BAUTISTA J.M., (2000). "Mitochondrial DNA Haplotyping of *Testudo graeca* on both continental sides of the Straits of Gibraltar". *The Journal of Heredity*. 91:39-41.
- CARO T.M., O'DOHERTY G., (1999). "On the use of surrogate species in conservation biology". *Conservation Biology* 13: 805–814.
- FRITZ U, HARRIS J.D, FAHD S, ROUAG R, GRACIÁ E, GIMÉNEZ A, SIROKY P, KALBOUSSI M, HUNSDÖRFER A. (2009). "Mitochondrial phylogeography of *Testudo graeca* in the Western Mediterranean: Old complex divergence in North Africa and recent arrival in Europe". *Amphibia-Reptilia* 30:63-80.
- GOUDET J., (2002). Fstat version 2.9.3.2. *Institute of Ecology. Biology Building, UNIL. CH-1015, Lausanne. Switzerland.*
- IUCN, (2008). Red List of Threatened Species. Gland, Switzerland.
- JENSEN J.L., BOHONAK A.J., KELLEY S.T., (2005). Isolation by distance, web service. *BMC Genetics*, 6, 13 (<http://ibdws.sdsu.edu/~ibdws/distances.html>).
- MANEL S, SCHWARTZ MK, LUIKART G, TABERLET P., (2003). "Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics". *Trends in Ecology & Evolution*, 18:189–197.
- NEI M., (1972). "Genetic Distance between populations". *American Naturalist*, 106: 283-292.
- PEREZ I., ANADON J.D., MARTINEZ M., ESTEVE M.A., (2004). "Non commercial collection of Spur-thighed tortoises (*Testudo graeca graeca*): A cultural problem in South-eastern Spain". *Biological Conservation*. 118:175.181
- PLEGUEZUELOS J.M., FAHD S., CARRANZA S. (2008). "El papel del Estrecho de Gibraltar en la conformación de la actual fauna de anfibios y reptiles en el Mediterráneo Occidental". *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 19:2-17
- QU L., LI X., WU G., YANG N., (2005). "Efficient and sensitive method of DNA silver staining in polyacrylamide gels" *Electrophoresis* 26: 99–101
- ROQUES S., DIAZ-PANIAGUA C., ANDREU A.C., (2004). "Microsatellite markers reveal multiple paternity and sperm storage in the Mediterranean Spur-thighed tortoise, *Testudo graeca*". *Canadian Journal Of Zoology*, 82 (1): 153-159.
- ROUSSET F., (2007). GENEPOP 4.0 for Windows and Linux. Laboratoire Génome, Populations, Interactions. CNRS UMR 5000, Université Montpellier II, Montpellier, France.
- RUDBECK L., DISSING J., (1998). "Rapid, simple alkaline extraction of human genomic DNA from whole blood, buccal epithelial cells, semen and forensic stains for PCR". *Biotechniques*, 25: 588-592.
- WILCOX B. A., (1984). "In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements." *In National Parks, Conservation and Development, Proceedings of the World Congress on National Parks. Smithsonian Institution Press.* 18-30.
- YEH F.C., BOYLE T.J.B., (1997). Population genetic analysis of codominant and dominant markers and quantitative traits. *Belgian Journal of Botany* 129:157.
- YEH F.C., BOYLE T.J.B., (1999). POPGENE version 1.32. The user friendly software for populations genetic analysis. *University of Alberta and CIFOR, Calgary, Alta.*



*Comunicaciones: Conservación y Gestión.*

---



## Valoración económica del Parque Regional de Carrascoy-El Valle (Región de Murcia, España)

MARTÍN MELGAREJO, M.  
Avd. Montecarmelo, 14. 30011 Murcia  
[marina3ms2@gmail.com](mailto:marina3ms2@gmail.com)

### Resumen

En esta ponencia se exponen parte de los datos obtenidos en la *valoración económica* del Parque Regional de Carrascoy- El Valle, realizada mediante el *Método de Valoración Contingente*. La elección del espacio en cuestión se ha debido a la importancia de sus valores ecológicos, culturales y sociales, y a la necesidad de establecer claramente la *renta ambiental* que el espacio produce, y otros datos relativos a uso y disfrute del Parque esenciales para la gestión del mismo. Para realizar la valoración económica se ha creado un mercado hipotético en el que se ha preguntado directamente a los 350 individuos entrevistados su *Disposición a Pagar* una determinada cantidad anual de dinero con el fin de conservar y mejorar las características de este espacio natural. Mediante el Método de Valoración Contingente se ha podido cuantificar el *valor económico total* del espacio, que alcanza la cifra de 44.215.588,5 euros/año (teniendo en cuenta una población censada en la región de Murcia y mayor de 18 años de 1.087.982 habitantes). Este valor económico total se interpreta como la renta ambiental que dicho espacio genera; renta que se mantendría si el actual estatus del Parque se mantiene, pero que se perdería y debería interpretarse como coste social si su situación se degrada o se dedica a otros usos. Además, y mediante análisis estadístico se han determinado asociaciones estadísticas entre distintas variables (pertenencia a grupos ecologistas, nivel educativo, trabajo, ingresos,...) y la Disposición a Pagar de los entrevistados. Esto ha permitido *modelizar* la disposición al pago y determinar los perfiles de usuarios, no usuarios, donantes y no donantes, etc.,. Igualmente, y como otros objetivos derivados, el trabajo expone la calificación que obtienen distintos aspectos del Parque y la determinación de las actividades preferidas por los usuarios del mismo; también se muestran las preferencias/prioridades manifestadas por los ciudadanos en cuanto a la inversión de las cantidades donadas en el Parque Regional.

**Palabras clave:** ver las que figuran en versión inglesa

### Abstract:

From recreational opportunities to direct inputs into the production process, environmental resources provide a complex set of benefits to individuals and society. However, the value of environmental resources is miscalculated or not taken into account in the market. To avoid this, environmental economics has developed a number of market and non-market-based techniques to value the environment. One of them is the contingent valuation method (CVM), which has been selected in this case because it can be used to estimate both use and non use values, and it is the most widely used and advisable method for estimating the total value of protected areas located not far away from visitors.

The CVM has been used in the Regional Park of Carrascoy- El Valle asking people, in a survey, how much they would be willing to pay for preserving and improving the cultural and natural features of the area. 350 interviews have been done and the results show that there are statistical links between the willingness of people to pay and different items such as the use of the space, supporting ecological groups, sex, educational levels, work status and incomes. The final value estimated (taking in account a regional population over 18 of 1,087,982 inhabitants) has been 44,215,588.5 euros per year. This value should be estimated as the social environmental income the Regional Park produces. An income that could disappear if the current status is reduced or their natural values are degraded.

**Key words:** *Environmental resources; contingent valuation method; use and non use values; Regional Park of Carrascoy-El Valle; social environmental income.*

## 1. Introducción y Justificación

Las características propias del entorno natural, visto desde el punto de vista económico, conllevan implícitamente la idea del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro del medio ambiente. Esto es, la economía se sustenta en el medio natural, pues le provee de recursos naturales, y además el proceso económico se desarrolla en dicho entorno siendo éste, depósito de residuos y desechos provocados por la actividad económica.

Por otra parte, la mayoría de los recursos y bienes ambientales son utilizados en régimen de libre acceso de manera que no se cumple el principio de exclusión; y además en ocasiones, tampoco se cumple el principio de rivalidad, lo que determina que los activos ambientales sean considerados como bienes públicos puros e impuros. Como consecuencia, se produce una ausencia de “*señales adecuadas*” lo que origina una *infravaloración*, cuando no una *ausencia de valor de mercado* de los *activos ambientales*.

Sin embargo, no hay duda de que el *medio ambiente* posee un valor económico que puede ser difícil de evidenciar, pero nunca inexistente. Este valor arroja información fundamental para confrontar distintas políticas y/o alternativas medioambientales, y se hace necesario su conocimiento para los gestores públicos, estudios de análisis coste-beneficio, procesos de gestión de espacios naturales socialmente eficientes, indemnizaciones y seguros, compensaciones, proyectos, etc.

La necesidad de estimar económicamente el valor del medio ambiente requiere no sólo identificar sus funciones ambientales y de sus productos y servicios, sino calcular su cuantía. Esta cuantía, aunque no siempre posibilita obtener precios de mercado, al no existir mercados reales para la mayoría de estos bienes, si puede obtener valores aproximados que ofrecen una visión de la *utilidad económica* de dichos activos ambientales.

Además, esa cuantificación debe dar un paso más, y exponer sus resultados mediante unidades monetarias, entendibles por todos y que sirven como elemento básico para determinar la renta ambiental de los activos ambientales y justificar los costes de la política pública derivada de su protección.

Por otra parte, los *espacios naturales protegidos* (como el Parque de Carrascoy- El Valle) comparten los caracteres propios de los *bienes públicos* (no exclusión y no rivalidad en el consumo) y de los *recursos naturales* (rivalidad y no excluibles), y por tanto en su análisis económico se producen *fallos de mercado*. Dichos fallos derivan de que, en su declaración como áreas protegidas se otorga mayor preponderancia a los *costes* derivados de su protección que a los *beneficios* que producen, a pesar de ser estos muy importantes. En las áreas protegidas el proceso de cuantificación es especialmente urgente y necesario, ya que, a la propia complejidad del proceso, se le une que los beneficios y costes producidos por estos espacios no están bien explicitados (existe una sobrevaloración de los costes en detrimento de los importantes beneficios que estas áreas aportan) y además, no se sienten, en muchos casos, equitativamente repartidos. De ahí que, a la problemática asociada a la gestión de los mismos y a la amenaza de reducción, degradación y desaparición (que bajo el continuo y obsoleto debate entre “crecimiento económico” y “protección ambiental” sobre algunos se cierne), se una, a veces, la falta de entendimiento e incluso la oposición de las poblaciones próximas a la protección de estos lugares.

Para llevar a cabo este complejo proceso de valoración de activos ambientales existen diversos sistemas y metodologías de valoración. Entre ellos uno de los más utilizados es el *Método de Valoración Contingente* (MVC) que se aplica en este trabajo porque permite detectar el *valor económico* o *valor total* del recurso ambiental al diferenciar *valor de uso* y *valor de no uso*; es un método directo que interroga a los ciudadanos por su *Disposición a Pagar* (DAP) por la preservación y mejora del espacio; puede ser utilizado en espacios como el *Parque Regional de Carrascoy- El Valle* en el que la inversión para acceder al mismo no es relevante; permite determinar bienestar y funciones de demanda y, detectar perfiles de usuarios-no usuarios; donantes-no donantes; preferencias; actividades; etc..., datos importantes para cualquier Plan de Gestión del espacio mínimamente coherente.

Evidentemente, la elección de este Parque Regional no ha sido casual. Se trata de uno de los espacios naturales más conocidos y visitados de la región, dada su cercanía al área metropolitana de Murcia capital y a otros municipios de la región. Constituye un área que alberga importantes valores ecológicos, geológicos y geomorfológicos, paisajísticos, culturales, históricos, arqueológicos y etnológicos; pero que precisamente por su proximidad a los centros urbanos, y a pesar o debido a sus múltiples valores, está sometido a importantes presiones que generan problemas en su estatus natural y cultural. Las características del lugar, la importante presión humana sobre el mismo y la ausencia de una valoración económica que tuviera en cuenta el valor económico total del recurso, hacia necesaria la ejecución de un proyecto como este. Es importante destacar que este es el primer estudio de valoración económica mediante el MVC realizado en el PR de Carrascoy- El Valle.

## 2. Metodología específica

La aplicación del MVC en el Parque Regional de Carrascoy- El Valle (PR), se ha realizado mediante 350 entrevistas en las que se preguntaba a los entrevistados acerca de su Disposición a Pagar para mantener y mejorar el estado de conservación y protección del mismo. Dichas encuestas fueron realizadas en los meses de Febrero, Marzo, Abril y Mayo del año 2008. El número de entrevistas realizado se considera adecuado para obtener unos valores extrapolables a la población murciana mayor de 18 años censada en la Región de Murcia (*Padrón Municipal INE 2007*), y se ha calculado a partir de formulas matemáticas pertinentes.

Una vez determinada la amplitud de la muestra, se procedió a analizar los datos de población en cuanto a sexo y edad. El objetivo era distribuir las encuestas de forma representativa entre las distintas franjas edad-sexo, de manera que las entrevistas constituyeran una *muestra representativa* tanto cuantitativa como cualitativamente de la sociedad murciana. **Dichas entrevistas se hicieron tanto en el propio espacio natural, como en la ciudad de Murcia y otros puntos de la Región.**

Como paso previo a la realización de los cuestionarios definitivos, y siguiendo las normas que para este tipo de trabajos exige la NOAA (*National Oceanic Atmospheric Administration ,USA*), se realizó un estudio piloto durante la primavera del año 2007 que sirvió como patrón del cuestionario definitivo.

El cuestionario definitivo quedó estructurado en los siguientes bloques:

- Presentación del trabajo. Con este inicio se pretendía informar, justificar y centrar el tema del proyecto y delimitar claramente el bien a valorar. En esta introducción se anotó también el lugar de residencia del encuestado y dónde se realizó el cuestionario.
- Cuestiones para diferenciar *usuarios* de *no usuarios*. El objetivo era separar usuarios (individuos que habían visitado el Parque regional) de no usuarios (los que no lo habían hecho). Dentro de los primeros también se analizaba su asiduidad al Parque, en función del número de visitas realizadas el último año.
- Preguntas para determinar las actividades que realizan los usuarios y la valoración (de 1 a 10) que los mismos le dan a distintos aspectos del Parque en función del bienestar que de ellos obtienen.
- Determinación de la valoración económica del PR. Las preguntas incluidas en este apartado forman la parte más importante del mismo, ya que mediante las respuestas se determina la Disposición a Pagar media y agregada del Parque.

El *formato* utilizado para determinar la valoración ha sido de *tipo mixto*. Se inicia con una *pregunta dicotómica* sobre la disponibilidad a pagar (respuesta Si o NO), sigue con otra de *formato abierto* para determinar un intervalo monetario y, por último, se interroga acerca de cuál sería la *máxima disponibilidad al pago*.

Como complemento y pensando en la gestión del espacio, se incluyó una cuestión en la que los entrevistados podían decidir entre distintas alternativas cuáles eran, según sus criterios, las que debían ser favorecidas con el dinero donado.

También se pedía a los entrevistados que manifestaran las razones de su disposición a pagar (DAP +) o de su negativa a hacerlo (DAP 0).

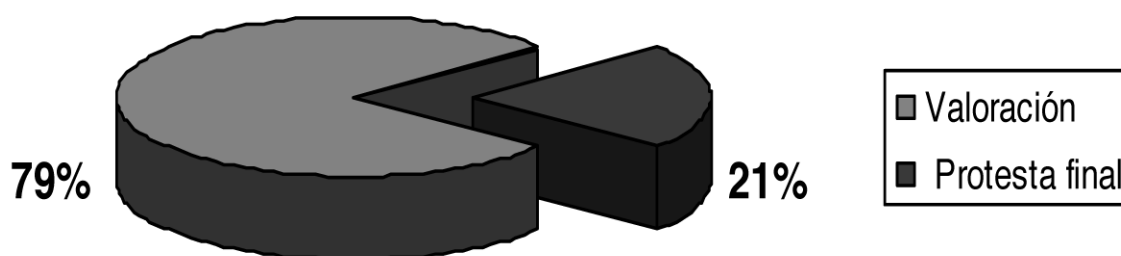
- Grado de concienciación medioambiental. Cuestiones que buscaban conocer el grado de preocupación que el deterioro del medio ambiente provoca entre los encuestados; así como la implicación de los ciudadanos en la protección del mismo.
- Características socioeconómicas de los encuestados. Se trata de aspectos básicos para inferir las relaciones entre distintas variables y DAP que permiten establecer asociaciones estadísticamente significativas, modelizar la disposición de pago y aproximar a la determinación de perfiles de usuarios y no usuarios, donantes y no donantes del Parque.

## 3. Tratamiento de los datos y resultados

Para determinar estadísticamente la posible asociación entre cada variable incluida en los cuestionarios y la Disposición a Pagar se ha trabajado con el programa SPSS .15.0 y aplicado chi-cuadrado y pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y de Mann- Withney.

Tras un análisis general de resultados, se extrajeron de la muestra las llamadas *respuestas protesta*. Estas respuestas constituyen junto con los sesgos uno de los grandes problemas del MVC. Existen diversos tipos de *respuestas protesta* que se originan cuando el entrevistado no deja detectar el valor real que para él tiene el espacio. Esto hace que no deban ser tenidas en cuenta en la valoración definitiva del recurso ambiental. Un número elevado de respuestas protesta puede invalidar trabajos como este; en este caso no ha sido así, y el porcentaje de las mismas (21%) entran dentro de los valores admitidos y es menor que otros obtenidos en trabajos similares realizados en España.

## DAP final para valoración y respuestas protesta definitivas



1. Diagrama en el que se muestra el porcentaje final de respuestas protesta y respuestas a valorar

Una vez extraídas las respuestas protesta se procede a análisis estadístico final de la muestra y al estudio de las relaciones entre las distintas variables y la DAP.

Los resultados han sido los siguientes:

### 3.1. Análisis de la disposición al pago (DAP+) y al no pago (DAP 0).

La mayoría de los encuestados (66,4%) están dispuestos a pagar para conservar, proteger y mejorar el Parque Regional de Carrascoy- El Valle. Existe una clara relación entre usuarios y DAP +, que confirma chi-cuadrado. El porcentaje de DAP + entre usuarios es del 69,4% mientras que en no usuarios, aun siendo alto, baja al 54%. Igualmente la cantidad a pagar varía entre usuarios y no usuarios: los usuarios pagarían una cantidad media de 41,75 € y los no usuarios 35 €. Sin embargo, la prueba no paramétrica aplicada no indica diferencias estadísticamente significativas. Dentro de los “no usuarios” no existen diferencias estadísticas entre DAP + e individuos que “Han oído hablar del Parque” y aquellos que “No lo conocen”. Si existe diferencia en la cuantía, así los que han oído hablar del Parque dan más dinero, pero no se confirma relación estadística.

*Relación entre DAP + y frecuencia de visitas.* La chi-cuadrado indica que existe relación estadística entre esta variable y la DAP +. Así, cuantas más visitas se realizan al Parque mayor disposición al pago de los individuos. Igualmente se incrementa la cuantía de la donación, excepto en los que citan que visitan más de 8 veces el último año.

Número de visitas	Ninguna	1	2 a 5	5 a 8	más de 8
Media DAP > 0	31,964	36,666	38,958	52,187	47,195
0	3	7	3	5	1

2. Cantidad de dinero donada en relación al número de visitas

Igual sucede con *el número de actividades*, dicho número está relacionado con la disposición a pagar, según la prueba no paramétrica de Mann-Whitney ( $z = -3,301$ ;  $p = 0,001$ ). La media de actividades realizadas por los sujetos con disposición a pagar fue de 4,98 y de 3,74 para los usuarios no dispuestos a pagar. Sin embargo, la cuantía es similar.

Con respecto a la valoración que se le da a *los diferentes aspectos del PR* se observa que los sujetos que dan una valoración más alta están dispuestos a pagar en mayor proporción que los que presentan una valoración inferior. Dentro de esta relación general, también se ha obtenido una relación significativa entre algunos puntos concretos y la DAP, que se manifiesta en que aquellos individuos que presentan DAP +, puntúan más alto dichos aspectos como se observa en la tabla.

	Flora y fauna	Rocas y minerales	Accesibilidad	Conservación	Actividades	Puntuación global
<b>DAP +</b>	7,86	7,27	6,93	6,76	7,57	7,48
<b>DAP 0</b>	7,5	6,53	6,44	5,97	6,59	6,94

3. Puntuaciones a distintos aspectos del PR dadas por individuos DAP + y DAP 0.

La *pertenencia a organizaciones de corte naturalista y/o ecologista* se relaciona claramente con una preponderancia de la DAP + ( $\chi^2 = 5,471$ ;  $p = 0,019$ ). Sin embargo, la cuantía que donarían los sujetos que pertenecen o han pertenecido a un grupo naturalista (42,30 euros/año), y los que no (40,40) es prácticamente la misma.

En cuanto al *sexo* la proporción de mujeres dispuestas a donar es mayor que la de hombres (en las encuestas femeninas la DAP + ha alcanzado un 70,5% y en las masculinas un 63,6%). También la cuantía de la donación es mayor en mujeres que en hombres. Pero ninguna de las pruebas estadísticas aplicadas determina asociación.

Por el contrario,  $\chi^2$  indica que existe relación significativa entre *la edad* y la disposición a pagar; de manera que los sujetos comprendidos entre 26 y 55 años tienen mayor disposición a la donación. En el lado contrario, los sujetos de menos de 26 y de más de 55 años tienen menor disposición al pago. Estos datos se justifican en la mayor capacidad económica de los individuos situados en la franja 26-55 que normalmente disfrutan de un empleo más estable y de mejores sueldos. Igual ocurre con la cuantía, que también confirma asociación estadística tras aplicar Kruskal-Wallis.

EDAD	18 a 25	26 a 35	26 a 45	46 a 55	56 a 65	>65
<b>Porcentaje con DAP +</b>	52,8%	78,1%	74,1%	76,7%	63,2%	43,9%

4. Porcentajes de DAP + en las distintas franjas de edad

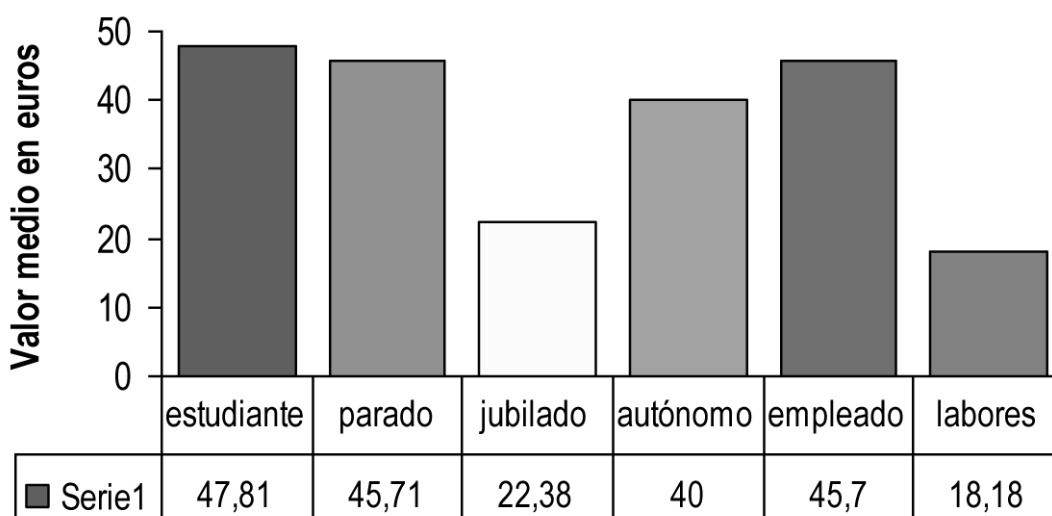
El porcentaje de donaciones y la cuantía se incrementa con *el nivel de estudios*. La aplicación de  $\chi^2$  confirma la asociación estadística entre nivel de estudios (medio y universitario) y DAP +.

Nivel estudios Terminados	Sin estudios	Primarios	Medios	Universitarios
<b>Porcentaje de DAP +</b>	15%	44,7%	70,5%	83,9%

5. Porcentajes de individuos con DAP + según nivel de estudios

En cuanto a la *situación laboral*, muestra asociación estadística, siendo los trabajadores los más proclives al pago. Dentro de este grupo, en la franja correspondiente a trabajadores por cuenta ajena y funcionarios, se alcanza un porcentaje del 74% de DAP positiva. Los parados, estudiantes y los jubilados (estos últimos con un 22% de DAP +) expresan los niveles más bajos, lo que concuerda perfectamente con una menor disponibilidad económica asociada a un menor nivel de ingresos.

### Cuantía de la DAP y situación laboral

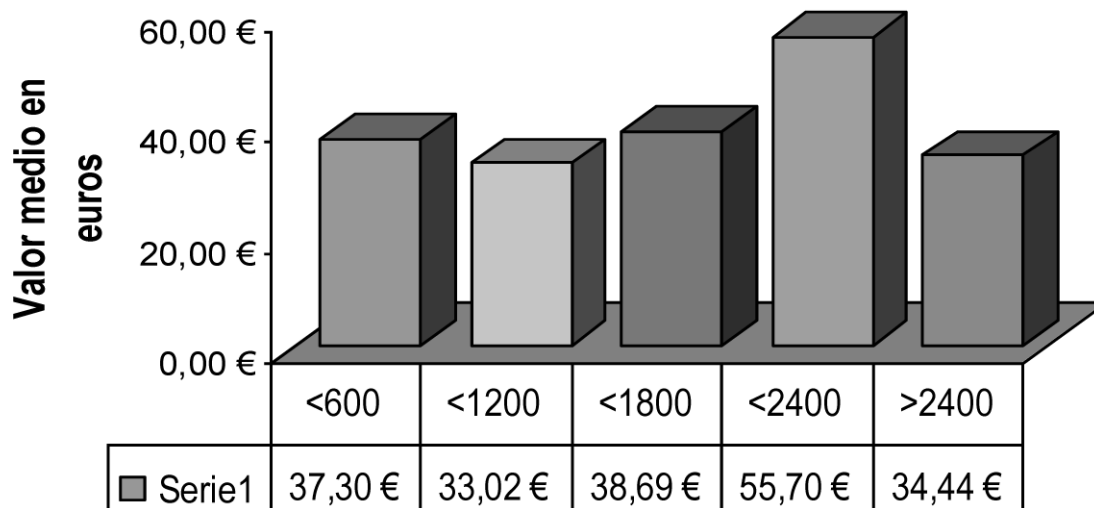


6. Relación entre estatus laboral y cuantía DAP

Ligado a lo anterior, también aparece dependencia entre DAP y *nivel de ingresos*. De esta manera, los ingresos mensuales individuales superiores a 1200 € (o familiares a partir de 1800) están relacionados con una disposición positiva al pago.

Además, en la cantidad de la donación se observa una tendencia creciente al pasar de un nivel de ingresos de 1200 euros a 2400 (donde se dan las mayores cifras).

### Cuantía de la DAP e ingresos



7. Relación entre ingresos anuales y cuantía DAP

Sin embargo, esta tendencia no se cumple en rentas superiores a los 2400 euros (y familiares por encima de 3600 euros), lo que confirma que el medio ambiente en la Región de Murcia actúa como un *bien normal*, no de lujo.

### 3.2. Modelización de la disposición de pago

Para estimar la ecuación del modelo binario que se plantea, se ha utilizado el programa informático SPSS 15.0, consiguiendo con él una *Regresión Logística Binaria* para las distintas variables analizadas en los epígrafes anteriores. En todos los cálculos se ha tomado como *variable dependiente* la disposición a pagar (DAP) de los encuestados. Como forma de seleccionar las variables, se ha utilizado, el *método de selección de variables explicativas condicional*. Finalmente y tras múltiples combinaciones, las variables, que pueden plantearse en la modelización binaria como explicativas o *predictores*, son las que se citan a continuación: “*considera que realizan (asociaciones naturalistas) una labor importante*”; “*nivel de estudios*” e “*ingresos mensuales familiares*”. Una vez seleccionadas las variables explicativas, el ajuste global del modelo ha sido bueno consiguiendo un porcentaje global de clasificaciones correctas del 76,4 %, siendo del 91 % para los DAP positivos.

### 3.3. Determinación del valor del parque.

Del análisis de los resultados de la encuesta se obtiene que los usuarios están dispuestos a pagar 41,75 euros/año y los “no usuarios” 35 euros/año. Por tanto si como valor de no uso se adopta el que determina la media correspondiente de los no usuarios, y, suponiendo que este valor es el mismo para los usuarios, de la diferencia de las dos medias resulta el valor de uso:

$$\text{Valor}_{\text{Uso}} = \text{Valor}_{\text{Usuarios}} - \text{Valor}_{\text{No usuarios}} = 41,75 - 35 = 6,75 \text{ euros/año}$$

Con lo que se puede concluir que el *valor de uso es de 6,75 euros/año y el valor de no uso de 35 euros/año*.

Por último y tomando como valor del Parque el *valor económico medio* de 40,64 euros/año, y teniendo en cuenta que en la Región de Murcia existen 1.087.982 habitantes censados y mayores de 18 años (Censo de Población INE 2007), se obtiene un *valor total anual del PR de Carrascoy- El Valle* de:

$$\text{Valor total anual} = 40,64 \times 1.087.982 = 44.215.588,5 \text{ €/año}$$

## 4. Conclusiones

Del trabajo realizado puede extraerse que el Parque Regional de Carrascoy y El Valle ha sido *bien valorado por los entrevistados* (7,4 puntos sobre 10), destacando como *actividades preferidas* por los ciudadanos en este espacio natural: pasear, estar al aire libre, disfrutar de la tranquilidad, escapar de la ciudad y observar el paisaje; esta *valoración positiva queda reflejada posteriormente en el resultado económico*.

Por su parte, del análisis global de las entrevistas se puede establecer que el *porcentaje de usuarios alcanza cerca del 80%* del total, y el “*retrato*” del usuario tipo respondería a las siguientes características: hombre; de entre 26 y 35 años, o bien entre 45 y 65; divorciado, casado o que vive con su pareja; preferentemente con estudios universitarios; empleado/funcionario y que gana más de 1200 € mensuales, especialmente más de 2400€ mensuales.

Tras descartar las respuestas protesta, se constata que la *mayoría de los encuestados están dispuestos a pagar* (66,42%) para *conservar, mejorar y proteger el propio Parque y sus valores y especies naturales, para preservar sus valores culturales, para evitar su urbanización y la degradación del mismo*.

De los encuestados DAP 0 la razón más repetida para explicar su no donación ha sido que su *renta no era suficiente* como para hacer donaciones.

Con respecto a las *acciones prioritarias* en las que debe invertirse el dinero donado los dos aspectos más destacados han sido las *actividades dedicadas a la investigación, repoblación, cuidado y conservación de especies vegetales y animales*, y en segundo lugar al *incremento de guardas forestales y dotación para limpieza, vigilancia y prevención de incendios*. A estas seguirían las actividades de educación ambiental, y por último, y con puntuaciones bastante más bajas la mejora de instalaciones de recreo y centros de interpretación (que son las preferidas por los responsables políticos).

Con respecto a la DAP positiva y tras analizar su relación con las distintas variables se puede establecer como *prototipo de donante potencial* a un usuario, preferentemente mujer, entre 26 y 55 años, que está casada o vive en pareja, con estudios medios o universitarios, que es empleada o funcionaria o trabaja por cuenta propia, y cuyos ingresos mensuales superan los 1200 euros, y los familiares los 1800.

En cuanto a la valoración global del Parque, lo más significativo ha sido la *escasa diferencia entre valor de uso y no uso*. Este elevado valor de no uso en relación al de uso, parece debido a la escasa presencia de no usuarios (casi todo el mundo había visitado este Parque Regional), al propio planteamiento de la pregunta y/o a que se están valorando más

aspectos generales relativos a la conservación del Parque, que otros, más utilitarios, como la proximidad al domicilio o la realización de actividades. Este último aspecto hace que la diferencia entre la valoración económica total de usuarios y no usuarios no sea especialmente significativa y que se haya tenido en cuenta sobretodo, los valores de existencia realmente valiosos de este espacio, en un entorno con una alta densidad de población.

Considerando los datos obtenidos en la valoración global del Parque, se estima un valor total del mismo superior a los **44 millones de euros al año**, obtenido al tener en cuenta toda la población, mayor de 18 años, de la Región de Murcia.

Este valor debe ser considerado como *una estimación de la renta ambiental anual* que genera el Parque Regional de Carrascoy y El Valle, y que se perdería o disminuiría si dicho espacio se degrada o se dedica a otros usos. En este caso, es decir si esto ocurriera, esa renta debería ser considerada como un *coste social asociado a esa pérdida ambiental*.

Por el contrario si se mantiene su estatus de espacio natural protegido y se conservan sus valores ecológicos, culturales, históricos, etc., el valor total calculado en este trabajo debería ser considerado como un *beneficio social* y por tanto debe ser tenido en cuenta para *justificar todas aquellas políticas de inversión en protección, mejora y conservación* que en él se realicen.

## 5. Bibliografía

- AZQUETA, D., (2007). Introducción a la Economía Ambiental, Ed. McGraw-Hill Profesional, Madrid,
- BARREIRO HURLE J., NOGUEIRA MOURE E., (1996). “Los Métodos de Valoración de Beneficios Ambientales: Una Visión Crítica del Método de Valoración Contingente”, V Jornadas de Economía Crítica, Santiago de Compostela <http://www.ucm.es/info/ec/jec5/pdf/area2/area2-2.pdf>. (Actualizado 2008)
- BELMONTE J. (2006). “Valoración económica de activos ambientales: Parque regional de Cabo COPE- Puntas de Calnegre”, Proyecto Fin de Carrera, Universidad de Murcia, 2006.
- CONSEJERÍA DE INDUSTRIA Y MEDIO AMBIENTE DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA (2005), Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Regional de Carrascoy y El Valle, Orden de 18 de mayo de 2005.
- CRISTECHE, E., PENNA, J., (2008). “Métodos de valor económico de los servicios ambientales”, *Estudio económico de sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales*, Nº 3, INTA
- Ecosystemvaluation.ContingentValuationMethod.Methods,Section6.(Actualizado2009)[http://www.ecosystemvaluation.org/contingent\\_valuation.htm](http://www.ecosystemvaluation.org/contingent_valuation.htm)
- NOAA, USA, (2007) Environmental Valuation: Principles, Techniques and Applications. <http://www.csc.noaa.gov/coastal/economics/envvaluation.htm>.(Actualizado 2009)
- PADRON MUNICIPAL INE (2007)
- SPSS 15.0. SPSS Inc.Chicago, EE.UU. <http://www.spss.com>

## Evaluación de proyectos de restauración de ribera en Abarán (Murcia)

BRUNO, D.\*, VELASCO, J. Y MILLÁN, A.

*Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.*

*Campus de Espinardo, 30100 Murcia.*

*E-mail: danielbrunocollados@gmail.com*

### Resumen

En la actualidad, la restauración de ríos y riberas fluviales constituye uno de los principales objetivos de gestión en países desarrollados debido a la creciente preocupación por la avanzada y extendida degradación de este tipo de ecosistemas, pero también por el mayor conocimiento de los bienes y servicios que los ríos y riberas nos pueden ofrecer. En este contexto la Confederación Hidrográfica del Segura ha llevado a cabo diversas actuaciones en el tramo urbano del río Segura a su paso por Abarán (El Caño y El Jarral) que requieren de un seguimiento y evaluación con el fin de valorar su efectividad ecológica y social, de cara a poder introducir mejoras en futuros proyectos de restauración. Esta valoración se ha llevado a cabo teniendo en cuenta la vegetación de ribera potencial, el diseño del proyecto, las actuaciones ejecutadas y proyectadas, a partir del análisis de los cambios entre el estado preoperacional y postoperacional. La evaluación final se ha realizado mediante indicadores ecológicos y socioeconómicos que determinan el alcance real de la restauración.

**Palabras clave:** Río Segura, restauración de riberas, evaluación, indicadores ecológicos.

### Abstract

Nowadays, river restoration represents one of the main management objectives in industrialised countries. This fact is due to the increasing concern about the widespread and advanced degradation of fluvial ecosystems and the major knowledge of riparian ecosystem services and resources that riparia may offer to the society. On this context, it has been executed several actions by Confederación Hidrográfica del Segura in the Segura river, in two stretches, "El Caño" and "El Jarral", located in Abarán. These restorations need to be monitored and evaluated in order to improve effectiveness of future projects. This assessment has been done taking into account several elements: potential riparian vegetation, project design, planned and executed actions, pre-operational and post-operational status. In the final evaluation have been used ecological and socioeconomic indicators in order to determine the real success of the restoration project.

**Key words:** Segura river, riparian restoration, evaluation, ecological indicators.

### 1. Introducción

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), cuyo objetivo es conseguir el buen estado ecológico de los ríos europeos en 2015, y la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos del Ministerio de Medio Ambiente, están impulsando distintas iniciativas cuyo objetivo es lograr que los ríos y arroyos recuperen su "buen estado ecológico", y hacer compatibles todos los usos y actuaciones administrativas con la conservación de sus valores naturales mediante debate, consenso y participación. La mayor parte de los proyectos de restauración realizados hasta la fecha en España se centran en la recuperación de las riberas mediante actuaciones de revegetación. Las riberas ejercen un papel clave en el ecosistema ya que son zonas de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos constituyendo junto con el cauce del río, el corredor ripario, por donde el agua, materiales, energía y organismos se mueven e interactúan (Forman & Gordon, 1986). Además, la conexión funcional de las riberas con su cauce en las tres dimensiones (longitudinal, lateral y vertical), determina el funcionamiento del río como ecosistema y la estructura de la vegetación de ribera. En la Cuenca del Segura la vegetación de ribera está profundamente deteriorada como consecuencia de la ocupación de las zonas ribereñas por cultivos y otros usos humanos (Velasco et al., 2008). En los últimos años se han realizado restauraciones puntuales, especialmente en tramos urbanos, como las tratadas en el presente estudio. Dichos tramos urbanos, aunque presentan fuertes limitaciones por los usos e infraestructuras humanas para una verdadera restauración ecológica, pueden mejorar ambientalmente y crear valiosas oportunidades recreativas para el público (Woolsey et al., 2007). Sin embargo, en los proyectos de restauración

realizados no se ha contemplado el seguimiento y evaluación de la consecución de los objetivos propuestos, aspecto clave para evaluar el éxito de la restauración y desarrollar una gestión adaptable que permita mejorar las actuaciones en el futuro (Rutherford, 2000, Downs & Kondolf, 2002). En este contexto surge la necesidad del presente estudio, cuyos objetivos son: (1) evaluar el diseño de las actuaciones contempladas en dos proyectos de restauración de riberas en tramos urbanos del río Segura a su paso por Abarán, (2) evaluar el grado de ejecución de las actuaciones contempladas en los proyectos, (3) realizar un seguimiento de la evolución de la vegetación de ribera en las zonas restauradas, (4) determinar la efectividad de las actuaciones en la mejora del estado ecológico del ecosistema fluvial y su valor paisajístico y recreativo y (5) proponer medidas para la mejora de las actuaciones de restauración de riberas.

## 2. Material y Métodos

### 2.1 Área de estudio

Las zonas restauradas a evaluar (El Caño y el Jarral) se sitúan en el término municipal de Abarán, en la Vega Alta del río Segura, y enmarcadas en el sector 3 de la Cuenca del Segura según sus características climatológicas (ombrotipo árido y termotipo termomediterráneo). La vegetación de ribera potencial de dicho sector está caracterizada por una primera banda que corresponde a la serie riparia de la anea (*Sintypho-Schoenoplecteto*), caracterizada por helófitos; y una segunda banda que corresponde a la serie riparia de la alameda-tarayal (*Sinlonicero-Populeto albae*) (Ríos, 1994). Ambas zonas se sitúan en un meandro que realiza el río Segura a su paso por el núcleo urbano de Abarán, el Caño en la margen derecha y el Jarral en ambas márgenes del río (Figura 1).

### 2.2 Metodología

En primer lugar se realizó un análisis de las memorias de los proyectos y un estudio de material bibliográfico, fotográfico y testimonial para poder obtener unas condiciones de partida (estado preoperacional), evaluar la idoneidad del diseño de las actuaciones contempladas en el proyecto y posteriormente obtener el grado de mejora producido por las restauraciones. Para conocer el estado postoperacional se realizó un muestreo de campo el 17-4-2008, donde se midieron de forma cualitativa o cuantitativa una serie de indicadores ecológicos, recreativos y socio-económicos (Tabla 1) basándonos en los recomendados para el seguimiento y evaluación de proyectos de restauración en ríos (USDA, 1998; Rutherford et al., 2000; Woolsey et al., 2007). Además, en el campo se observó el grado de cumplimiento de las actuaciones previstas en los proyectos y los efectos de las mismas. Con respecto a la vegetación de ribera, tema central de las actuaciones, se valoró su estructura, cobertura, distribución, composición de especies y su idoneidad.

## 3. Resultados

Respecto a las características y diseño de los proyectos analizados hay que destacar la similitud existente entre ambos, con una estructura y contenidos aceptables pero con alcance limitado ya que se obvian aspectos básicos para cualquier proyecto de revegetación, como las reposiciones de marras, el seguimiento y la evaluación. Los planos de ambos son a una escala 1:2500 con zonificación de la vegetación a plantar por sectores. Ambas restauraciones fueron promovidas por la Confederación Hidrográfica del Segura y contaron con la colaboración de Ecologistas en Acción a través de Proyecto Nutria.

### 3.1 El Caño

Diversas actuaciones (Tabla 2) fueron llevadas a cabo sobre una explanada de 7500 m<sup>2</sup> en 500 m. lineales, situada a 2 metros de altura respecto al cauce en la margen derecha del río Segura a la altura del barrio de la Virgen del Oro (Abarán), con un presupuesto de 200.000 euros. La restauración se realizó en dos fases durante los años 2005 y 2006. El área estaba prácticamente desprovista de vegetación excepto una mancha de 12 ejemplares de *Populus alba alba* de gran porte acompañados de algún ejemplar de baladre, taray, junco churrero y manchas de carrizo y caña. De todas las actuaciones destaca la plantación de distintas especies en dos bandas diferenciadas, con una plantación en línea en la mayor parte del tramo. Después de dos años, la cobertura vegetal es del 50% y presenta una estructura vertical con dos estratos (arbóreo y arbustivo), destacando la ausencia de herbáceas por la aplicación de herbicidas, excepto en las orillas donde la cobertura es del 100%. Respecto a la composición de especies (Tabla 3) resalta la incorrecta plantación de *Populus bolleana* (variedad de jardinería de *Populus alba*) y *Salix babylonica* plantados en gran número y que al no ser de carácter autóctono pueden suponer contaminación genética de especies autóctonas del mismo género. También destaca el alto porcentaje de marras de fresnos (93%) derivada de la falta de riego y la dificultad de desarrollo de esta especie en zonas con nivel freático bajo y que pertenece a sectores más altos y fríos de la cuenca del Segura. Uno de los aspectos peor valorados ha sido la utilización de especies exóticas, como eucaliptos y acacias, para la reposición de marras. El resto de indicadores muestran que el mayor beneficio se ha producido en el contexto recreativo (Tabla 4) ya que la mayoría de las medidas iban encaminadas en este sentido. En el aspecto ecológico destaca la mejora sustancial de la conectividad

longitudinal ya que la fragmentación de la alameda era muy alta antes de la restauración. En el marco socioeconómico es importante la gran participación pública en la restauración, herramienta imprescindible para actuaciones exitosas.

La valoración final del grado de cumplimiento de los objetivos del proyecto (Tabla 5) es moderada ya que a pesar de que se ha producido una mejora ambiental sustancial respecto al deteriorado estado previo, la oportunidad de recuperación no ha sido aprovechada eficientemente, puesto que han existido actuaciones contradictorias como la plantación de especies autóctonas y alóctonas, o el intento de recuperar la estructura del bosque ripario frente a plantaciones de especies en hileras o la eliminación del estrato herbáceo.

### 3.2 El Jarral

El proyecto de restauración del paraje de El Jarral fue ejecutado durante 2007, con un presupuesto de 400000 €, en la margen izquierda y derecha del río Segura desde el Azud de Abarán hasta la central de Nicolás, en un tramo de unos 500 m lineales y una superficie de 15000 m<sup>2</sup>. Antes de las actuaciones, la zona riparia estaba totalmente ocupada por cañas y carrizo, lo que dificultaba el acceso público a la tradicional playa fluvial situada en dicho tramo. De las actuaciones llevadas a cabo (Tabla 6) destaca el incumplimiento de algunas de las medidas como la realización de un área didáctica o la implantación de una red de riego, lo que resta posibilidades de éxito a los ejemplares plantados. La mayor parte de las actuaciones han ido destinadas a la revalorización social y recreativa a las que se suma la recuperación ecológica de las riberas mediante revegetación. Dichas revegetaciones han sido fundamentalmente de álamo y baladre, especies adecuadas para este sector de la cuenca del Segura. En esta ocasión no se dispuso de datos cuantitativos de plantación, por lo que no puede ser calculado el porcentaje de marras, pese a que se tiene constancia de una muerte masiva de fresnos por desecación, por lo que no se observó ninguno sobre el terreno de los que fueron plantados (Tabla 7). Hay que destacar, que aunque existe un bosque en el área de *Ulmus minor* que podía haber sido aprovechado para su reforzamiento y ampliación, no se ha actuado sobre el mismo. Dado el poco tiempo transcurrido desde la plantación (poco más de un año), la cobertura vegetal es menor del 25% y se estructura en estrato arbóreo y arbustivo, destacando la ausencia de herbáceas por la aplicación de herbicidas excepto en las orillas donde la cobertura alcanza el 80%. La distribución de los ejemplares plantados es de carácter lineal y con especies intercaladas, restando naturalidad a la actuación. Respecto a los elementos más destacados de la plantación destaca *Populus nigra*, que además de estar fuera de su rango de distribución (sectores más altos de la cuenca), es de la variedad *canadensis*, especie que puede producir contaminación genética de ejemplares autóctonos. Aunque no pudo ser cuantificada, se tiene constancia de la plantación de numerosos ejemplares de *Iris pseudacorus* que fueron arrastrados en los días posteriores a su plantación por un desembalse de agua para riego, elemento que pone de manifiesto descoordinación, mala planificación y comunicación deficiente entre la administración y la empresa ejecutora.

El resto de indicadores ecológicos muestran un aumento sustancial del bosque ripario ante la ausencia previa de éste y el aumento del espacio ripario, así como una disminución de la altura de las orillas, aumentando la conectividad longitudinal y lateral (Tabla 8). Cabe mencionar el deficiente mantenimiento encabezado por la aplicación de herbicidas y la ausencia de red de riego, necesaria para los primeros años. Al igual que en El Caño, la mejora más importante es la relacionada con el aspecto recreativo, especialmente la mejora de los accesos, antes impedida por el denso cañaveral preexistente. En el contexto socioeconómico la participación pública ha sido especialmente intensa con numerosas actividades como realización de encuestas informativas y de opinión entre la población de cara a involucrarlos en el proyecto. El grado de cumplimiento de los objetivos es dispar (Tabla 9). Por un lado, la recuperación topográfica de la playa fluvial ha sido efectiva, logrando así la revalorización social de este paraje tan cercano al centro urbano. En el otro extremo, destaca la escasa recuperación de la estructura del bosque de ribera derivada de la ausencia de estrato herbáceo y las presencia de algunas especies que no son adecuadas para la zona de estudio por ser exóticas o variedades de jardín.

## 4. Conclusiones

Analizando los resultados de ambas restauraciones se observan numerosas similitudes entre ambas, probablemente debido a que se trata de la misma empresa ejecutora, pero también por la cercanía en el tiempo y en el espacio con la que fueron realizadas. De la evaluación de ambos proyectos se pueden extraer una serie de conclusiones:

- El alcance de las restauraciones es limitado por lo que deben catalogarse como “remediaciones” o, a lo sumo, “rehabilitaciones”.
- Los proyectos carecen de diagnóstico previo, plan de seguimiento y evaluación, siendo necesario un procedimiento más sistemático que incluya las etapas básicas.
- Las actuaciones de revegetación han aumentado la conectividad longitudinal y en menor medida la conectividad lateral.

- La idoneidad de las especies plantadas no es siempre adecuada, incluyendo especies de otros sectores de la cuenca, alóctonas o variedades de jardinería.
- La aplicación de herbicidas limita la estructura vertical y favorece la erosión.
- La disposición en hileras y el abuso en elementos estructurales (muros, escolleras, barandillas, etc.) restan naturalidad a las restauraciones.
- El riego ha sido deficiente.
- La reposición de marras no planificada y mal ejecutada introduce especies alóctonas.
- El mayor éxito ha sido el aumento del valor recreativo y social.
- Es necesario un programa de seguimiento a medio y largo plazo para establecer el éxito real de las actuaciones.
- La participación ciudadana ha sido muy positiva.
- La valoración global es positiva teniendo en cuenta el medio natural y socioeconómico, si bien se echa en falta más ambición de recuperación ecológica.

Estas conclusiones, derivadas de las evaluaciones realizadas, son positivas de cara a poder realizar recomendaciones para futuras restauraciones, optimizando el proceso restaurativo tanto ecológica como económicamente. De esta manera, como resultado de este estudio se proponen una serie de recomendaciones para restauraciones de características similares:

- Comprobar la idoneidad de las especies para utilizar en la revegetación y su origen, de cara a evitar la introducción de especies y variedades no deseadas.
- Planificar las reposiciones de marras, especificando las especies.
- Realizar un mantenimiento adecuado durante los primeros años (reposición de marras, riego, podas, etc), ya que es vital para el éxito de la revegetación.
- Establecer en el proyecto un plan de seguimiento y evaluación a corto y medio plazo.
- Reducir las infraestructuras y elementos hidráulicos al mínimo, evitando la ocupación de riberas y de la llanura de inundación.
- Reducir la cantidad de materiales empleados, en especial de piedra y madera que restan naturalidad y encarecen el proyecto.
- Evitar la plantación en línea es una medida sencilla que aporta naturalidad al espacio.
- La restauración ha de abordarse de forma integral para lograr la mayor funcionalidad posible, que revierta en beneficios para el hombre y sistema fluvial a medio plazo.

La evaluación de este tipo de actuaciones ambientales es de nueva aplicación, pero proporciona valiosa información para la futura toma de decisiones. No debe perderse la oportunidad de aprovechar de manera eficiente la gran cantidad de dinero que va a ser invertido en la recuperación de nuestros sistemas fluviales en los próximos años.

## 5. Bibliografía

- DOWNS, P.W. & KONDOLF, G.M. (2002): Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. *Environmental Management* 29 (4): 477-496.
- FORMAN, R.T.T. & GORDON, M. (1996). Landscape Ecology. *John Wiley & Sons*.
- RÍOS, S. (1994). El paisaje vegetal de las riberas del Río Segura (S.E. de España). Tesis doctoral, *Universidad de Murcia*.
- ROBLEDANO, F.; GUARDIOLA, A. & LLORENTE, N. (2007). Programa de seguimiento voluntario de áreas objeto de restauración en el Río Segura, (Murcia, SE España). Planteamiento y resultados preliminares. *II Congreso sobre Restauración de Riberas y Humedales*. Agencia Catalana del Agua (ACA) y Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA). Tarragona.
- RUTHERFORD, I. D.; JERIE, K. & MARSH, N. A. (2000). Rehabilitation manual for Australian Streams Volume 2. *Land and Water Resources Research and development corporation*.
- USDA, (1998). Stream Corridor Restoration. Principles, Proceses, and Practices. *USDA-Natural Resources Conservation Service (NRCS)*.
- VELASCO, J.; RÍOS, S.; VIVES, R.; LLORENTE, N.; SÁNCHEZ, D.; ABELLÁN, P. & MARTÍNEZ, V. (2008). Manual para la Restauración de riberas en la cuenca del Río Segura. *Confederación Hidrográfica del Segura*. Ministerio de Medio Ambiente.
- WOOLSEY, S.; CAPELLI, F.; GONSER, T.; HOEHN, E.; HOSTMANN, M.; JUNKER, B.; PAETZOLD, A.; ROULIER, C.; SCHWEIZER, S.; TIEGS, S. D.; TOCKNER, K.; WEBER, C. & PETER, A. (2007). A strategy to asses river restoration success. *Freshwater Biology* 52, 752-769

Tabla 1: Indicadores ecológicos, recreativos y socioeconómicos utilizados para la valoración del estado postoperacional.

Indicadores ecológicos	Indicadores recreativos	Indicadores socio-económicos
Conectividad longitudinal	Mobiliario rústico	Participación y difusión pública
Conectividad lateral	Señalización	Aceptación social
Conectividad vertical	Accesos al cauce	Cumplimiento del plazo de ejecución
Diversidad de hábitats	Agua potable	Encarecimiento presupuestario
Vegetación de ribera	Alumbrado público	Prevención de avenidas
Fauna asociada al sistema fluvial	Paseo fluvial	Coste (Euros/m <sup>2</sup> )
	Aparcamientos	visitantes/día

Tabla 2: Actuaciones contempladas y ejecutadas en el proyecto de restauración del Caño.

ACTUACIONES	EJECUCIÓN
Desbroce selectivo	SI
Creación de escollera	SI
Construcción de Puente	SI
Red de riego	SI
Rampas de acceso para minusválidos	SI
Senda de albero y pasarela de Madera	SI
Instalación de mobiliario urbano y recreativo	SI
Limitación del acceso de vehículos	SI
Plantación de especies autóctonas	SI
Actividades de divulgación	SI
Paneles informativos-explicativos	NO

Tabla 3: Estado actual de las especies vegetales presentes en el Caño en relación al número de individuos plantados. \* Ejemplares de reposición

Especie	Banda riparia	Pies antiguos	Pies Proyect.	Pies plantados	Pies de crecim. natural	Huecos	% de marras
<i>Populus alba alba</i>	2 <sup>a</sup>	12	90	27	12(+76 chupones)		
<i>Populus bolleana</i>	2 <sup>a</sup>			93			
<i>Salix babylonica</i>	2 <sup>a</sup>		90	84		15	15
<i>Salix x atrocinerea</i>	2 <sup>a</sup>			19			
<i>Tamarix canariensis</i>	1 <sup>a</sup>		120	76			6
<i>Tamarix boveana</i>	1 <sup>o</sup>			37			
<i>Vitex agnus-castus</i>	2 <sup>a</sup>		117	30			74
<i>Nerium oleander</i>	1 <sup>a</sup>	12	210	94		50	55
<i>Sambucus nigra*</i>	2 <sup>a</sup>	1		4			
<i>Acacia retinoides*</i>	2 <sup>a</sup>			4			
<i>Celtis australis</i>	2 <sup>a</sup>		49	70			
<i>Fraxinus angustifolia*</i>	2 <sup>a</sup>	1	90	6			93
<i>Eucalyptus camaldulensis*</i>	2 <sup>a</sup>			5			
<i>Iris pseudacorus</i>	1 <sup>a</sup>	2					

Tabla 4: Valoración de las actuaciones ejecutadas en el Caño en los distintos ámbitos estudiados. -2=Muy negativa, -1=Negativa, 0=Sin efecto, +1=Positiva, +2=Muy positiva

Tipo de indicador	Indicador	Valoración	Observaciones
Ecológico	Conectividad longitudinal	+2	Alta fragmentación del bosque ripario por lo que la actuación resulta muy positiva
	Conectividad lateral	-1	Escollera actúa de manera negativa
	Conectividad vertical	0	No hay actuaciones en este sentido
	Diversidad de hábitats	0	No se ha llevado a cabo ninguna actuación en el incremento de la diversidad de hábitats
	Reducción de Impactos	+1	Corrección parcial de impactos
	Mantenimiento	-1	La falta de riego y la aplicación de herbicidas son muy negativas mientras que las podas selectivas y la limpieza de basuras positiva.
	Incremento de la fauna	+1	Presencia de nutria y avifauna en especial forestal y ribereña. Evaluar más adelante.
Recreativo	Mobiliário rústico	+1	Instalación de bancos, mesas y papeleras. Falta desarrollo de la vegetación que proporcione sombra a estos elementos
	Señalización	-1	Muy escasa. Menor a la indicada en el proyecto
	Accesos al cauce	+1	Creación de escaleras y rampas de acceso
	Paseo fluvial	+2	Mixto de albero y madera, facilita uso público y ejerce efecto protector sobre la vegetación
	Água potable	+1	Instalación de dos fuentes
	Alumbrado público	0	Inexistencia de luz dificulta el uso del espacio por la noche, pero supone una reducción de la contaminación lumínica
	Aparcamientos	0	No se ha realizado nada en este sentido
Socioeconómico	Participación pública	+2	Consultas a la población, paneles explicativos en mercadillos itinerantes y voluntariado ambiental.
	Aceptación social	+1	Aceptación mayoritaria con algunas objeciones puntuales de lugareños
	Cumplimiento plazo de ejecución	-1	Se duplicó el plazo de ejecución previsto. Demora de 4 meses.
	Encarecimiento presupuestario	0	No se tiene conocimiento de que hubiera encarecimiento presupuestario
	Prevención de avenidas	0	No ejerce papel en este sentido
	Euros/metro	-1	Estimación de 400 €/m lineal principalmente en mobiliario y materiales de construcción. Visión excesivamente ingenieril
	Visitantes/día	+1	Sensible incremento de los visitantes especialmente fines de semana.

Tabla 5: Grado de cumplimiento de los objetivos de restauración de El Caño.

1=Muy bajo, 2= Bajo, 3=Moderado, 4=Alto, 5=Muy alto

Objetivo	Grado de cumplimiento	Observaciones
Recuperación de zonas de ribera	4	Valorización de zonas sensiblemente degradadas, provocada por una mejora parcial del funcionamiento ecológico, de un aumento de la utilidad recreativa y social, así como un incremento del valor paisajístico
Protección de zonas de ribera	4	Mantenimiento de rodales de vegetación autóctona, prohibición paso de vehículos (delimitación con piedras y estacas) e instalación de pasarelas.
Reposición con especies autóctonas	2	Numerosas introducciones de especies exóticas y variedades de jardín
Favorecer a especies como la nutria	3	Restos de nutria observados en la zona pero es pronto para una valoración definitiva. Presunto aumento de aves, a verificar en un futuro.

Tabla 6: Actuaciones contempladas y ejecutadas en el proyecto de restauración del Jarral.

ACTUACIONES PREVISTAS	EJECUCIÓN
Desbroce selectivo y limpieza	SI
Refuerzo estructural de bancales mediante aterrazamiento con muros	SI
Recuperación de la playa	SI
Red de riego	NO
Senda de albero y pasarela de madera	SI
Instalación de mobiliario urbano y recreativo	SI
Estabilización de taludes con escollera	SI
Actividades de divulgación	SI
Acondicionamiento camino de servidumbre y mejora del muro anexo	SI
Limitación del acceso de vehículos	SI
Recolocación de las torres de media tensión	NO
Plantación de especies autóctonas	SI
Área didáctica	NO

Tabla 7: Estado actual de las especies vegetales presentes en el Jarral en relación al número de individuos plantados. \* Ejemplares de reposición

<b>Especie</b>	<b>Banda riparia</b>	<b>Pies Project.</b>	<b>Pies plantados</b>	<b>Pies de crec. Natural</b>	<b>Huecos</b>
<i>Populus alba</i>	1 <sup>a</sup> y 2 <sup>a</sup>	X	134		9
<i>Populus nigra</i> *	2 <sup>a</sup>		27		
<i>Salix alba</i>	2 <sup>a</sup>		16		
<i>Salix x atrocinnerea</i> *	2 <sup>a</sup>		16		
<i>Tamarix canariensis</i>	1 <sup>a</sup>	X	31		2
<i>Tamarix boveana</i>	1 <sup>a</sup>		5		
<i>Phoenix sp.</i>	1 <sup>a</sup>	X	35		
<i>Nerium oleander</i>	1 <sup>a</sup>	X	150		
<i>Pistacia lentiscus</i>	2 <sup>a</sup>	X	2		9
<i>Acacia retinoides</i> *	2 <sup>a</sup>		4		
<i>Celtis australis</i>	2 <sup>a</sup>	X	21		
<i>Ficus carica</i>	2 <sup>a</sup>			1	
<i>Ulmus minor</i>	2 <sup>a</sup>	X		10	
<i>Iris pseudacorus</i>	1 <sup>a</sup>	X	Presencia		

Tabla 8: Valoración de las actuaciones ejecutadas en el Caño en los distintos ámbitos estudiados. -2=Muy negativa, -1=Negativa, 0=Sin efecto, +1=Positiva, +2=Muy positiva

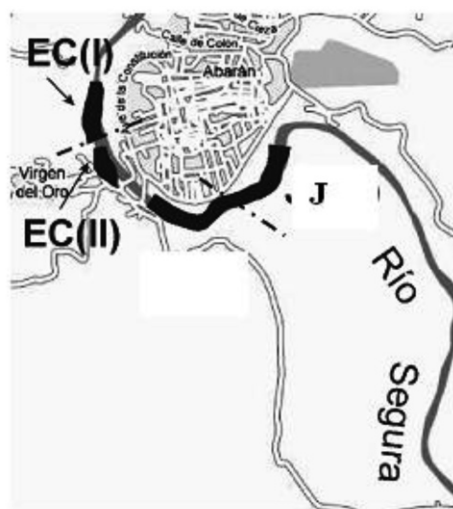
Tipo de indicador	Indicador	Valoración	Observaciones
Ecológico	Conectividad longitudinal	+2	Aumenta debido a la inexistencia de bosque ripario antes de la actuación
	Conectividad lateral	+1	Aumento del espacio ripario y disminución de altura de las orillas en algunas zonas
	Conectividad vertical	0	No se han llevado a cabo actuaciones relevantes en este sentido
	Diversidad de hábitats	0	No actuaciones significativas
	Reducción de impactos	-1	Existen vertidos urbanos puntuales, contaminación difusa, desviación de caudales, coto intensivo de pesca y tendidos eléctricos. Sólo se ha actuado sobre las basuras existentes
	Mantenimiento	-1	La falta de riego y la aplicación de herbicidas son muy negativas mientras que las podas selectivas y la limpieza de basuras positiva.
	Incremento de la fauna	+1	Presencia de nutria y avifauna en especial forestal y ribereña. Evaluar más adelante.
Recreativo	Mobiliario rústico	+1	Instalación de bancos y elementos recreativos
	Señalización	-1	Sólo carteles justificativos. Se echan en falta carteles informativos-explicativos
	Accesos al cauce	+2	Mejora notable puesto que el cañaveral impedía el acceso al río
	Paseo fluvial	+1	Red de sendas de albero poco eficiente puesto que existen demasiadas en poco espacio.
	Água potable	0	No actuación en este ámbito
	Alumbrado público	0	Inexistencia de luz dificulta el uso del espacio por la noche, pero supone una reducción de la contaminación lumínica
	Aparcamientos	+1	Explanada de aparcamientos con capacidad para 15 coches aprox. Aumenta el uso público
Socioeconómico	Participación pública	+2	Restauración participativa: realización de 60 encuestas y puntos informativos
	Aceptación social	+1	Satisfacción con la recuperación del lugar, con matices de cómo acometer el proyecto. Recuperación de la playa muy valorada Controversia coto de pesca
	Cumplimiento plazo de ejecución	-1	Retraso de varios meses en el plazo de ejecución del proyecto.
	Encarecimiento presupuestario	0	No información oficial de encarecimiento, aunque presumiblemente exista.
	Prevención de avenidas	-1	Ampliación de escolleras negativa para este fin. Válida para avenidas con tiempo de retorno corto pero contraproducente para grandes avenidas. Actuaciones contradictorias
	Euros/metro	-1	Gran presupuesto por metro. Excesivo. Con menos dinero se podrían haber realizado actuaciones más restaurativas
	Visitantes/día	+2	Incremento notable de visitantes especialmente época estival. Recuperación del lugar tradicional de baño para Abarán

Tabla 9: Grado de cumplimiento de los objetivos de restauración de El Jarral.

1=Muy bajo, 2= Bajo, 3=Moderado, 4=Alto, 5=Muy alto

Objetivo	Grado de cumplimiento	Observaciones
Recuperación de la estructura del bosque de ribera	2	Supervivencia de las especies plantadas ha sido muy baja. Numerosas reposiciones de marras con especies no adecuadas. Escaso grado de desarrollo. Pronto para valorar de manera final.
Recuperación topográfica de la playa fluvial	5	Recuperación de 3,5 metros de playa a lo largo de unos 50 metros lineales.
Revalorización ambiental	4	En relación al estado preoperacional muy alta pero si comparamos con lugares de referencia es baja
Revalorización social	5	Asistencia de gente ha aumentado notablemente. Restauración de carácter participativo
Recuperación de especies autóctonas de ribera	3	Además de las especies autóctonas se han plantado pies de especies alóctonas, especialmente en las reposiciones de marras no planificadas en el proyecto
Recuperación de variedades huertanas amenazadas	1	Aparte del vallado de fincas no se observa sobre el terreno ninguna medida directa

Figura 1: Tramos del Río Segura a su paso por Abarán donde se han efectuado las restauraciones de ribera. EC(I): El Caño primera fase, EC(II): El Caño segunda fase, J: El Jarral (Fuente: Robledano et al., 2007).



## ANEXO: Hoja de muestreo utilizada

TRAMO:	MARGEN DE LA ACTUACIÓN:										
LOCALIDAD:											
PROYECTO:											
FECHA DE REALIZACIÓN PROYECTO:	FECHA DE MUESTREO:										
<b>INDICADORES ECOLÓGICOS</b>											
Conect. Longitudinal (Existencia infraestructuras hidráulicas)	azud		presas		acequias		otros				
Conectividad lateral: Anchura espacio ripario (m)											
Desnivel entre el agua y las orillas (m)											
Escolleras: SI NO Altura (m):	<1		1-2		> 2						
Longitud (m):											
Conectividad vertical (Permeabilidad del sustrato):	%hormigón	%roca	%Cantos	%gravas	%Arenas	%Limos y arcillas					
Diversidad de hábitats Tipos:	Rápidos de Flujo Laminar			Rápidos de flujo Turbulento			Pozas	Charcas laterales			
Tanto por ciento de ocupación de cada uno											
Principales impactos observables	Vertidos	Basuras	Quemas	Ganado	Desviación de caudales		Ocupación por otros usos				
<b>Especies vegetales ribereñas</b>											
<b>Especies plantadas</b>											
Especie											
Nº/superv de cada una											
Riego: SI NO	Goteo	A manta	cubo	aspersión							
Distribución	1	2	3	4							
1 Regular Intercalada 2 Regular misma sp. 3 Irregular grupos misma sp. 4 Irregular intercalada											
Pies de crecimiento natural de las sp plantadas: especies											
número de cada una											
<b>Otras especies (no plantadas)</b>											
Herbáceas (nombre, género o familia)											
Arbustivas (nombre, género o familia)											
Arbóreas (nombre, género o familia)											
Cobertura vegetal total (plantadas y no plantadas)	>75%	75-50%		50-25%			<25%				
Arbórea	>75%	75-50%		50-25%			<25%				
Arbustiva	>75%	75-50%		50-25%			<25%				
Herbácea	>75%	75-50%		50-25%			<25%				
<b>Fauna</b>											
Observación de Aves											
Restos de mamíferos											
Otros											
<b>INDICADORES RECREATIVOS</b>											
Nº Visitantes o usuario/día											
Actividades educación o concienciación ambiental											
Act recreativas realizables	pasear	correr	bicicleta	baño	piragüismo	pesca	observación flora y fauna				
<b>Infraestructuras recreativas</b>											
Paseo fluvial: SI NO	asfaltado	arena	grava	plat. de madera	shurry	piedra encajada		otras			
Estado de accesos al cauce	Solo a pie		Minusvalidos		vehículo ligero		automovil				
Aparcamientos: SI NO	Nº										
Existencia de chiringuitos o comercios: SI NO	Nº										
Presencia de mobiliario rustico	Bancos	mesas	barandillas	columpios	Vallas	Vallas cinéticas					
Material de cada uno de los elementos											
Agua potable/fuentes: SI NO	Observaciones:										
Alumbrado público: SI NO	Orientación hacia el cielo					Orientación hacia el suelo					
Señalización: SI NO	Indicativa					Explicativa- informativa					
Sonidos: permanentes esporádicos	Agradable			Indiferente		Desagradable					
Olores	Agradable			Indiferente		Desagradable					
Paisaje	Natural					Ajardinado					
Valor estético	Muy Alto	Alto	Medio	Bajo	Muy Bajo						
<b>INDICADORES SOCIO-ECONÓMICOS</b>											
Función como prevención de Avenidas: SI NO	Observaciones:										
Mantenimiento: SI NO	Reposición de marras		Riego	Podas	Plaguicidas	Herbicidas	Limpieza				
Periodicidad de cada una de las acciones											
Aceptación proyecto por la ciudadanía	SI			NO			Indiferencia				
Participación social	Alta			Baja			Nula				

## El observatorio de la sostenibilidad en la Región de Murcia (OSERM): Finalidad y líneas de trabajo

CARREÑO FRUCTUOSO, M.F.; MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, J.; MIÑANO MARTÍNEZ, J.; SUÁREZ ALONSO, M.L.; ROBLDANO AYMERICH, F.; VIDAL-ABARCA GUTIERREZ, M.R. y ESTEVE SELMA, M.A.

*Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia*

*Correo electrónico: [mariafra@um.es](mailto:mariafra@um.es)*

*Facultad de Biología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100, Murcia*

### Resumen

La sostenibilidad, en la actualidad constituye una referencia imprescindible para muy diversos agentes e instituciones, tanto a escala local como internacional. El interés creciente por impulsar la sostenibilidad en todos los ámbitos sectoriales y territoriales, incluido el regional, deriva en la iniciativa de creación y puesta en marcha del Observatorio de la Sostenibilidad en la Región de Murcia (OSERM). Éste nace en octubre de 2007, fruto de un Convenio de colaboración entre el MARM y la UMU para realizar un seguimiento de la sostenibilidad en la Región de Murcia.

**Palabras Clave:** OSERM, OSE, observatorio, sostenibilidad

### Abstract

The concept of sustainability constitutes an essential reference for many different institutions. Within the growing concern for fostering sustainability at all levels, including regional, there is the initiative to create and launch the Observatory for the Sustainability in Murcia Region (OSERM). This project born in October 2007, the result of a collaboration between the MARM and the UMU for monitoring sustainability in the region of Murcia.

**Key words:** OSERM, OSE, observatory, sustainability

### 1. Introducción

Desde su nacimiento hace varias décadas, el concepto de sostenibilidad viene recibiendo una atención especial, para constituir en la actualidad una referencia imprescindible desde el ámbito internacional (Adams, 2001) hasta el local para muy diversos agentes e instituciones.

La evaluación integrada de la sostenibilidad y la calidad ambiental es un campo de investigación relativamente reciente y cuyo marco teórico y metodológico está actualmente en fase de desarrollo (De Marchi *et al.* 2000; Brindmead, 2005). Las múltiples y complejas dimensiones de este concepto, en el que se reconocen aspectos e implicaciones ambientales, económicas, sociales e institucionales en estrecha conexión, constituyen un enorme desafío tanto teórico como práctico.

En los últimos años la atención se ha centrado en la búsqueda de herramientas que doten de operatividad al concepto de sostenibilidad. Uno de los campos fundamentales en los que se están proponiendo avances metodológicos es el de la definición y aplicación de indicadores de sostenibilidad (Spangenberg, 2002). Estos indicadores pueden ayudar a elaborar diagnósticos y a analizar el estado de la cuestión, tendencias, y escenarios posibles tanto de forma global como sectorial, señalando los retos pendientes e identificando y promoviendo buenas prácticas para avanzar hacia una mayor sostenibilidad.

En España la aplicación de indicadores de sostenibilidad ha recibido un gran impulso a partir del trabajo del Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE) y sus informes anuales, partiendo de los enfoques metodológicos de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2005) y Eurostat. Es necesario, no obstante, desarrollar indicadores a escala regional, que respondan a las singularidades, oportunidades y retos de un territorio dado.

La Región de Murcia constituye un territorio en el que resulta especialmente necesario el estudio y aplicación de indicadores de sostenibilidad y un análisis pormenorizado de los mismos. Esta necesidad deriva, entre otros factores de

su localización como región costera mediterránea, y por su vulnerabilidad en recursos clave como el agua, especialmente teniendo en cuenta las previsiones para este territorio respecto al cambio climático.

Todos estos elementos constituyen potenciales factores de amenaza para la conservación de la biodiversidad, el uso racional de los recursos y la sostenibilidad general de la Región de Murcia, por lo que se requiere aplicar y realizar un seguimiento de distintos indicadores de sostenibilidad que permitan evaluar la situación y anticiparse a los posibles riesgos y amenazas derivados de un crecimiento insostenible y un uso inadecuado de los recursos más escasos, como son el agua o el espacio litoral.

En este sentido es necesario desarrollar una batería de indicadores específicos para la Región de Murcia y con vocación de continuidad, en el seno de una entidad como el Observatorio de la Sostenibilidad en la Región de Murcia (OSERM), que permitirá un seguimiento de la sostenibilidad a lo largo del tiempo, al servicio de gestores, agentes implicados y ciudadanos en general.

## **2. Misión y líneas de trabajo del OSERM**

El Observatorio de la Sostenibilidad en la Región de Murcia (OSERM) nace en octubre de 2007, fruto de un convenio de colaboración entre la Universidad de Murcia y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, para realizar un seguimiento de la sostenibilidad en la Región de Murcia en sus distintas dimensiones, social, económica y ambiental, en la línea del trabajo que vienen realizando el Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE) y los observatorios temáticos y regionales de la sostenibilidad. El OSERM se ubica en el seno de la Universidad de Murcia, dentro del Instituto Universitario del Agua y el Medio Ambiente (INUAMA). El OSERM forma parte de la Red de Observatorios Regionales y Locales existentes en España, impulsada por el OSE.

La misión fundamental del OSERM se centra en la investigación, seguimiento y divulgación de los avances y retos para la sostenibilidad en la Región de Murcia en sus dimensiones ambiental, social, económica e institucional a través de la elaboración y aplicación de un conjunto de indicadores de sostenibilidad. La vocación universitaria del OSERM, que acompaña también a la mayoría de observatorios de sostenibilidad, responde a la necesidad de dotar a tales observatorios de los máximos niveles de rigor, independencia, innovación, capacidad científico-técnica y apertura a los intereses generales de toda la sociedad. Junto a ello, esta vocación universitaria se traduce también en el objetivo de compaginar las tareas investigadoras y el avance en el análisis de la sostenibilidad con las actividades de seguimiento y divulgación.

Las principales líneas de investigación y trabajo del OSERM son las siguientes:

1. La aplicación y evaluación integrada de indicadores
2. La investigación en el ámbito de la sostenibilidad del agua y sus usos
3. La investigación en el ámbito de la dimensión territorial de la sostenibilidad
4. La elaboración de modelos de simulación dinámica y exploración de escenarios para un diagnóstico integrado de la sostenibilidad en la Región de Murcia
5. El desarrollo de un SIG y una Base de Datos específicos para el manejo de la información de la información relevante y la elaboración de indicadores, incluyendo la información georreferenciada y la aplicación de indicadores a distintas escalas espaciales
6. La elaboración de informes y diagnósticos periódicos sobre el estado actual, tendencias, escenarios y prospectiva en materia de sostenibilidad
7. La coordinación horizontal y colaboración con el OSE, la Red de Observatorios Regionales y Locales y otras entidades comprometidas con el impulso de la sostenibilidad en sus diferentes ámbitos y niveles
8. El impulso de la sostenibilidad a nivel internacional

El OSERM elabora y mantenimiento una página web (<http://www.um.es/oserm>), con información de actualización periódica acerca de la sostenibilidad, los indicadores de sostenibilidad en la Región de Murcia y los avances y aportaciones de mayor interés en éste ámbito.

### 3. Algunos resultados

Se presentan algunos resultados en el ámbito de la sostenibilidad del agua y sus usos, publicados en el informe: Agua y Sostenibilidad: funcionalidad de las cuencas (OSE, 2008), del que el OSERM es coautor. Puede consultarse el resto de resultados así como el informe completo en la web del OSERM.

Un uso sostenible del agua requiere mantener su multifuncionalidad. Realizar una evaluación acerca de esta funcionalidad múltiple del agua a escala de cuenca constituye un reto por diferentes cuestiones. Por un lado, la información requerida no suele estar disponible a escala de cuenca, puesto que muchos datos de origen suelen generarse para otros ámbitos territoriales, como el municipal o el de comunidad autónoma, como es el caso de los datos socioeconómicos. Por otro lado son muchos los temas implicados y éstos han de analizarse de forma integrada para obtener una visión lo más real y global posible, puesto que la suma de las partes no abarca las propiedades emergentes del sistema. Finalmente, es necesario detectar las cuestiones clave, identificar la información y datos relevantes para la misma y aplicar los indicadores pertinentes, evitando que la proliferación de datos enmascare la visión del conjunto y permita un análisis comprensivo pero sintético acerca del estado general de la sostenibilidad y funcionalidad del agua a nivel de la cuenca.

En este informe se ha propuesto un enfoque metodológico que se organiza a través de la identificación de una serie de preguntas clave, partiendo de la base de que un uso sostenible del agua a escala de cuenca es aquél que mantiene la multifuncionalidad del agua. Saber si existe un uso sostenible del agua y que mantiene sus diversas funciones en la cuenca requiere contestar las siguientes preguntas:

1. La derivación de agua para usos humanos ¿se hace en una cuantía razonable? ¿Cuánta agua gastamos y ello que representa? Este diagnóstico, ¿mejora o empeora a lo largo del tiempo?
2. ¿Se hallan los usos del agua razonablemente integrados en el ciclo hidrológico natural?
3. ¿Se mantienen las principales funciones ambientales del agua (mantenimiento de paisajes, espacios naturales, biodiversidad)?
4. ¿Realizamos una gestión eficiente de los recursos y de las infraestructuras hidráulicas?
5. ¿Aplicamos una gestión adaptativa de los recursos hídricos y teniendo en cuenta el cambio climático?
6. ¿Fortalecemos las instituciones para una gestión más sostenible del agua?

A continuación se presentan algunos de los indicadores aplicado a la Cuenca del Segura.

*Índice de Consumo* llega a alcanzar un valor superior al 200%, es un indicador de la proporción de agua captada para usos consuntivos.

*Proporción de masas de agua subterránea con extracciones superiores a las recargas*, se eleva al 46% (CHS, 2007a).

*Flujos de aguas por cauces naturales y por canalizaciones artificiales* (figura 1), en la Cuenca del Segura los dos sistemas de canales artificiales (MCT y post-Trasvase) equivalen al 53% de la longitud total de las masas de agua tipo río delimitadas en aplicación de la Directiva Marco de Agua.

*Proporción de regadío ubicado fuera de fluvisoles*, indica la capacidad de acogida del regadío. En la cuenca el 75% del regadío total está fuera de áreas con fluvisol dominante (figura 2), la desubicación ecológica de los regadíos se ha traducido en un doble proceso: por un lado, el incremento de flujos de agua más dulce en ecosistemas hipersalinos de alto valor científico (Suárez et al., 1996; Varios Autores, 2001), que ha conllevado a una banalización de estos singulares sistemas (Carreño et al., 2008), y por otro lado, a la salinización de las aguas y suelos por el riego de depósitos margosos y saladares y por el uso directo de aguas muy mineralizadas.

El índice *QBR* aplicado en la cuenca (INITEC, 2006), muestra que se mantiene una calidad adecuada en las cabeceras y tramos altos mientras que las riberas de tramos bajos presentan una calidad muy deficiente (Figura 3).

*Gestión de acuíferos sobreexplotados*, (figura 4) el 46% de las masas de agua subterránea de la Demarcación del Segura presenta unas extracciones que superan las surgencias en régimen natural (CHS, 2007a).

Los diferentes indicadores aplicados revelan la profunda insostenibilidad del modelo de gestión del agua y sus usos en la cuenca del Segura, la cual está afectando de forma muy significativa a su funcionalidad a escala de cuenca. Esta grave insostenibilidad deriva de la desproporcionada derivación de agua para las actividades socioeconómicas desde los

sistemas naturales, la mayor de todas las cuencas europeas, tanto en aguas superficiales como subterráneas, de la elevada presión sobre los caudales circulantes y otros factores que inciden en el estado ecológico y de la creciente desconexión entre los usos del agua y el ciclo hidrológico natural debido a la creciente reubicación de los flujos a través de conducciones artificiales, la reutilización directa de las aguas depuradas y la relocalización del regadío fuera de los fluviosoles,

El ejercicio ha mostrado el interés de evaluar de forma sintética e integrada la sostenibilidad del agua a través de un conjunto de indicadores como los mostrados, si bien es necesario profundizar en algunos aspectos en los que la información disponible es todavía muy incompleta. El análisis ha evidenciado un gran desequilibrio en relación con la información cuantitativa disponible entre los distintos aspectos y la existencia de importantes lagunas de información, especialmente en relación con datos actualizados de extracciones totales de agua subterránea, caudales de fuentes y manantiales, la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales, el gasto público en vigilancia y conservación del Dominio Público Hidráulico o indicadores de participación pública en relación con el agua, por citar algunos ejemplos. El trabajo posterior se centrará en la maduración de algunos de los indicadores utilizados y en la inclusión de nuevos indicadores, especialmente en relación con el fortalecimiento institucional para una gestión más sostenible del agua.

#### 4. Conclusiones

Una gestión sostenible requiere conocer bien la situación actual de la que se parte, así como las tendencias de cambio de forma objetiva, cuantificada, con instrumentos de aplicación sencilla y que permitan tanto la comparación entre distintos ámbitos territoriales como el seguimiento en el tiempo, de forma que se aporte información relevante para la toma de decisiones a políticos, gestores, sectores implicados y opinión pública en general. Son muchos los aspectos implicados en la sostenibilidad, incluyendo el uso y flujo de recursos, la ecoeficiencia de los distintos sectores, el cambio climático, la biodiversidad, el flujo de residuos, la gestión y calidad de las aguas, las emisiones de contaminantes a la atmósfera, los indicadores relacionados con el empleo, la cohesión social y la salud y los referidos a las acciones para el cambio, como las Agendas 21, la gobernanza para la sostenibilidad y los sistemas de gestión ambiental. Por ello el interés de los Observatorios de la Sostenibilidad en general y del OSERM en particular, cuya misión fundamental se centra en la investigación, seguimiento y divulgación de los avances y retos para la sostenibilidad en la Región de Murcia a través de la elaboración y aplicación de indicadores de sostenibilidad actualizados anualmente.

#### 5. Bibliografía

- ADAMS, W.M., (2001). Green Development. *Environment and sustainability in the Third World*. Routledge, London.
- BRINSMEAD, T.S. (2005). Integrated Sustainability Assessment: Identifying Methodological Options. Informe presentado al Joint Academies *Committee on Sustainability of the National Academies Forum*, Australia. <<http://www.naf-forum.org.au/papers/Methodology-Brinsmead.pdf>>
- CARREÑO, M.F., ESTEVE, M.A., MARTÍNEZ, J., PALAZÓN, J.A., PARDO, M.T., (2008). “Dynamics of coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 3: 475-483.
- CHS. (2007)a. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura, Julio de 2007, *Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Medio Ambiente*.
- CHS. (2007)b. Plan Especial ante Situaciones de Alerta y Eventual Sequía de la Cuenca del Segura (PES), *Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Medio Ambiente*.
- DE MARCHI, B., FUNTOWICZ, S., LO CASCIO, S., MUNDA, G., (2000). “Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily”. *Ecological Economics*, 34, 2: 267-282.
- INITEC. (2006). Establecimiento de la red provisional de estaciones de referencia en ríos y embalses en aplicación de la Directiva Marco de Aguas en la Cuenca del Segura. Documento de Síntesis, *Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General del Agua*, Noviembre 2006.
- OSE. (2008). Agua y Sostenibilidad: funcionalidad de las cuencas. *Observatorio de las Sostenibilidad en España*, Madrid
- SPANGENBERG, J.H., (2002). “Institutional sustainability indicators: an analysis of the Institutions in Agenda 21 and a draft set of indicators for monitoring their effectivity”. *Sustainable Development*, 10, 1: 103-115.
- SUÁREZ, M.L., VIDAL-ABARCA, M.R., CALVO, J.F., PALAZÓN, J.A., ESTEVE, M.A., GÓMEZ, R., GIMÉNEZ, A., PUJOL, J.A., SÁNCHEZ, J.A., PARDO, M., CONTRERAS, J., RAMÍREZ, L., (1996). “Zone Humide d’Ajauque-Rambla Salada, Espagne”. *Management of Mediterranean Wetlands*, 3, 1:39-55.
- VARIOS AUTORES. (2001). Las Ramblas de la Región de Murcia. Caracterización preliminar, *Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua & Fundación Universidad-Empresa*, Murcia.

## Figuras



La figura 1: Masas de agua tipo río delimitadas en aplicación de la DMA y canalizaciones artificiales de los sistemas Mancomunidad de Canales del Taibilla y conducciones del Post-trasvase Tajo-Segura. Fuente: Elaboración propia.

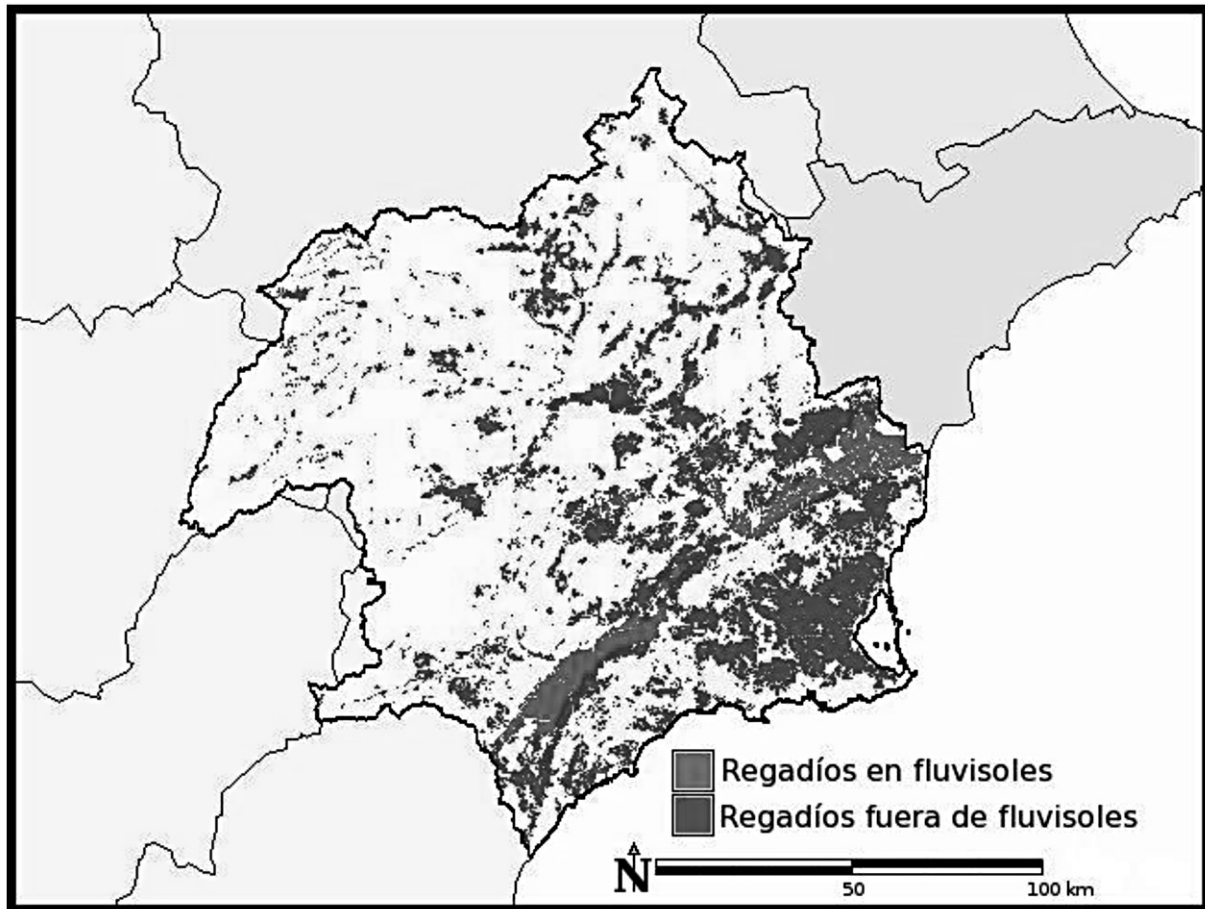


Figura 2. Regadíos situados dentro y fuera de fluvisoles. Fuente: Elaboración propia utilizando datos del Corine Land Cover 2000, el Mapa Europeo de Suelos de la Agencia Europea de Medio Ambiente y el Mapa de Suelos de la Región de Murcia.

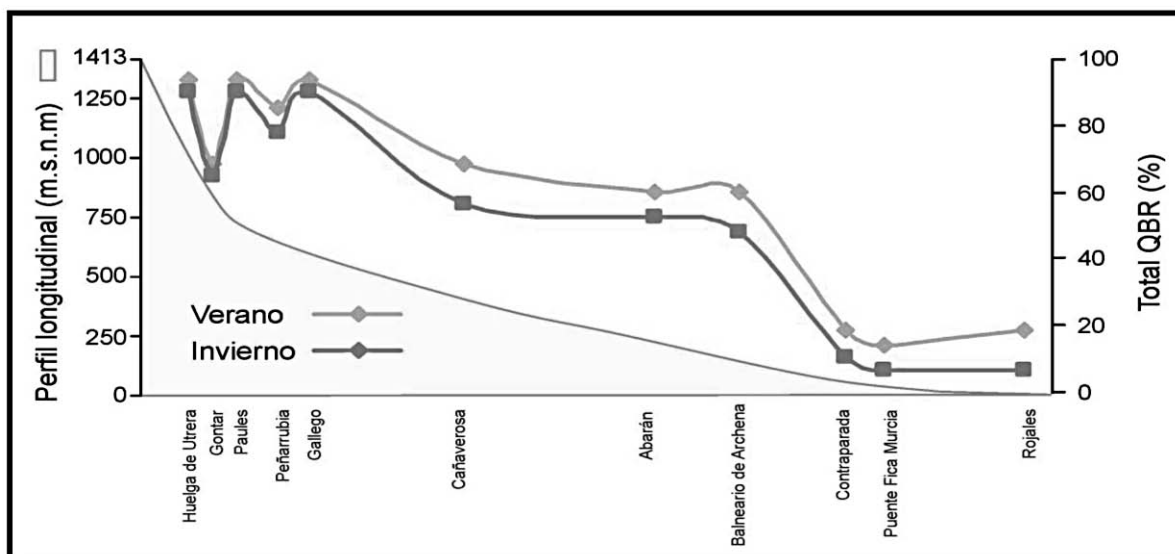


Figura 3. Índice QBR a lo largo de las estaciones situadas en el río Segura en invierno y en verano. Se muestra el perfil longitudinal del río y los nombres de las estaciones. Fuente: INITEC (2006) y elaboración propia

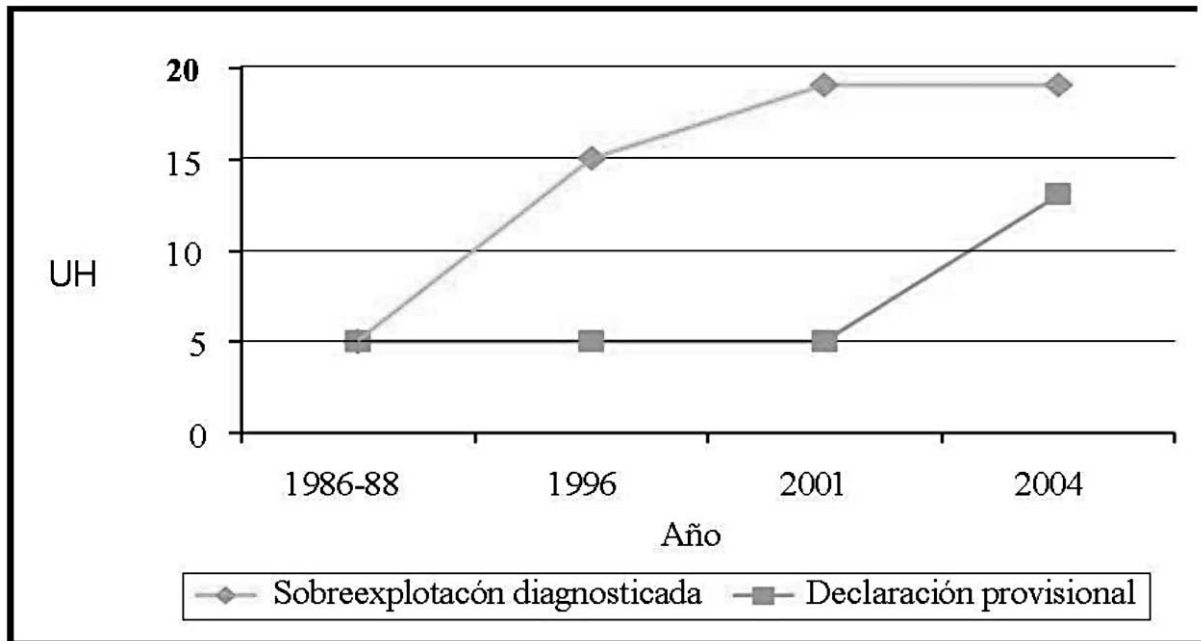


Figura 4. Evolución entre 1986 y 2004 del número de unidades hidrogeológicas (UH) diagnosticadas con sobreexplotación y el número de las que tenían una declaración oficial provisional de sobreexplotación en la Demarcación del Segura. Fuente: CHS (2007b) y elaboración propia.



## La gestión de montes y la Red Natura 2000

CARREÑO SANDOVAL, F. y ALCANDA VERGARA, J.  
Asociación de propietarios forestales de Murcia (PROFOMUR)  
Correo electrónico: fcarre@um.es - jalcandav@telefonica.net

### Resumen

Los objetivos del presente Documento son los de guiar la adecuada gestión forestal teniendo en cuenta la implantación de la RN2000, a cuantos profesionales relacionados con la gestión del monte pudiera interesar, anticipando las incidencias y repercusiones que dicha implantación puede tener en los ámbitos técnico y jurídico de la gestión forestal.

Además, este Documento quiere representar la declaración de PROFOMUR sobre la realidad de las repercusiones que pueden producirse en la gestión de montes derivadas de un aumento de la protección legal de terrenos forestales, y por ende la intensificación de las medidas de conservación sobre montes públicos y privados.

**Palabras claves:** *Red Natura 2000, gestión montes privados: ámbito jurídico y técnico*

### Abstract

The objectives of this document are appropriate for guiding forest management taking into account the implementation of RN2000, a handful of professionals involved with the management of the mountain might involve, anticipating the impact and repercussions that such implementation may be in technical and legal of forest management.

In addition, we would represent the PROFOMUR statement on the reality of the repercussions that may occur in the management of forests resulting from an increase in legal protection of forest land, and hence the intensification of conservation measures on public and mountains private

**Key words:** Natura 2000 network, managing private forestry: legal and technical

### 1. Introducción

El presente documento es un resumen del presentado en el IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. El trabajo original incorpora una parte introductoria que tiene la función de exposición de motivos para argumentar las propuestas que aquí presentamos y que su inclusión desbordaría las normas de publicación de trabajos para la publicación en las actas del Congreso. En cualquier caso es conveniente indicar que los tres epígrafes omitidos hacen referencia a:

- a) Antecedentes recientes de gestión técnica de conservación en Espacios Naturales Protegidos españoles sobre terrenos forestales respecto a las aplicaciones y conocimientos técnicos sobre flora y fauna.
- b) Sobre la base Técnica de la RN2000 y
- c) El componente Forestal de la Red Natura 2000.

### 2. Antecedentes

Para dar cumplimiento a las obligaciones internacionales adquiridas por la Unión Europea en materia de conservación de la biodiversidad, en el marco del Convenio de Diversidad Biológica (CDB), celebrado en 1992, en la Cumbre de Río de Janeiro, se cuenta con dos Directivas del Consejo de las Comunidades Europeas: la Directiva Hábitat 92/43/CEE (relativa a la conservación de hábitat naturales y especies vegetales y animales) y la Directiva Aves 79/409/CEE (relativa a la conservación de las aves silvestres).

En el Estado Español, se cumple con estas directivas a través de la Ley 4/1989 y modificados (de conservación de la flora y fauna silvestres y de los espacios naturales protegidos), y el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestres, modificado por el Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio; además se da cumplimiento a la

“Directiva Aves” con las diferentes disposiciones que han llevado a la declaración de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) a lo largo del territorio español.

Como consecuencia del desarrollo de esta normativa el Estado Español propuso un conjunto de Lugares de Interés Comunitario (L.I.C.) que pueden convertirse en las Zonas de Especial Conservación (Z.E.C.), de acuerdo con la “Directiva Hábitat”, que unidas a los terrenos incluidos en las Z.E.P.A., se construye un conjunto de terrenos encaminados a la conservación de la biodiversidad, constituyendo todos ellos lo que se denomina Red Natura 2000, pudiendo coexistir en el territorio ambas figuras de protección (ZEC y ZEPA).

Ante la protección legal de los terrenos afectados por la Red Natura, y el contenido específico de protección que la normativa acompañante podrá aplicarse en esta RN2000, es importante que los foros profesionales del ámbito forestal analicen las repercusiones que se generarán en la práctica habitual de la gestión de montes, de manera que se puedan establecer cuantas medidas preventivas de carácter general se crea necesarias para adaptar recíprocamente la gestión forestal y las prácticas de conservación de la biodiversidad derivadas de la implantación de la RN2000.

Coherente con todo ello, la Asociación de Propietarios Forestales de la Región de Murcia, a través de su cuerpo técnico y asesores, ha intentado realizar un análisis de las repercusiones sobre la gestión forestal ocasionadas por el aumento territorial de la protección legal de terrenos a través de la Red Natura 2000.

### **3. Debilidades y Amenazas de la implantación de la RN2000.**

En los apartados anteriores, hemos dado cuenta de las graves dificultades y problemas con que cuenta la praxis en materia de conservación de la biodiversidad desde todos los puntos de vista básicos, y la inmadurez que ofrecen las técnicas en esta materia, no solo por la falta de normalización específica (normas e instrucciones técnicas para la conservación a escala 1:1) sino por la falta de base empírica tras cuatro lustros de intentos en esta materia, sin duda difícil de concretar.

#### **3.1 Debilidades intrínsecas derivadas de los conceptos y principios establecidos por la Directiva.**

Respecto a las debilidades que enuncia el título del presente apartado se relatan a continuación las siguientes:

- La debilidad básica de la RN2000 es que su construcción obedece a principios políticos y estratégicos en materia de conservación de la biodiversidad elaborados a finales de los años 80 del siglo pasado, y cuya vigencia actual muy pocos técnicos y científicos estarían dispuestos a defender incondicionalmente.
- La gestión en materia de conservación de las poblaciones de especies de flora protegida de la RN2000 no cuenta con el aval técnico de una reglamentación específica/particular a escala 1:1 que se encuentre organizada y normalizada. Ídem para las poblaciones de fauna protegida.
- Como resultado de la ausencia de normativa técnica específica (a escala 1:1) en materia de flora y fauna protegida, la gestión aplicada tendrá que ser la de una Administración fundamentalmente punitiva (que sanciona a discreción), sin base empírica, que queda a criterio del Técnico de la Administración Competente, y sin que la actuación de éste esté sujeta a reglamentación o normalización técnica específica alguna.
- Los principios y contenidos básicos de la RN2000 promueven una Administración Investigadora como elemento esencial de la gestión pretendida en la Red.
- Las aplicaciones técnicas en materia de conservación de especies protegidas se espera que procedan de otros ámbitos de las técnicas agropecuarias y forestales, mediante la adaptación de éstas.
- Tampoco cuenta con las suficientes normas técnicas para el manejo de poblaciones de especies protegidas en función de la distribución de la edad y de la distribución de sexos de los individuos que conforman la población, de la distribución de la densidad, la sinecia...etc. De esta forma, nunca se podrán elaborar las técnicas o las condiciones técnicas (de edad, de sexos, de densidad,...etc.) que puedan avalar la regeneración y/o persistencia estable de tales poblaciones.
- Los futuros planes de gestión de los hábitat de la Red no cuentan con el conjunto de instrucciones técnicas sobre ordenación de los recursos naturales contenidos en el hábitat, para que ordenen realmente esos recursos naturales, y no existe el precepto que contenga la condición necesaria que, para determinar actuaciones y prohibiciones sobre un recurso natural renovable, este recurso se encuentre ordenado respecto a aquellas instrucciones o normas técnicas de ordenación.

- Se intenta proponer como eje de la gestión del territorio afectado por la RN2000 una herramienta científica.
- La zonificación propuesta por la RN2000 española, que conlleva la declaración de figuras jurídicas de protección territorial, se ha realizado al margen totalmente de la propiedad y de la distribución de los terrenos según el régimen de tenencia, lo que deja sin la principal base técnico-jurídica a considerar en la estrategia de conservación de la biodiversidad de la RN2000, haciendo materialmente imposible la gestión técnica en el territorio, por desconocimiento de las posibilidades de gestión real de los objetos de protección/conservación.
- Falta de realidad de las formaciones vegetales existentes con el “hábitat natural” definido por la Directiva “Hábitat”.
- Una debilidad que mina la credibilidad técnica y científica es que no concuerden los límites de “hábitat naturales” de Comunidades Autónomas vecinas.
- Las definiciones básicas y fundamentales que la Directiva Hábitat (y los documentos complementarios) da de los conceptos y procedimientos a considerar en la implantación y gestión de los espacios incluidos en la RN2000 son confusos y dan lugar a múltiples interpretaciones.
- La gran debilidad de los responsables de definir e implantar la RN2000 es que no son conscientes de la necesidad de elaborar primero la técnica de conservación reglamentada y normalizada y luego proponer una Red Natura acorde con esa técnica disponible. Para que un naufrago se salve es necesario primero que tenga consciencia de que se ésta ahogando en medio del mar; a partir de ahí, toda mejora es posible incluso arribar a una playa segura.
- La falta de presupuestos para los 13 millones de hectáreas que integran la Red Natura es una debilidad insalvable y una fuente de otras muchas debilidades y amenazas. La propia extensión de la red de espacios naturales que conforman la RN2000 es una debilidad congénita, y un indicador de la irracionalidad con que se ha intentado percibir la realidad de los campos y de los montes españoles.

La relación de debilidades no es exclusiva pero sí determinante para imposibilitar los intentos de llevar a buen puerto la conservación de la biodiversidad pretendida.

### **3.2 Amenazas latentes en la implantación de la RN2000. Repercusiones sobre la gestión de montes.**

Se muestra una relación de amenazas que apuntan directamente al éxito de la implantación de la RN2000 (y por ello, a la conservación de la biodiversidad) y las repercusiones limitantes a la gestión de montes tradicionales.

- Fomenta claramente la institucionalización de la no actuación y la no gestión como herramienta fundamental de las administraciones de conservación de espacios y especies en terrenos agrarios, condensada en prohibiciones que afectan a innumerables usos.
- La no gestión generalizada que fomentará en el territorio irá reduciendo progresivamente los ecotonos y los efectos borde de los ecosistemas afectados, homogeneizando el nutrido conjunto de teselas que forman nuestro “rompecabezas” mediterráneo, que por eso es diverso, y por esa razón se defiende bien de los grandes incendios.
- La paulatina homogeneización de nuestro rompecabezas mediterráneo irá extendiendo estructuras en el paisaje menos diversas y que “saben” peor defenderse del incendio devastador.
- Al error de intentar fundamentar las prácticas de conservación de la biodiversidad en la RN2000 con una teoría científica (ciencia directamente sobre el territorio), se le suma que el rigor de dicha teoría es más que discutible, lo que pone a los pies de los caballos cualquier intento de gestión real para la conservación de hábitat naturales y de especies vegetales y animales en la zonificación de los LIC propuestos en España.
- La indeterminación de los conceptos básicos definidos por la Directiva “Hábitat” (hábitat, natural, seminatural...) implica la imposibilidad de aplicar una técnica precisa debido a la inseguridad de la “cosa cierta” objeto de actuación, incluida la imposibilidad de aclarar las repercusiones sobre los derechos dominicales afectados tanto del suelo como del vuelo de algo no definido técnicamente y, por ende, vacío de contenido jurídico cierto. Esto último, que no se suele tener en cuenta, es de capital importancia para poder engranar cualquier técnica en la estructura social correspondiente.
- La mayoría de conceptos y procedimientos que propone la RN2000 y sus Orientaciones adolecen de las mismas imprecisiones y sientan las bases para futuros equívocos, malas interpretaciones y sobre todo aseguran la imposibilidad material de poder convertir tal repertorio en una técnica de conservación de la biodiversidad.

- Someter la propiedad privada de un terreno forestal a las mismas restricciones dominicales que si fuera de propiedad pública bajo las figuras de protección de la RN2000 (que dejarán sentir la intervención del Estado con determinantes conculcaciones sobre el dominio de los montes privados) es consagrar una expoliación del derecho de propiedad. Las tensiones en el medio agrario están servidas.
- La definición y la elaboración de la Red Natura 2000 prescindió del sector forestal, lo que supone una amenaza evidente ante la condición jurídica de la mayoría de los terrenos donde se han delimitado la red de espacios que constituyen la RN2000, que no es otra que la condición de ser terrenos forestales.
- Una amenaza muy a tener en cuenta es la derivada de los celos en el medio agrario provocados por la forma de enterarse que han tenido los propietarios privados de que sus tierras están dentro de una red de espacios protegidos: sin audiencia ni consulta. Se han enterado mediante una *rumorología* creciente que ha venido a confirmarse después de la consulta administrativa a iniciativa del propietario privado y éste comunicándoselo a sus vecinos afectados. Realmente es una falta de respeto y consideración que traerá muchísimos problemas, si no los está causando ya.
- Una amenaza especialmente grave es la intensificación de prohibir la apertura de nuevas pistas forestales, debido al conjunto de normativas ambientales que se amplificarán (en realidad, ya lo han hecho) dentro de la RN2000 española, cuando las pistas constituyen la única vía de fomentar la gestión de los montes y que ésta sea posible en unas condiciones económicas aceptables por la propiedad, amén de ser la infraestructura que mejor defiende a los montes de los incendios y salva vidas en las tareas de extinción. La mayoría de las pistas forestales que se quieren abrir dentro de la Red Natura están sometidas a E.I.A., cuyo procedimiento supondría un coste mayor que la ejecución misma de la pista propuesta, y su periodo de ejecución con la EIA se alargaría más del 5.800 por cien respecto al periodo de ejecución de una pista forestal normal.
- El procedimiento de E.I.A para controlar los programas e iniciativas de trabajo de carácter agropecuario o forestal que promueve la RN2000 dentro de sus dominios es un obstáculo insalvable para el desarrollo de las actividades agrarias de por sí mermadas en su rentabilidad. Ahondará más el éxodo rural de los posibles “empresarios”, esos que fijan y fomentan la actividad laboral.

#### 4. Consejo práctico sobre la gestión de los montes españoles

Se ha de ser realista y conocedor de los medios económicos con los cuenta el monte (con el 67% de los montes de naturaleza privada): ¿Qué se puede hacer con los medios e infraestructuras con las que contamos?

En la inmensa mayoría de los casos, la gestión de nuestros montes (arbolados o no) solo puede pensar en invertir el escasísimo presupuesto disponible en “algo” de defensa del monte (contra incendios sobre todo), y “algo” de prácticas para la regeneración de los bosques, y si queda todavía presupuesto (excepcional, sin duda), se podrá invertir en “algo” para la mejora de la vitalidad de los montes arbolados con las técnicas largamente experimentadas, esperando que tales defensas, tales regeneraciones y tales mejoras vayan enriqueciendo la flora y fauna de los montes así gestionados.

El orden de los montes a intervenir: el de siempre: primero, los montes que conforman las cabeceras de cuenca y que mejor cumplan la misión de mejorar nuestros recursos hídricos, con función preeminente de protección hidrológico-forestal, tanto públicos como privados; después, los montes de las cabeceras de cuenca de segundo orden...

Mientras, que el fenómeno propuesto por innumerables “expertos” sobre métodos modernos para la conservación de la biodiversidad lo investigue la Administración competente que quiera y pueda, pero no en los montes privados ni en los que pertenezcan a entidades locales.

## Proyecto Life de corrección de tendidos eléctricos en Zepa (Murcia).

ALEDO OLIVARES, E.<sup>1</sup>; CERESO VALVERDE, E.<sup>1</sup>; MANSO ASENSIO, A.<sup>1</sup>; ESCARABAJAL CASTEJÓN, J.M.<sup>1</sup>; ABELLÁN SÁNCHEZ, M.D.<sup>1</sup> y CAMPOS HERNÁNDEZ, A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, C/ Catedrático Eugenio Úbeda 3, 3ª planta, C.P. 30.008, Murcia, SPAIN. <sup>2</sup>Iberdrola Distribución S. A. U. Avenida de los Pinos S/N, C.P. 30.009, Murcia, SPAIN.  
Correo electrónico: ester.cerezo@carm.es

### Resumen

La electrocución en tendidos eléctricos causa la muerte de decenas de miles de aves al año. El proyecto LIFE (2007-2010) pretende disminuir la mortalidad de aves protegidas por electrocución en 5 ZEPAs, mediante la corrección de apoyos determinados. Otras acciones son: la aprobación de una normativa electrotécnica regional, establecimiento de un convenio con Iberdrola, establecimiento de permisos-acuerdos con otros propietarios de líneas eléctricas, la evaluación de la eficacia de las correcciones, la edición de un manual para técnicos y proyectistas, celebración de cursos de formación, actividades de difusión de carácter general, un informe de divulgación final, gestión y seguimiento del proyecto, intercambio de experiencias con participantes en proyectos similares, asistencia jurídica y financiera, auditoría financiera y plan de conservación tras el proyecto.

**Palabras clave:** *electrocución, apoyos, corrección, ZEPAs, LIFE.*

### Abstract

*Electrocution causes the death of thousands of birds a year. LIFE project (2007-2020) intends decreasing the mortality of birds due to electrocution in five SPA by means of the correction of determined power poles. Other actions are: the approval of a Regional electric-technical law, establishment of an agreement with Iberdrola, establishment of agreements with other power lines owners, evaluation of effectiveness of corrections, the edition of a handbook for technicians and project firms, realization of training courses, several public awareness and spreading actions, a final dissemination report, LIFE project management and monitoring, a workshop for the exchange of experiences, legal and financial assistance, audit and a conservation plan after LIFE project ending.*

**Key words:** *electrocution, power poles, correction, SPA, LIFE.*

### 1. Antecedentes

Decenas de miles de aves mueren cada año en España debido a los tendidos eléctricos. La electrocución constituye la causa de mortalidad más importante de algunas especies amenazadas, como el águila-azor perdicera. Además, las electrocuciones provocan averías en las líneas eléctricas, disminuyendo la calidad del servicio y aumentando los gastos del mantenimiento. Estos accidentes se producen al posarse las aves en las crucetas y contactar simultáneamente dos cables, o bien, si el apoyo es conductor como los metálicos, tocando un solo cable. El proyecto LIFE aborda principalmente el problema de la electrocución, sin embargo, otro tipo de accidente frecuente que se puede producir es la colisión con los cables que encuentran las aves en su vuelo. Las especies afectadas en Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) de la Región de Murcia por electrocución son principalmente las rapaces, con el búho real (*Bubo bubo*), especie incluida en el Anexo 1 de la Directiva 79/409/CEE relativa a la Conservación de las Aves Silvestres (A.1 D. A.), acumulando el mayor número de víctimas, seguido por culebreras europeas (*Circaetus gallicus*, especie A.1 D. A.), busardos ratoneros (*Buteo buteo*), azores comunes (*Accipiter gentilis*), cernícalos vulgares (*Falco tinnunculus*), águilas perdiceras (*Aquila fasciata*, especie A.1 D. A.), águilas reales (*Aquila chrysaetos*, especie A.1 D. A.), abejeros europeos (*Pernis apivorus*, presente en paso migratorio, especie A.1 D. A.), buitres leonados (*Gyps fulvus*, especie A.1 D. A.) y mochuelos europeos (*Athene noctua*), y córvidos como grajillas (*Corvus monedula*), cornejas negras (*Corvus corone*) y cuervos (*Corvus corax*).

## 2. El Proyecto Life

La Consejería de Agricultura y Agua, es beneficiaria del Proyecto LIFE: “Corrección de Tendidos Eléctricos Peligrosos en Zonas de Especial Protección para las Aves de la Región de Murcia” a ejecutar durante 4 años, desde 2007 a 2010. El proyecto supone una inversión de 1.826.559 €, de los cuales el 50% es aportado por el Programa LIFE para el Medioambiente y la Naturaleza de la Unión Europea, el 30% por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y el 20% restante por la empresa Iberdrola Distribución S. A. U.

### 2.1 Acciones

- **Acción A1.** Aprobación de un Decreto de normativa electrotécnica para la protección de la avifauna. Aplicable a nuevas líneas eléctricas y contemplará la corrección de las existentes, además de minimizar otros impactos ambientales. Son ya siete las comunidades autónomas que cuentan con este tipo de normativa, se trata de adaptar el Real Decreto al caso de la Región de Murcia y ampliar su aplicación a toda la Región, ya que el nacional sólo se aplica en ZEPA y zonas de protección. La aprobación del Decreto se ha visto demorada y se espera se produzca en el año 2009.
- **Acción A2.** Estudio y redacción de proyectos de corrección de tendidos eléctricos. Se pretende la corrección de aproximadamente el 50% de los apoyos de líneas eléctricas de 11 a 20 kV presentes en 5 ZEPA más una banda de 500 m. de ancho alrededor. En la actualidad, se han elaborado los proyectos de corrección de líneas eléctricas de la ZEPA *ES0000173 Sierra Espuña* y la ZEPA *ES0000262 Sierras del Gigante-Pericay, Lomas del Buitre-Río Luchena y Sierra de la Torrecilla* (ZEPA Gigante). El resto de ZEPA objetivo son: *ES0000264 La Muela-Cabo Tiñoso*, *ES0000269 Monte El Valle* y *Sierras de Escalona y Altaona* (ZEPA El Valle) y *ES0000259 Sierra de Mojantes*. Los apoyos seleccionados constituyen puntos negros o puntos negros potenciales según la peligrosidad del diseño de la cruceta y la idoneidad del hábitat que ocupan.
- **Acción A3.** Establecimiento de permisos-acuerdos con titulares de líneas eléctricas, diferentes a Iberdrola, según los cuales, el proyecto financia y ejecuta las correcciones sin coste para el particular, mejorando así el servicio de suministro de forma gratuita y minimizando las electrocuciones. Las líneas eléctricas de particulares suelen dar servicio a explotaciones agrarias o ganaderas, repetidores de televisión, etc.
- **Acción A4.** Convenio de colaboración entre la Consejería e Iberdrola Distribución S.A.U. para la corrección de líneas eléctricas de su propiedad por el que Iberdrola ejecuta en un 100% y financia en un 37,64 % las correcciones.
- **Acciones C1 y C2.** Corrección de 1.031 apoyos. Las correcciones dificultan el acceso de las aves que se posen en las crucetas a las zonas en tensión, como cables, puentes, grapas, etc. Para ello, dependiendo de cada diseño, se reubican puentes flojos en puentes ecológicos, se colocan suplementos de fuste, se instalan alargaderas o se aumentan las cadenas de aisladores, se aíslan elementos, se cambian crucetas, etc. (Figura 1).

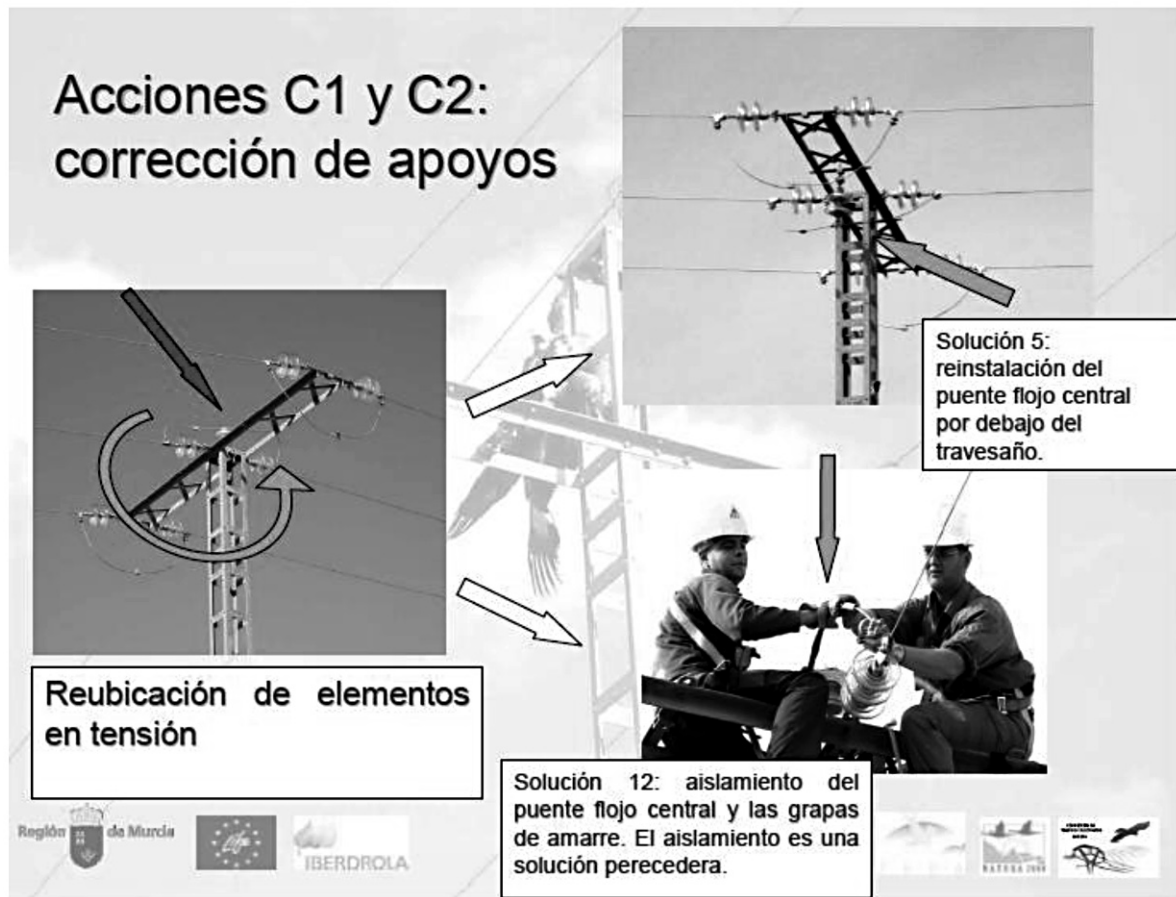


Figura 1. Ejemplos de corrección de apoyos. Se intenta limitar el acceso de las aves que se posan en la cruceta a puntos en tensión, en este caso al puente central.

- **Acción D1.** Revisión de tendidos para la evaluación de la eficacia de las medidas aplicadas. El proyecto espera disminuir entre un 85% y un 100 % la mortalidad de aves por electrocución en estas líneas. Para ello se comparan las estimas de mortalidad mínima antes y después de las correcciones (la mortalidad real se desconoce ya que no se tienen en cuenta las aves que mueren lejos del apoyo y las retiradas por perros, zorros, operarios de mantenimiento o particulares). Para ello, se recorren las líneas en búsqueda de cadáveres, y se estima una mortalidad mínima anual combinando los resultados de recorridos únicos (Mañosa 2001) y recorridos periódicos (Azkona y Fernández 1995). Se han evaluado 7 sectores de líneas eléctricas, comprendiendo 207 apoyos y 22,77 km (Tabla 1). La mortalidad mínima previa a las correcciones ha resultado de 1,49 cadáveres  $\text{km}^{-1} \text{año}^{-1}$  (o bien, 0,164 cadáveres  $\text{apoyo}^{-1} \text{año}^{-1}$ ), causando un mínimo de 34 muertes al año en el conjunto de los 7 sectores. El sector con mayor mortalidad ha sido Granja Porcina (ZEPA El Valle) con 6,08 cadáveres  $\text{km}^{-1} \text{año}^{-1}$  y los de menor mortalidad Cerca de Arriba (ZEPA El Valle) y Castillo de Lorca (ZEPA Gigante) con 0,00 cadáveres  $\text{km}^{-1} \text{año}^{-1}$ . Las aves encontradas en el conjunto de los recorridos realizados se recogen en las Tablas 1 y 2.

Sector	Apoyos	Longitud (m)	Cadáveres	C. año <sup>-1</sup>	C. km <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	C. apoyo <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>
Granja porcina (V)	25	1.974	4	12	6,08	4,80 x 10 <sup>-1</sup>
Finca Riquelme (V)	16	1.279	2	2	1,56	1,25 x 10 <sup>-1</sup>
Ginovinos (V)	46	5.804	4	4	6,89 x 10 <sup>-1</sup>	8,70 x 10 <sup>-2</sup>
Cerca de Arriba (V)	39	4.452	0	0	0,00	0,00 x 10 <sup>-1</sup>
Carretera de Puentes (G)	24	3.064	6	8	2,61	3,33 x 10 <sup>-1</sup>
Embalse de Puentes (G)	24	2.898	6	8	2,76	3,33 x 10 <sup>-1</sup>
Castillo de Lorca (G)	33	3.301	0	0	0,00	0,00 x 10 <sup>-1</sup>
<b>Total</b>	<b>207</b>	<b>22.772</b>	<b>22</b>	<b>34</b>	<b>1,49</b>	<b>1,64 x 10<sup>-1</sup></b>

Tabla 1. Sectores de líneas eléctricas en ZEPA recorridos en la Acción D1 del proyecto LIFE, apoyos y cadáveres encontrados, longitud de los sectores y estimación de la mortalidad mínima (últimas tres columnas) previamente a las correcciones de apoyos. C. = cadáveres; V = ZEPA El Valle; G = ZEPA Gigante.

Especie	Cadáveres
Águila real <i>Aquila chrysaetos</i>	3
Ave indeterminada <i>Bird</i>	1
Azor común <i>Accipiter gentilis</i>	2
Búho real <i>Bubo bubo</i>	4
Busardo ratonero <i>Buteo buteo</i>	1
Cernícalo vulgar <i>Falco tinnunculus</i>	2
Estornino negro <i>Sturnus unicolor</i>	1
Estornino pinto <i>Sturnus vulgaris</i>	1
Grajilla <i>Corvus monedula</i>	6
Rapaz mediana <i>Medium sized raptor</i>	1
<b>Total</b>	<b>22</b>

Tabla 2. Aves encontradas víctimas de electrocución durante los recorridos sistemáticos de sectores de líneas eléctricas en el marco de la Acción D1 del proyecto LIFE previamente a las correcciones de apoyos.

- **Acción E1.** Manual de medidas electrotécnicas para la protección de la avifauna. Destinado a técnicos y proyectistas de líneas aéreas de alta tensión así como a las Administraciones relacionadas que facilite la implementación del decreto regional para la protección de la avifauna.
- **Acción E2.** Realización de cursos de formación. El 13 de diciembre de 2007 se realizó el *I Curso sobre Líneas Eléctricas Aéreas y Normativa Electrotécnica para la Protección de la Avifauna*, en la Federación Regional de Empresarios del Metal, destinado a los colegios profesionales de ingenieros, instaladores eléctricos, Iberdrola y Administración en energía. Para dar respuesta a las demandas surgidas a raíz de este curso, este año se realizará el *II Curso de Líneas eléctricas y Protección de la Avifauna*, el 3 y 4 de diciembre de 2008, CEMACAM Torre-Guil, Sangonera la Verde, Murcia, destinado a biólogos, ambientólogos, empresas consultoras de medio ambiente, técnicos de las administraciones ambientales y locales.
- **Acción E3.** Actividades de difusión de carácter general: edición de folletos (acerca del proyecto LIFE y el problema de la electrocución de aves), así como una enara; colocación de 30 señales en carreteras donde crucen líneas eléctricas del proyecto (para 2009); realización de reuniones informativas/divulgativas (del proyecto LIFE y la problemática de la electrocución) y formativas (acerca de la correcta colocación de materiales aislantes 3M y Raychem), con técnicos de la administración, ONGs, empresas instaladoras eléctricas, Iberdrola, y propietarios de líneas eléctricas; construcción y actualización de un sitio web (CARM, 2008) en español y en inglés; publicación de un artículo divulgativo (Aledo y Cerezo, 2007); y divulgación del proyecto y sus avances en medios de comunicación locales, nacionales e internacionales.
- **Acción E4.** Informe de divulgación final, previsto para 2010.
- **Acción F1.** Gestión de proyecto LIFE y seguimiento técnico. Incluyendo, entre otras, numerosas reuniones entre el beneficiario y el socio, la contratación del personal y las asistencias externas, la remisión a la Comisión Europea y al equipo externo de los informes de actividad, intermedio y final.
- **Acción F2.** Intercambio de experiencias con participantes en proyectos similares. A realizar en 2010.

- **Acción F3.** Asistencia jurídica y financiera. La asistencia jurídica ha sido requerida para la elaboración del borrador de decreto electrotécnico, la Orden de Acuerdos con Propietarios y el convenio con Iberdrola. La asistencia financiera se ha precisado para toda la gestión del proyecto y la preparación de la documentación financiera para los informes para la Comisión Europea, el estado de gastos y la auditoría intermedia.
- **Acción F4.** Auditoría financiera. Se realizará una auditoría intermedia y auditoría final.
- **Acción F5.** Plan de conservación tras la finalización del Proyecto LIFE. Previsto para final de 2010.

### 3. Agradecimientos

Este proyecto ha sido cofinanciado por los fondos europeos para la conservación del medio ambiente y la naturaleza LIFE, la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia e Iberdrola Distribución S.A.U.

### 4. Bibliografía

- ALEDO, E. y CEREZO, E. (2007). "Tendidos eléctricos, una amenaza para las aves". *Murcia Enclave Ambiental* N°12, primer trimestre 2007, pp. 24-29. Murcia.
- COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA. (2008). Proyecto LIFE 06NAT/E/000214: Corrección de tendidos eléctricos peligrosos en ZEPA de la Región de Murcia. 2007-2010. <http://www.carm.es/medioambiente/articulos.html?id=10764&idNodo=1928>
- AZKONA, P y FERNÁNDEZ, C. (1995). Reducción de la mortalidad de aves debida a la aplicación de medidas correctoras en el tendido de 66 Kv de Pamplona-Sangüesa. *Servicio de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra*. Informe inédito.
- MAÑOSA, S. (2001). "Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds". *Biodiversity and Conservation* 10: 1997-2012. Netherlands.



## Restauración de las Salinas del Rasall, un humedal litoral del Sureste ibérico.

VIDAL GIL, J.M.<sup>1\*</sup>; GONZÁLEZ RINCÓN, A.<sup>2</sup> & ROJO NÚÑEZ, I.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *BIOCYMA, Consultora en Medio Ambiente y Calidad. Apartado 2050. 30500 Molina de Segura. \* E-mail: josemanuel@biocyma.com*

<sup>2</sup> *Dirección General Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Región de Murcia. C/ Catedrático Eugenio Úbeda, nº 3. 30071. Murcia.*

### Resumen

En las Salinas del Rasall durante los años 2007 y 2008 se han ejecutado diversos proyectos para la recuperación de las infraestructuras básicas de explotación, así como para la mejora del hábitat para la comunidad faunística habitual. Además, durante los años 2005-2008 la Unión Europea ha financiado un Proyecto LIFE para conservar las poblaciones de Fartet (*Aphanius iberus*). Se resumen en el artículo los contenidos del Plan de Armonización y Conservación de las Salinas del Rasall, en fase de redacción.

**Palabras clave:** *Salinas, Rasall, conservación, fartet, restauración.*

### Abstract

In Rasall's salt ponds, during 2007 and 2008, several projects have been executed for the recovery of the basic infrastructures of exploitation. In addition, the Rasall's Harmonization Plan is being elaborated by the Regional Government, and it'll contain the guidelines to consider and some measures that should be taken in order to reach the conservation and harmonization of the environmental, cultural and ethnographic values of Rasall's salt evaporation ponds system.

**Key words:** *Salt ponds, Rasall, conservation, fartet, restoration.*

### 1.- Introducción

Las Salinas del Rasall se encuentran en el Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, en el término municipal de Cartagena, al igual que muchas otras salinas de similares características, han sufrido en las últimas décadas un régimen intermitente en su ritmo de actividad y explotación. Este hecho deriva de la pérdida en la competitividad del recurso principalmente obtenido por el hombre en ellas: la sal. Concretamente el Rasall se encontraba en estado de abandono permanente desde principios de los 90, hasta su restauración y puesta en funcionamiento en el verano de 2008. Las salinas mantienen diversos ecosistemas siendo los más destacables por su indisoluble relación el saladar y las estepas salinas, así como las propias cubetas de inundación, que es un ecosistema acuático muy peculiar. El conjunto presenta un elevado interés para la conservación de la naturaleza, por lo que ha sido incluido en el LIC de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila así como en el sitio Ramsar del Mar Menor.

El objetivo de la Administración regional en este lugar es recuperar, conservar y mejorar la biodiversidad del mismo. Diferentes acciones administrativas y técnicas han sido abordadas durante los últimos años por la Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia, obteniendo como resultado la restauración integral del recinto salinero del Rasall. Para la consecución de este objetivo ha sido preciso dotar técnica y económicamente la actuación en este sector del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, incluido en la Zona de Especial Protección para las Aves del Mar Menor (ES0000260), así como en el Humedal de Importancia Internacional del Mar Menor (Convención de Ramsar).

Las principales consecuencias tras el abandono de la actividad salinera fueron:

- Destrucción de las infraestructuras productivas.
- Pérdida de identidad y patrimonio cultural.

- Reducción de la biodiversidad del ecosistema.
- Eliminación del característico gradiente de salinidad.

## **2. Directrices para la restauración del Rasall y Proyecto Life para la conservación del Fartet (*Aphanius iberus*).**

Las “Directrices para la Restauración de las Salinas del Rasall” (Vidal, 2005), enumeran y describen el conjunto básico de actuaciones a realizar para recuperar las infraestructuras de explotación, así como otras destinadas a mejorar el estado de conservación de la biocenosis habitual de este importante humedal del litoral cartagenero.

La actividad salinera se considera un factor determinante para el mantenimiento a largo plazo del correcto estado de conservación de la Reserva Ambiental del Rasall, siendo indispensable por ejemplo para garantizar la inundación permanente del humedal así como para generar y mantener el característico gradiente de salinidad del lugar.

### **2.1.- Directrices para la restauración del Rasall. (2.005)**

Los principales objetivos establecidos en las Directrices son:

- Respeto de la estructura actual.
- Recuperar y mantener el gradiente de salinidad.
- Maximizar la heterogeneidad ambiental.
- Considerar los requerimientos de las especies y comunidades que alberga el humedal.

En este documento se realiza una exhaustiva descripción del ecosistema y del sistema productivo, así como de la función de cada elemento: volúmenes de agua, balsas de almacenaje, calentadoras y cristalizadores, canales, motas, compuertas e infraestructuras de uso público, interpretativas, etc. Establece las prioridades en el desarrollo de las acciones de restauración.

- Manejo de caudales y volúmenes necesarios.
- Eliminación y tratamiento de infraestructuras dañadas.
- Adecuación de infraestructuras productivas (canales, motas, etc.).
- Mejora del hábitat para la fauna habitual.
- Infraestructuras de uso público.
- Edificaciones necesarias.

En la Figura 1 se muestra una imagen de los trabajos desarrollados para la *adecuación de infraestructuras productivas*.

Las Salinas se insertan en la Reserva Ambiental del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, zona de máxima prioridad para su conservación en el ámbito del Parque Regional, aquí destacan los siguientes valores naturales y socioculturales:

- Hábitats europeos (1410, 1420, 1430 y 1510\*).
- Invertebrados acuáticos (Abellán 2004).
- Fartet (*Aphanius iberus*).
- Aves acuáticas.
- Valores socioculturales y etnográficos
- En la Figura 2 se presentan los límites de la *Reserva Ambiental del Parque Regional de Calblanque. Rasall.* .)

## 2.2.- Fondos europeos para la conservación del Fartet (*Aphanius Iberus*) en la Región de Murcia Life 04 NAT-ES-000035.

El Fartet es un pequeño pez que vive en aguas someras, hoy en día las principales poblaciones de esta especie se encuentran en salinas litorales y en el Mar Menor. El Fartet está considerado una especie en Peligro de Extinción (Oliva 2002).

El Proyecto Life para la conservación de stocks genéticos de Fartet (*Aphanius iberus*) en la Región de Murcia contempla la financiación de parte de las actuaciones de restauración, la cría en cautividad, además de la reintroducción de la especie en el Rasall y el seguimiento del éxito de la misma. Para ello el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, socia del proyecto europeo para la conservación de la especie, realiza un seguimiento mensual de la evolución en la calidad del hábitat en las balsas de las salinas (invertebrados y vegetación acuática).

### 3.- Actuaciones de restauración desarrolladas (2006-2008).

Las principales actuaciones llevadas a cabo para la restauración del complejo húmedo permiten en la actualidad retomar la actividad salinera. En la Figura 3, se muestra de forma sintética y gráfica las *principales acciones de restauración (2006-2008)*. Estas actuaciones son:

- Adecuación de la toma de agua marina.

En la duna fósil se encuentra la captación de agua marina y en ella se han ubicado rejilla desbastadora y compuerta móvil.

- Retirada de planchas deterioradas de fibrocemento.

Cumplían una función de sujeción en algunas motas, por su mal estado de conservación y posible presencia de amianto han sido retiradas del complejo.

- Dragado de canales y reposición de mampostería en motas interiores.

Esta acción permite la circulación de agua por el circuito de inundación de las salinas y asegura la estabilidad de las motas.

- Realización y ubicación de compuertas.

Estos elementos permiten el manejo y movimiento controlado de las masas de agua en el recinto.

- Definición y contratación del programa de bombeo y abastecimiento de agua marina.

Con objeto de garantizar el abastecimiento continuo de agua a las salinas se han evaluado las necesidades anuales, contratándose un programa de abastecimiento suficiente que asegura la inundación permanente.

- Estabilización mota perimetral.

Esta mota evita la entrada norte de aguas de escorrentía superficial y se encontraba parcialmente afectada por fenómenos erosivos muy intensos.

- Adecuación de los lechos salineros.

Algunas balsas presentaban daños en lechos o bien los han sufrido durante las operaciones de restauración, por lo que ha sido preciso su aplanado e impermeabilización natural.

- Sistema de evacuación de salmueras y pluviales.

Ante episodios de lluvias torrenciales o bien para recircular salmueras y evacuarlas ha sido preciso establecer un sistema de bombeo y conducciones al efecto.

La mejora del hábitat para la fauna habitual del humedal (principalmente aves acuáticas, aunque también otros grupos) se ha llevado a través de diversas acciones:

- Vallado perimetral.

El vallado cinegético evita la entrada de personas y predadores domésticos o asilvestrados en el interior del complejo húmedo, evitando así graves molestias a la reproducción de las aves acuáticas, vertidos de basuras, etc.

- Creación de motas-isla.

Algunas de las viejas motas existentes en el Rasall han sido transformadas en alargadas islas, quedando completamente rodeadas de agua y presentando gran potencialidad para la nidificación de aves acuáticas.

- Creación de pequeñas charcas freáticas.

Junto a las instalaciones de trabajo de las salinas se han practicado 3 huecos excavados en la duna alcanzando el nivel freático. El objetivo es su naturalización y la colonización espontánea por parte de organismos vivos característicos de estos ecosistemas.

#### **4.- Plan de conservación y armonización de las Salinas del Rasall (en fase de redacción técnica).**

En primer lugar, el Plan recoge las directrices para hacer compatible la conservación de los recursos socioculturales y naturales con la actividad productiva de sal, desarrollando los mecanismos y sistemas de vigilancia mediante la concreción y redacción de diversos programas de acción.

- Programas para el mantenimiento de las infraestructuras básicas y la reactivación de la producción salinera de forma tradicional y artesanal.
- Programa de interpretación del patrimonio ambiental, etnográfico y cultural.
- Programa de conservación ambiental.

El Artículo 119 del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila justifica y determina la necesidad de elaborar este plan. En la actualidad se encuentra en fase de redacción técnica y presenta los siguientes programas y directrices:

##### **4.1.- Directrices para compatibilizar la conservación de los recursos naturales y socioculturales con la actividad salinera:**

- Estas Directrices proceden del desarrollo de aquellas indicadas en el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Regional y los Estudios Básicos elaborados para su declaración como Espacio Protegido.
- La experiencia acumulada en la recuperación y manejo de las salinas permite concretar y elaborar programas específicos para los diferentes aspectos que conlleva la gestión del humedal.
- El modelo identifica, como necesidad básica para alcanzar los objetivos de conservación del humedal, la reactivación de la actividad salinera de forma tradicional.

##### **4.2.- Programas de mantenimiento de infraestructuras y adecuación del sistema productivo tradicional.**

Las estructuras productivas básicas son imprescindibles para explotar las salinas. De este modo, en este primer programa, se sintetizan el conjunto de acciones de mantenimiento y mejora:

- Canales y compuertas (dragado periódico de canales y reposición de compuertas).
- Motas divisorias (reposición de materiales y reconstrucción de daños regulares).
- Lechos de las balsas (análisis de alternativas sobre el estado de conservación de los lechos causado por la precipitación de sales no halíticas).
- Edificaciones (construcciones necesarias y mantenimiento).
- Sistema de abastecimiento de agua (describe las características del sistema de abastecimiento necesario y los volúmenes precisos).
- Sistema de recirculación/evacuación de caudales (descripción y mantenimiento del sistema de recirculación de salmueras y evacuación de pluviales).

El sistema productivo tradicional se identifica aquí como el más apropiado para la recuperación de la actividad, así como para la conservación ambiental de este tipo de humedales (Carrasco, 2008).

- La modificación más relevante que conlleva esta transformación es la compartimentación de los cristalizadores industriales extensivos en pequeños “tajos”.
- Actualmente cada cristalizador mide aproximadamente 3.000m<sup>2</sup>, los pequeños cristalizadores tradicionales medirán alrededor de 100m<sup>2</sup>.
- Muchos estudios científicos, principalmente desarrollados en salinas atlánticas, muestran las ventajas ambientales de este modelo tradicional de explotación, especialmente cuando los comparan con modernas salinas industriales de su entorno.
- También se describen en este programa las principales técnicas productivas y extractivas a emplear.

#### 4.3.- Programa de interpretación del patrimonio ambiental, etnográfico y sociocultural.

- Este programa describe las acciones necesarias para convertir las salinas del Rasall en la primera área mediterránea habilitada para la interpretación de unas salinas tradicionales en plena naturaleza (itinerarios didácticos, puntos de interpretación, cartelería informativa, observatorios de aves, etc.).
- Por otro lado, se indican aquí los contenidos a desarrollar para cada elemento interpretativo, así como los principales requerimientos humanos y técnicos para implementarlos.

#### 4.4.- Programa de seguimiento ambiental.

Este documento determinará las líneas de trabajo operativas a generar, así como las prioridades para la conservación de los principales valores naturales y socioculturales de las Salinas del Rasall.

- Seguimiento de la población de Fartet (*Aphanius iberus*).
- Seguimiento de aves acuáticas.
- Control integrado de la población de mosquitos.

### 5.- Bibliografía

- ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., BARAHONA, J., VELASCO, J. y MILLÁN, A. (2004). Coleópteros y hemípteros acuáticos con interés de conservación en el entorno de Calblanque. *Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia*. Actas III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia.
- CARRASCO VAYÁ, J.F. y HUESO KORTEKAAS, K. (2008). Los Paisajes Ibéricos de la Sal, 1. Las Salinas de Interior. *Asociación de Amigos de las Salinas de Interior y Fundació Territori i Paisatge*.
- CAVERO SANCHO, L. (1999). Calblanque. *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*.
- OLIVA-PATERNA, F.J., MIÑANO, P.A., ANDREU, A., GARCÍA, J., TORRALBA, M., GARCÍA-ALONSO, J. (2002). Unidades de Conservación del fartet en la Región de Murcia: Amenazas y Aplicación regional de categorías UICN. *Gugastella*, 3: 29-35.
- VIDAL GIL, J.M. (2005) Directrices para la restauración de las Salinas del Rasall. *Dirección General del Medio Natural, Región de Murcia*. Inédito.



Figura 1: Adecuación de infraestructuras productivas.



Figura 2: Reserva Ambiental del Parque Regional de Calblanque. Rasall.

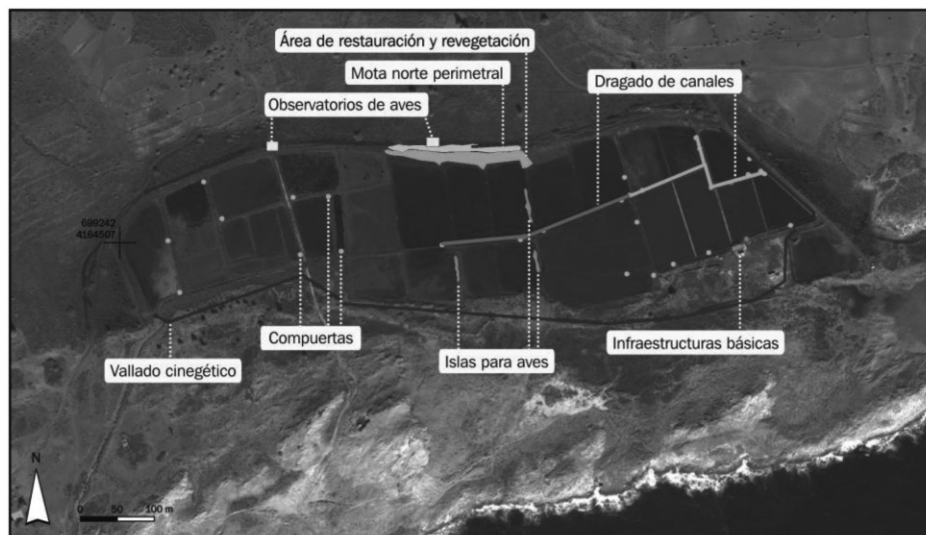


Figura 3: Principales acciones de restauración (2006-2008).

## ¿La recolección difusa de Tortuga Mora por nuevos turistas residenciales puede extinguir poblaciones?

PÉREZ, I.<sup>1</sup>; ANADÓN, J.G.<sup>1</sup>; BALLESTAR, R.<sup>1</sup>; TENZA, A.<sup>1</sup>; GIMÉNEZ, A.<sup>1</sup> Y MARTÍNEZ, J.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dpto. Biología Aplicada, Área Ecología. Universidad Miguel Hernández. irene.perez@umh.es

<sup>2</sup>Dpto. Ecología. Universidad de Murcia

### Resumen

En este manuscrito se analiza el efecto difuso de la recolección de tortuga mora (*Testudo graeca*) por los habitantes de nuevas zonas residenciales en el Sureste Ibérico, donde se encuentra la mayor población europea de esta especie amenazada y donde, desde las últimas décadas, está ocurriendo un importante desarrollo urbano-turístico. Para ello, se desarrolló un modelo de simulación dinámica que incluyó dos submodelos interconectados a través de la recolección de tortugas: la dinámica poblacional de la tortuga mora y la dinámica de los nuevos residentes. Los parámetros de la historia natural de la tortuga fueron obtenidos de datos propios a partir del seguimiento durante 10 años de una población de tortuga mora en la Región de Murcia así como de datos bibliográficos. Los valores de los parámetros del segundo submodelo fueron obtenidos a través de entrevistas personales con nuevos habitantes de zonas residenciales dentro del área de distribución de la especie en la provincia de Almería. El modelo resultante se utilizó para explorar el efecto a largo plazo de la práctica de recolección de tortugas sobre las poblaciones silvestres de *Testudo graeca*. Los resultados del modelo indican que a partir de un cierto umbral de densidad poblacional (del orden de miles de habitantes), la construcción de una nueva área residencial podría causar la extinción local de la especie debido a la recolección de individuos silvestres. Los resultados de este estudio muestran la importancia de controlar el desarrollo urbanístico en zonas de gran valor ecológico considerando no sólo el efecto directo de los procesos urbanísticos sino otros impactos difusos como la recolección de individuos silvestres.

**Palabras clave:** conservación de fauna, recolección, *Testudo graeca*, tortuga mora, urbanización.

### Abstract

Together with the direct effects of urban and ex-urban sprawl (e.g. habitat loss), the values and behavior of residents toward native species in new urbanized areas could generate a diffuse effect with important implications for species conservation. This manuscript explores this issue by studying the effects of ex-urban sprawl on the collection and captivity of *Testudo graeca* (spur-thighed tortoise) in southeast Spain. For this, we developed a dynamic model. Our model included two submodels interconnected through tortoises collected: tortoise population dynamic and new residents dynamic. Spur-thighed tortoise life history parameters were derived from scientific bibliography and own data. Parameter values of the residents submodel were obtained by means of interviews to new residents of residential areas within the distribution area of the species. The development of this model allowed us to explore the long-term effects of the practices of collect tortoises from wild population. Our model predicted that a new urbanization of the order of thousand of inhabitants (a usual density of new urbanization in southeast Spain) will make the local extinction of the species in 50 years due to the collection of wild individuals. These results highlight the importance of controlling urbanization development in natural areas with high ecological values by considering both the direct and diffuse effects of the urbanization process.

**Key-words:** wildlife conservation, species collection, *Testudo graeca*, spur-thighed tortoise, urbanization

### 1. Introducción

Uno de los principales factores de declive y extinción de especies son los procesos de urbanización, tanto la extensión de las ciudades y pueblos como la urbanización de zonas rurales y zonas históricamente carentes de población. Estudiar la manera en que los asentamientos humanos afectan a hábitats y especies es crucial para garantizar su conservación, especialmente cuando los nuevos asentamientos se introducen en zonas naturales de gran valor ecológico.

Los efectos del desarrollo urbanístico o urbano-turístico que pueden originar la extinción de especies han sido estudiados desde los últimos años (para una revisión ver Hansen et al. 2005) e incluyen, entre los más importantes,

procesos de pérdida y fragmentación de hábitat, disminución de la calidad del hábitat o introducción de especies alóctonas. Sumado a estos efectos, las actitudes y las relaciones que establecen los nuevos residentes con las especies nativas pueden tener importantes implicaciones para la conservación. Entre las prácticas sociales hacia estas especies con implicaciones para la conservación cabe destacar la recolección de individuos silvestres. En el presente manuscrito se investigan los efectos que, sobre la dinámica poblacional de la tortuga mora (*Testudo graeca*), tiene el desarrollo urbanístico en el Sureste Ibérico, debido al fenómeno de recolección y cautividad de esta especie.

La recolección de tortugas para su mantenimiento en cautividad es uno de los principales factores que amenazan la conservación de esta especie. Esta práctica ha estado facilitada por la importante presencia humana en los hábitats donde se distribuye la tortuga mora y motivada por el carisma y gran visibilidad de la especie. En un primer momento, fue la sociedad agraria la que habitaba estos territorios. Tras el abandono parcial de la actividad agraria tradicional y el importante éxodo rural ocurrido fundamentalmente a partir de la década de los años cincuenta, el ritmo actual de urbanización, dirigido principalmente al turismo internacional y básicamente noreuropeo, mantiene una relativa elevada densidad poblacional. Esta situación, que induce la repoblación del entorno de distribución de la tortuga y colonización de zonas hasta ahora desprovistas de presencia humana, está provocando un incremento de los procesos de recolección (Pérez et al. 2005).

Este manuscrito persiguió: i) cuantificar el efecto difuso de la recolección de tortuga mora por parte de residentes de nuevas zonas residenciales en el Sureste Ibérico; ii) determinar el efecto de diferentes densidades humanas sobre la dinámica poblacional de *Testudo graeca*; iii) explorar el efecto a largo plazo de las prácticas de recolección de tortugas sobre las poblaciones silvestres.

## 2. Metodología

Para abordar los objetivos de este estudio se desarrolló un modelo de simulación dinámica. Este tipo de metodología describe la estructura de un sistema complejo a través de los principales factores, interacciones y bucles de realimentación con el fin de simular su comportamiento dinámico (Bendoricchio & Jorgensen 2001). Los tipos básicos de variables son las variables de estado o niveles y los flujos. Los niveles representan acumulaciones dentro del sistema mientras que los flujos determinan las entradas y salidas en dichos niveles a lo largo del tiempo. El modelo de simulación dinámica se desarrolló haciendo uso del programa informático STELLA.

En el modelo se incorporaron dos submodelos interconectados a través de la recolección de tortugas: i) dinámica poblacional de tortuga mora y ii) dinámica de los nuevos residentes.

Los parámetros de la dinámica poblacional de tortuga mora se obtuvieron a través de datos propios (gracias al seguimiento de un población durante más de 10 años) y de bibliografía científica. Para obtener los parámetros del submodelo de nuevos residentes se realizaron encuestas a población que habita en nuevas áreas residenciales del entorno de distribución de la especie.

## 3. Resultados

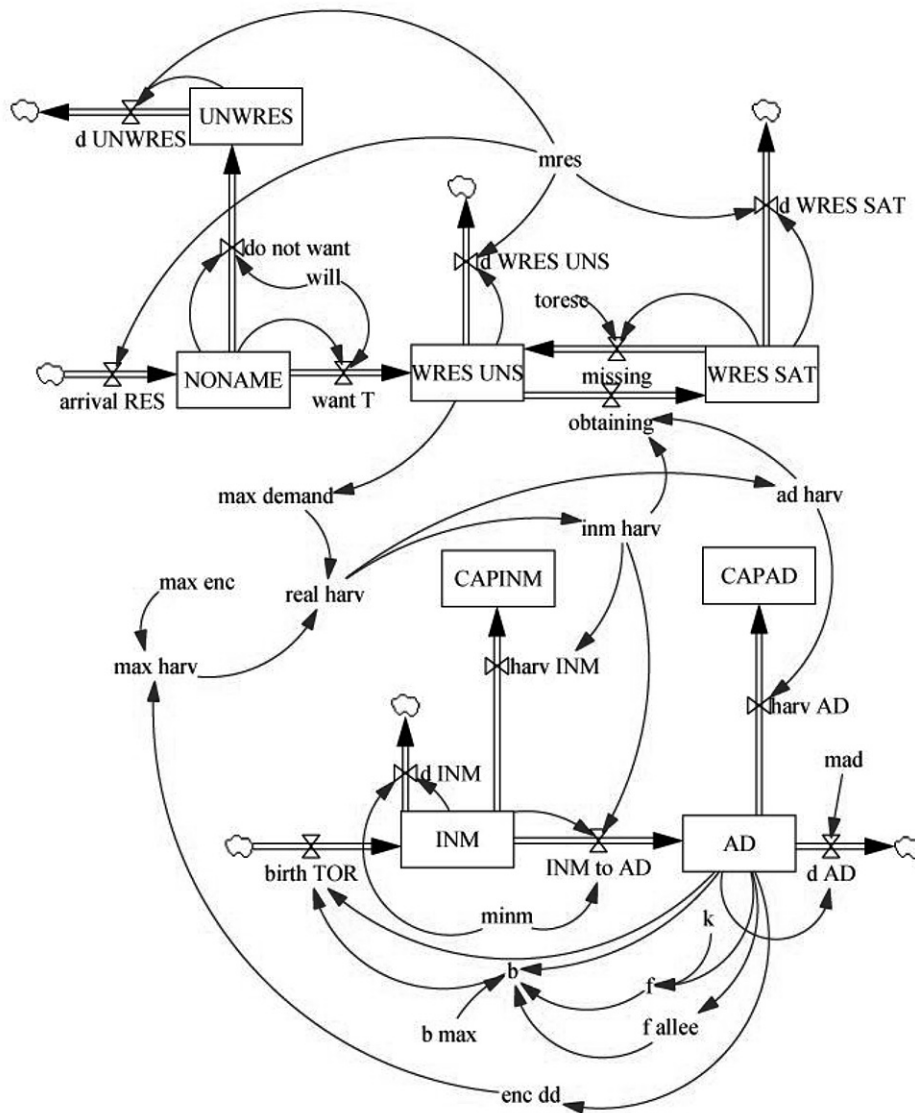
En la figura 1 se muestra el modelo dinámico construido para explicar el impacto de la recolección de individuos por parte de los residentes de nuevas urbanizaciones en el Sureste. En el submodelo de la dinámica poblacional de la tortuga, se incluyó la población de individuos inmaduros (INM) y adultos (AD) y diferentes parámetros poblacionales como las tasas de mortalidad ( $minm$  y  $mad$ ) y reproducción ( $b$ ); esta última corregida mediante factores de denso-dependencia. Este modelo se interconecta con el submodelo de los nuevos residentes mediante la recolección de tortugas. De la población de nuevos residentes ( $nres$ ), una proporción no quiere tener tortugas en sus casas ( $UNWRES$ ), mientras que el resto le gustaría tener alguna o más de las que tiene ( $WRES$ ) o bien no quiere más tortugas de las que mantiene ( $WRES\_UNS$ ). La tasa de recolección real ( $real\_harv$ ), que corrige la tasa máxima posible de recolección ( $max\_harv$ ) mediante un factor de denso-dependencia de la tasa de encuentro ( $enc\_dd$ ), indica las tortugas adultas ( $ad\_harv$ ) e inmaduras ( $inm\_harv$ ) que son recolectadas del campo y que pasan a formar parte de la población cautiva ( $CAPAD$  y  $CAPINM$  respectivamente), considerando la tasa diferencial de encuentro entre ambas clases de edad ( $dif\_detec$ ). Esta tasa de recolección, junto con las tortugas cautivas que mueren, se escapan o se regalan ( $toresc$ ), determina el paso de  $WRES$  a  $WRES\_UNS$ .

La simulación de los dos submodelos que integran el sistema de estudio (figura 2) mostró que la población de tortugas silvestres (inmaduras y adultas) disminuye debido a los procesos de recolección por parte de los nuevos residentes a la vez que aumenta exponencialmente el número de tortugas que es mantenido en cautividad. La población cautiva crece hasta un máximo a partir del cual se mantiene constante, esto es, se frenan las tasas de recolección pero la población cautiva permanece estable gracias a su propia dinámica interna (tasas de mortalidad y cría en cautividad) (figura 2A). Por su parte, los nuevos residentes que no se encuentran satisfechos con el número de tortugas que mantienen en cautividad,

es decir que les gustaría tener más tortugas, disminuye a lo largo del tiempo hasta un punto, coincidente con las mínimas densidades de tortuga debidas a la recolección, a partir del cual comienzan a crecer; esta dinámica es inversa a la que se obtiene con nuevos residentes que están satisfechos con las tortugas cautivas que mantiene (figura 2B). También, la obtención de tortugas disminuye conforme lo hace la población de individuos silvestres. Finalmente, la recolección de tortugas disminuye con la población de tortugas silvestres, mientras que aumenta la demanda de tortugas para mantenerlas en cautividad (figura 2C).

La simulación del efecto futuro que tendría la recolección difusa pero continuada de tortugas provenientes de las poblaciones silvestres por parte de los nuevos residentes indica que una nueva urbanización de aproximadamente 3.700 habitantes podría causar la extinción local de la especie en 50 años.

**Figura 1.** Modelo conceptual construido para simular el impacto de los procesos de urbanización en la dinámica de las poblaciones silvestres de tortuga mora en el Sureste Ibérico. Las variables de estado se representan en cajas y los flujos con flechas, el resto son variables auxiliares y constantes. Los códigos de las variables se presentan en la tabla 1.

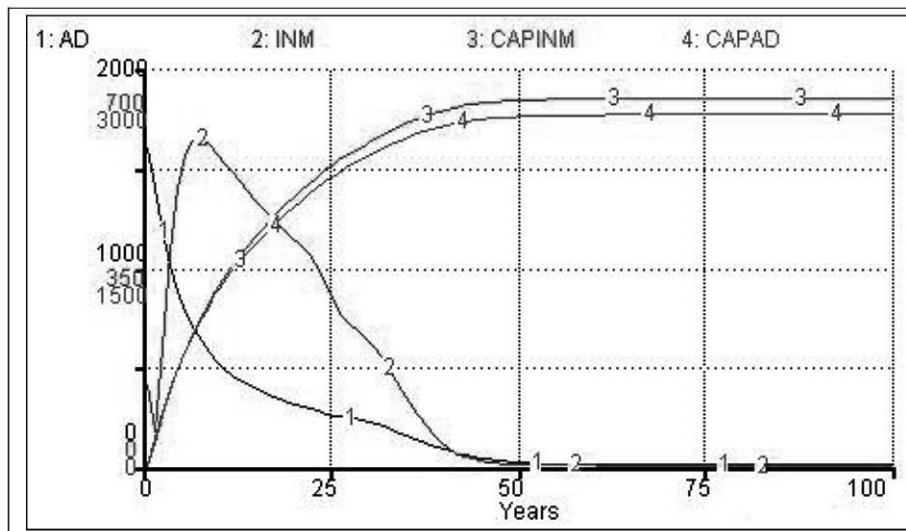


**Tabla 1.** Códigos de las variables incluidas en el modelo dinámico.

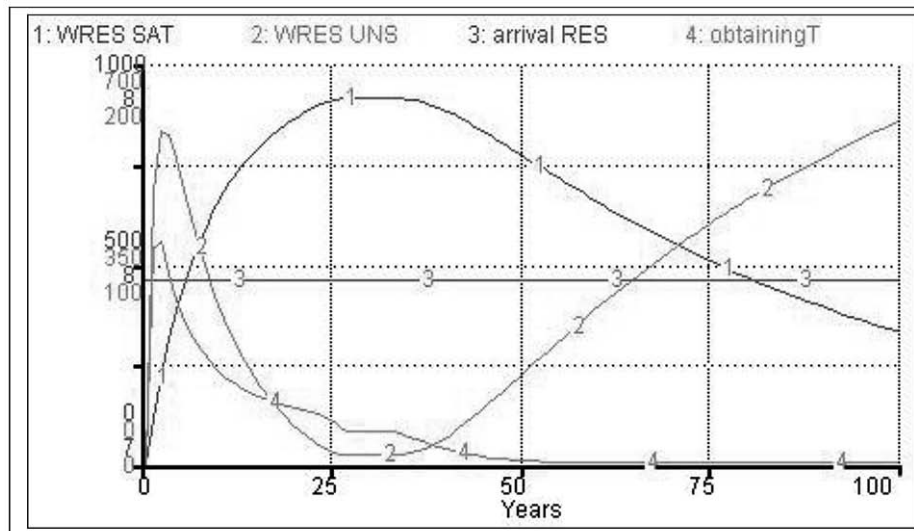
Submodelo	Código	Descripción
Dinámica poblacional de la tortuga	INM	Tamaño poblacional de los individuos inmaduros (hasta 6 años)
	AD	Tamaño poblacional de los individuos adultos
	CAPINM	Número de tortugas inmaduras cautivas
	CAPAD	Número de tortugas adultas cautivas
	mad/minm	Mortalidad de adultos/inmaduros
	b	Tasa de reproducción
	k	Capacidad de carga
	f	Factor denso-dependiente de la reproducción en densidades altas
	f_allee	Factor denso-dependiente de la reproducción en densidades bajas
Dinámica de los nuevos residentes	bmax	Tasa de reproducción máxima
	UNWRES	Residentes que no quieren tener tortugas
	WRES	Residentes que quieren tener tortugas pero con insuficientes individuos cautivos (insatisfechos)
	WRES_UNRES	Residentes que quieren tener tortugas y están satisfechos con la cantidad que tienen
	nres	Población de residentes
	will	Proporción de residentes que quieren tener tortugas
	mres	Mortalidad
	torres	Número medio de tortugas por residente
Interconexión de los dos submodelos	toresc	Tasa de tortugas cautivas exportadas (muertas o regaladas)
	max_demand	Demanda máxima de tortugas
	max_enc	Tasa máxima de encuentro
	enc_dd	Factor denso-dependiente de la tasa de encuentro
	max_harv	Recolección máxima
	real_harv	Recolección real
	dif_detec	Factor diferencial de detección de inmaduros/adultos
	inm_harv	Recolección de inmaduros
ad_harv	Recolección de adultos	

Figura 2. Simulación del modelo dinámico. A) dinámica de las poblaciones de tortugas silvestres y cautiva; B) dinámica del submodelo de nuevos residentes; C) dinámica de los procesos de recolección. Los códigos de las variables se presentan en la tabla 1.

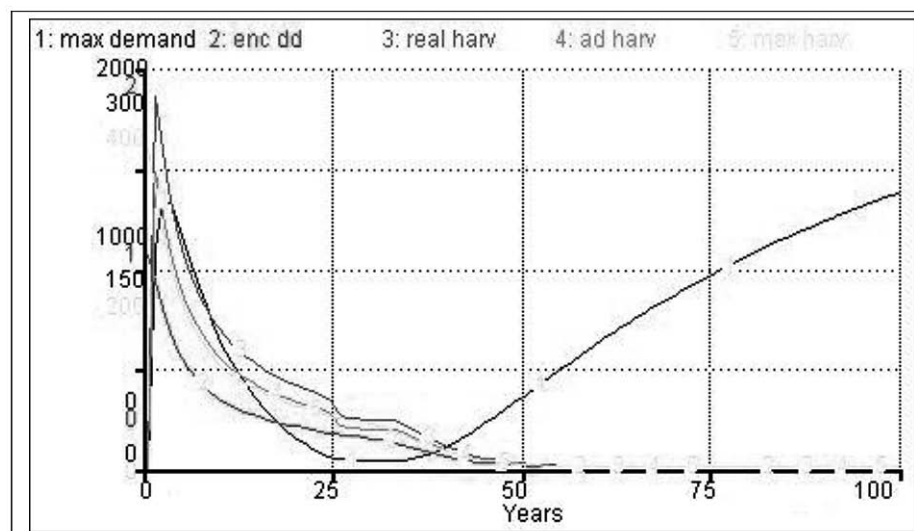
A)



B)



C)



#### 4. Discusión

Este estudio muestra que, junto con los efectos directos de los procesos de urbanización (como la pérdida de hábitat), el aumento de la presencia humana origina un efecto difuso sobre las poblaciones silvestres debido a las prácticas y comportamientos de los nuevos residentes que tiene importantes implicaciones para la conservación.

En la actualidad, el principal problema de conservación de la tortuga mora en el Sureste Ibérico es la pérdida y fragmentación de su hábitat y, tras ésta, la recolección de individuos de las poblaciones silvestres (Giménez et al. 2004). Las actividades que provocan una mayor pérdida del hábitat son, en un primer momento, la expansión de la agricultura intensiva de regadío y, en la actualidad, el desarrollo urbano-turístico. Se ha calculado que entre 1991 y 2003 la superficie urbana y residencial en el entorno de distribución de la tortuga mora en Almería ha aumentado un 38%, llegando a ocupar 2.380ha la superficie construida y ocupada por infraestructuras (Giménez et al. 2006). Aunque la urbanización en la Región de Murcia no ha sido hasta ahora tan intensa, es esperable que llegue a alcanzar, e incluso superar, la situación de la vecina Almería. La tendencia de este proceso urbanizador es creciente y, en los próximos años, afectará a poblaciones de tortuga mora hasta ahora en buen estado de conservación. A su vez, tanto la expansión del regadío y el desarrollo urbanístico como la creación de nuevas infraestructuras lineales están originando una fuerte fragmentación de las poblaciones silvestres y una disminución del tamaño de los núcleos poblacionales. Estos procesos llevan consigo un aumento de los riesgos de extinción local debido a procesos estocásticos.

A esta situación de debilitamiento de las poblaciones silvestres originado por los procesos de pérdida y fragmentación de hábitat, se une el efecto de la recolección por parte de los residentes de nuevas urbanizaciones. Tal como muestra este estudio, una nueva urbanización con una densidad poblacional de unos pocos miles de personas (tamaño habitual en las nuevas urbanizaciones que se están construyendo en el Sureste), podría causar la extinción local de la tortuga mora debido a la recolección difusa de individuos. Por ello, los actuales procesos de urbanización que están ocurriendo en el entorno de distribución de la tortuga mora en el Sureste Ibérico constituyen un serio problema para la conservación de la especie, no sólo por la pérdida y fragmentación de hábitat que provocan sino, en una fase posterior a la construcción, por el aumento de los procesos de recolección. Además, la extinción local de la especie en el entorno de nuevas zonas urbanizadas, aumentaría los procesos de fragmentación de las poblaciones silvestres.

Estos resultados resaltan la importancia de controlar el desarrollo urbanístico en zonas naturales de gran valor ecológico y de considerar en la planificación urbanística y en los estudios de impacto ambiental tanto los efectos directos como los difusos. Por otra parte, sería necesario poner en marcha estrategias que eviten la recolección de individuos por parte de los actuales habitantes del entorno de distribución de la tortuga mora. En este sentido, la puesta en marcha de programas de educación ambiental parece ser el mecanismo más adecuado.

## 5. Bibliografía

- BENDORICCHIO, G., JORGENSEN, S.E. (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*, 3rd Edition. *Elsevier*.
- GIMÉNEZ, A., ANADÓN, J.D., ESTEVE, M.A. (2006). Estudios básicos sobre ecología y conservación de la tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en la provincia de Almería. *Junta de Andalucía*. Inédito.
- GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A., PÉREZ, I., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M., MARTÍNEZ, J., y PALAZÓN, J.A. (2004). La tortuga mora en la Región de Murcia: conservación de una especie amenazada. *DM Librero Editor*. Murcia.
- HANSEN, A.J., KNIGHT, R.L., MARZLUFF, J.M., POWELL, S., BROWN, K., GUDE, P.H., JONES, K. (2005). "Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs". *Ecological Applications*. 15,6:1893-1905.
- PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., PEDREÑO, A. (2005). Percepción y prácticas sociales de los nuevos residentes rurales procedentes del turismo internacional en la provincia de Almería en relación a la problemática de la recolección y cautividad de la tortuga mora. *Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía*. Inédito.
- PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M., ESTEVE, M.A. (2004). "Non-commercial collection of spur-thighed tortoises (*Testudo graeca graeca*): a cultural problem in southeast Spain". *Biological Conservation*. 118,2:175-81.

## Representaciones y prácticas sociales sobre la Tortuga Mora en el Sureste Ibérico

PÉREZ, I.<sup>1</sup>; PEDREÑO, A.<sup>2</sup> y GIMÉNEZ, A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dpto. Biología Aplicada, Ecología. Universidad Miguel Hernández. irene.perez@umh.es

<sup>2</sup>Dpto. Sociología y Política Social. Universidad de Murcia

### Resumen

En este manuscrito se desentrañan las representaciones y prácticas sociales definidas sobre la tortuga mora y se analizan los posicionamientos de los diferentes colectivos sociales implicados en la conservación y gestión de la tortuga mora. Para ello, se utilizaron métodos cualitativos de investigación social a través de entrevistas en profundidad. Por una parte, se entrevistó a diferentes actores sociales que mantienen tortugas cautivas. El análisis de los discursos muestra la existencia de tres representaciones sociales sobre la tortuga mora (“animal domesticable”, “animal de compañía” y “animal tutelado”) que reflejan los cambios acaecidos en la sociedad rural. Por otra parte, y en relación con las estrategias de actuación, se realizaron entrevistas en profundidad a los actores sociales que forman el “campo de acción” de la conservación de la especie. Los discursos muestran la existencia de dos posicionamientos: uno manipulativo en el que, a través de la cría y reintroducción, se utilizan los individuos que se mantienen en cautividad para intervenir sobre las poblaciones silvestres y los problemas de conservación de la especie; y otro no-manipulativo en la que se separa la conservación de las poblaciones silvestres de la gestión de la población cautiva y persigue la protección del hábitat y el mantenimiento de los ecosistemas como estrategia para la conservación de la especie. La primera postura refleja una visión de la tortuga como “especie manipulable” y la segunda una representación de “especie insignia”. Las entrevistas han permitido, así mismo, conocer cómo se han ido construyendo y diferenciando estos posicionamientos. Se discuten las implicaciones para la conservación de estas prácticas sociales y se realiza una serie de recomendaciones para la conservación de la tortuga mora en el sureste.

**Palabras clave:** *Conservación de la fauna, investigación social, representaciones sociales, tortuga mora, Testudo graeca.*

### Abstract

We carried out a series of in-depth interviews to investigate social practices and representation toward the spur-thighed tortoise in southeast Spain. We interviewed people who have tortoises in their homes and people involved in the management of this species. We distinguished three social representations toward the spur-thighed tortoise that motivate the maintenance of tortoises in captivity. Agrarian society viewed tortoises as a “domesticatable animal”. Urban society had the social representation of the spur-thighed tortoise as a “pet”. Currently, new rural residents have the image of tortoises as a “tutelary animal” and they have a “conservationist” discourse to legitimize the practice of collect and keep tortoises in captivity. On the other hand, discourses about the conservation of the species showed two positioning: one manipulative in which the conservation of the species is focused on captive breeding and reintroduction programmes, using captive animals to conserve wild population; and other non-manipulative in which the conservation of wild population is disconnected from the management of captive population. In-depth interviews allowed us to know how these discourses had been constructed. We discuss conservation implications and give recommendations for the conservation of the spur-thighed tortoise in southeast Spain.

**Key-words:** *wildlife conservation, social research, social representation, spur-thighed tortoise, Testudo graeca*

## 1. Introducción

La tortuga mora es una especie protegida cuya principal población europea se encuentra en el Sureste Ibérico, donde los procesos de pérdida de hábitat y de recolección de individuos de las poblaciones silvestres amenazan seriamente su conservación. Esta última práctica ha estado facilitada por la importante presencia humana en los hábitats donde se distribuye la especie. En un primer momento fue la sociedad agraria la que habitaba estos territorios y, en la actualidad, aunque la actividad agraria tradicional ha sido abandonada parcialmente, el ritmo de urbanización mantiene una relativa elevada densidad poblacional y ha inducido la colonización de zonas hasta ahora desprovistas de presencia humana. Uno de los efectos de este hábitat humanizado y de la cercanía de la especie son los frecuentes contactos de la población local con la especie que, potenciado por la visibilidad y carisma de la tortuga, facilitan su recolección para el mantenimiento en cautividad.

A pesar de que otras poblaciones del entorno mediterráneo han estado sometidas a una fuerte extracción para el comercio internacional de animales de compañía (Thorbjarnarson et al.), la recolección de tortuga mora en el Sureste con fines comerciales no ha alcanzado dimensiones internacionales, aunque sí se estableció un comercio a escala nacional entre regiones con poblaciones naturales y ciudades como Madrid y Barcelona. Sin embargo, la protección de la especie por la normativa estatal en 1973 y la persecución realizada de la actividad comercial han relegado la recolección con fines comerciales y el comercio a un estado marginal (Pérez et al. 2004). También, el importante despoblamiento rural que ha sufrido el entorno de distribución de la tortuga mora debido al éxodo rural ocurrido a partir de los años cincuenta sin duda ayudó a que la práctica de recolección sistemática de tortugas disminuyera considerablemente. En la actualidad, a pesar de la normativa protectora de la especie y el éxodo rural, en el Sureste Ibérico continúa la costumbre de mantener tortugas en cautividad (Pérez et al. 2004). Además, el importante desarrollo urbano-turístico que se está produciendo en el sureste peninsular está revirtiendo la situación de despoblamiento y está provocando un incremento de los procesos de recolección (Pérez et al. 2005).

Por otra parte, la protección de la tortuga mora a principios de los años setenta motivó la puesta en marcha de campañas para la recuperación de las poblaciones silvestres. Estas campañas, dado el elevado número de animales que se mantenían en cautividad, se centraron en la gestión de la población cautiva a través de la recogida de individuos, cría en cautividad y reintroducción al medio natural. Actualmente, estas actuaciones manipulativas continúan desarrollándose por organizaciones gubernamentales y no gubernamentales y por particulares del Sureste Ibérico. Sin embargo, en los últimos años, han suscitado críticas de determinados colectivos del ámbito científico y conservacionistas que defienden otra estrategia de conservación contraria, ya que consideran que la gestión de la población cautiva no puede ser la línea principal de actuación para abordar la conservación de la especie y que las técnicas manipulativas conllevan grandes riesgos (genéticos y de transmisión de enfermedades) para las poblaciones silvestres.

En el presente manuscrito se investigan, desde un punto de vista sociológico, las prácticas de recolección y tenencia en cautividad de la tortuga mora así como de las diferentes posturas ante las actuaciones de manejo y conservación de la especie.

## 2. Metodología

Para abordar los objetivos de este estudio se llevó a cabo una investigación social a través de métodos de investigación de carácter cualitativo, en concreto, entrevistas en profundidad. Este método consiste en mantener una conversación, provocada por el entrevistador, con sujetos elegidos sobre la base de un plan de investigación y en un número considerable, que tiene finalidades de tipo cognoscitivo. La entrevista es guiada por el entrevistador utilizando un esquema flexible y no estandarizado de interrogación que recoge los temas que deben ser tratados a lo largo de la entrevista. Se trata de lograr un relato fluido del individuo en el que el entrevistador se limite a escuchar y a intercalar alguna pregunta o intervención para reconducir la conversación a los temas centrales de la investigación (Corbetta 2003). Todas las entrevistas se grabaron y posteriormente se transcribieron para su análisis.

Para estudiar cualitativamente los procesos de recolección y tenencia de tortuga mora, se desarrollaron una serie de entrevistas en profundidad a los principales grupos de población que mantienen tortugas en cautividad en el Sureste Ibérico (habitantes rurales del entorno de distribución de la tortuga, con la realización de cuatro entrevistas; habitantes urbanos de fuera del área de distribución de la especie, con tres entrevistas; naturalistas, con tres entrevistas; y nuevos residentes del turismo internacional, con tres entrevistas), tanto dentro como en el entorno de distribución de la especie.

Para conocer los posicionamientos hacia la conservación de la tortuga mora, se realizaron 23 entrevistas en profundidad a los actores que constituyen el "campo de acción" de la conservación de la tortuga mora en el Sureste Ibérico. En concreto se entrevistó a asociaciones naturalistas (10 entrevistas), Centros de Recuperación de Fauna Silvestre

(6 entrevistas), técnicos de la administración ambiental (4 entrevistas) y particulares colaboradores con asociaciones naturalistas o administración ambiental (3 entrevistas).

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Prácticas y representaciones sociales hacia la tortuga mora

La costumbre de tener tortugas en cautividad ha estado, desde antiguo, muy extendida en el entorno rural de distribución de la tortuga mora en el Sureste Ibérico. Se trata de una afición propia de los habitantes del diseminado que comparten el hábitat con la especie. Es una práctica de clases populares pues es una actividad cuyo mantenimiento es sencillo y no costoso y se adapta a los hábitos de estas clases pues se “recolecta” en el campo o también, antiguamente, se compraba en mercados callejeros a bajo precio. La recolección de tortugas está facilitada por la visibilidad y cercanía de la especie dado que ha estado asociada a paisajes rurales humanizados, en un primer momento a hábitats moldeados por la actividad agraria (Anadón et al. 2006) y, en la actualidad, por la ocupación de nuevas urbanizaciones. A estas características se suma ser una especie carismática y fácilmente adaptable al medio doméstico.

En un primer momento, la práctica de recolección y tenencia estuvo muy arraigada en la sociedad agraria del área de distribución de la especie que, motivada por diferentes creencias (como que es un animal que repele las pulgas o llama a la buena suerte), recogía tortugas a través de encuentros casuales con la especie en su hábitat, mientras realizaba las tareas propias del campo, para su mantenimiento en el entorno doméstico (corrales y patios). Se trataba de una afición muy extendida pero poco evolucionada y a la que no se le dedicaba atenciones especiales. Este proceso de recolección y tenencia sufrió una importante disminución por la despoblación del entorno de distribución de la especie debido al éxodo rural sufrido a partir de la década de los cincuenta así como a la protección de la especie a principio de los años setenta. La exportación de esta costumbre a las ciudades fue posible a través de recoveros y vendedores ambulantes que recogían las tortugas de los hogares rurales y las vendían en mercados urbanos. La tortuga aparece en las ciudades cuando se dispone de un lugar adecuado (jardín de dúplex, terraza, etc.) Sin embargo, en el modo de vida urbano, este requerimiento no siempre es posible por lo que se ha ido abandonando parcialmente esta costumbre. Desde los últimos años, el entorno rural y del diseminado del área de distribución de la tortuga mora se está viendo repoblado con la construcción de nuevas urbanizaciones y la recuperación de cortijos abandonados. En la actualidad, los neo-rurales (turistas internacionales, naturalistas, etc.), que están recolonizando el hábitat de la tortuga, continúan con la costumbre de recoger y tener tortugas en cautividad.

Las motivaciones que empujan a la recolección y tenencia de tortugas en cautividad muestran la existencia de tres representaciones sociales de la tortuga mora y que reflejan los cambios sociológicos acaecidos en el Sureste. Primeramente, el proceso de tenencia en cautividad estuvo protagonizado por la antigua sociedad agraria, cuyos actores (agricultores, pastores, recolectores y otros habitantes del medio rural) mantienen una imagen de la especie como “animal domesticable”. Posteriormente, el paso de una sociedad agraria a otra más urbana, produjo un cambio en la relación que se mantiene con la especie, y la tortuga pasa de ser un “animal domesticable” a tenerse como un “animal de compañía”. En la actualidad, a estas dos representaciones se suma la imagen de la tortuga como “animal tutelado”, en la que los nuevos residentes rurales, y especialmente aquellos que participan en programas de manejo de la especie, mantienen un discurso “de índole conservacionista” para legitimar la práctica de recoger y tener tortugas en cautividad. En la tabla 1 se muestran los fragmentos de las entrevistas que recogen las representaciones sociales de la tortuga mora.

**Tabla 1.** Muestra de los fragmentos de las entrevistas que reflejan las representaciones sociales de la tortuga.**Animal domesticable**

*Mi padre tenía un palomar y al comprar las tortugas, las metía en el palomar [...] yo ni le echaba de comer a ella ni nada, yo no sé lo que comería aquel animalico.*

*Siempre en mi casa he visto así una o dos tortugas, entonces mi padre trabajaba en el campo [...], en las tomateras, y cada año salía una [...] unas veces a lo mejor se la llevaba para la casa y otras veces pues la dejaba allí [...] eso de tropezar con ellas simplemente.*

*No me gustaba ni me disgustaba, simplemente estaban allí [...] ibas al campo y la esa de cogerlas y la ilusión de verlas, de cogerlas y llevártelas a casa [...] luego, una vez que la tenías allí, no le hacías ni caso. Mi madre, mi padre a lo mejor le echaban verdura, yo o mis hermanos [...] pero ya está. Hasta que [...] nos hartábamos [...] pues al final, soltarlas.*

*De crío tuve yo una pareja de tortugas [...] las tenía en un corral de mi abuela [...] como estaban antiguamente las cosas, la gente tenía a lo mejor una gallina [...] tenía una conejera [...] tenían un corralico [...] y entonces yo tenía allí un par de tortugas.*

*Antiguamente las cogían y las ponían ahí en los corrales de las cabras y las gallinas porque dicen que así no se hacen plagas de pulgas*

**Animal de compañía**

*Son simpáticas, vienen, cuando ya no te tienen miedo les puedes rascar la cabeza, sacan la cabeza, al principio se meten pero cuando te conocen vienen, te muerden un dedo del pie.*

*Comen de mi mano, además yo me voy y las tortugas se vienen detrás mía, parecían como perrillos.*

*Tengo un arenal, tienen sus casicas, tienen su comedero, tienen su abrevadero para beber agua.*

*Están estupendamente y luego en verano les pegamos cada ducha también para que se refresquen, les encanta, no se asustan no, están acostumbradas también a estar con personas.*

*Cuando llega después de comer, las cojo, las suben y a dormir, cierro la ventana y a los diez minutos o a la media hora voy y están todas metidas, todas durmiendo, son preciosísimas.*

*El alimento ese que es para crías de gatos que es enriquecido en calcio se lo doy a las tortugas.*

*Un día yo quiero todas con microchip*

**Animal tutelado**

*El que tenga una persona una tortuga en la casa no le veo un daño excesivo [...] yo veo más excesivo que ahí se han desmontado ochenta hectáreas de terreno.*

*Si no fuera porque hay criaderos así no habría ninguna, se mueren, ¿no ves que no hay nada que coman? Si hace un año que no ha llovido y ellas pues salen y ni beben agua ni comen fresco ¿cómo va a estar ese animal?*

*Yo me creo que están mejor cuidadas que hasta incluso que en el campo [...] yo creo que en la casa están mejor.*

*Si se escapan va a ser porque hay gente como yo que les gustan y las tiene y tienen posibilidades de reproducirse.*

*Si no, yo creo que están condenadas a desaparecer.*

*Las pocas formas que hay de que sigan existiendo, si en el futuro se repueblan las zonas donde ellas vivían y hay posibilidad de que sigan, porque vamos a mantener criaderos de tortugas.*

*Una tortugueta [...] la coges, porque también las aplastan en la carretera.*

*Era un sitio muy concurrido [...] veía que si la volvía a soltar iba a durar un día [...] entonces empecé a construir el terrario, y digo: “pues, tortuga que me encuentro, tortuga que me la llevo”.*

Por otra parte, los colectivos implicados en la conservación de la especie muestran diferentes visiones de la tortuga que, en general, están asociadas a dos fases del proceso de conservación de la especie. En un primer momento, la protección de la tortuga mora a principios de los años setenta motivó la puesta en marcha de campañas para la recuperación de las poblaciones silvestres centradas en la gestión de la población cautiva a través de actuaciones manipulativas (recuperación de individuos cautivos, cría en cautividad y reintroducción). De esta manera, estos colectivos dieron a la tortuga el carácter de especie “manipulable”.

Sin embargo, el reconocimiento de los riesgos genéticos y de transmisión de enfermedades de este tipo de actuaciones junto con las recomendaciones realizadas desde el ámbito científico (Giménez et al. 2001), originó una crisis importante en las actuaciones de recuperación y suelta de tortugas en determinados grupos y organismos relacionados con la protección y conservación de la especie. De esta manera, el manejo de la población cautiva se consideró como un método inadecuado

como estrategia general para la conservación de la especie y de grandes riesgos para las poblaciones silvestres. A partir de entonces, algunos colectivos centraron sus actuaciones en perseguir la conservación del hábitat de la especie para asegurar su supervivencia en el Sureste Ibérico. La tortuga pasó de ser una “especie manipulable” a convertirse en una “especie insignia”, símbolo de los ambientes semiáridos que estaban sufriendo la amenaza urbanística y agrícola.

En resumen, tal y como se muestra en la tabla 2, cada colectivo social mantiene una visión de la tortuga mora que se ha ido diferenciando conforme se han producido los cambios en la sociedad y que en definitiva muestra las formas de relación de la sociedad con el medio natural.

**Tabla 2.** Cuadro sintético de la relación entre tortuga mora y sociedad.

	<b>Sociedad agraria</b> ( <i>economía campesina, vida rural densa, importancia del hábitat diseminado</i> )	<b>Sociedad urbana</b> ( <i>modernización, urbanización, industrialización, despoblación rural, concentración urbana</i> )	<b>Sociedad postmoderna</b> ( <i>indiferenciación urbano-rural, renacimiento rural, nuevas formas de residencialidad</i> )
<b>Actores</b>	Campesinos, pastores, recolectores, cazadores y otros habitantes del medio rural	Grupos naturalistas, expertos y profesionales, políticos y gestores, residentes urbanos	Nuevos residentes rurales (turismo, segunda residencia, neorrurales, etc.), nuevos usuarios del medio natural (excursionistas, naturalistas, etc.), grupos ecologistas, políticos y gestores
<b>Prácticas</b>	Antropomorfización del entorno inmediato, acciones domesticadoras	Comercio, campañas de grupos naturalistas de denuncia de la comercialización de especies y recogida y reintroducción de animales cautivos, cría en cautividad, centros de recuperación de especies, política estatal y autonómica de protección del medio ambiente	Incremento de los usos sociales de la naturaleza, construcción de nuevas urbanizaciones en áreas naturales, nuevos valores postmaterialistas y ambientalistas, cuestionamiento de las técnicas de manipulación de especies
<b>Representaciones sobre la tortuga</b>	Animal domesticable	Animal manipulable Animal de compañía	Animal insignia (símbolo de los ambientes naturales del sureste semiárido) Animal tutelado (frágil y amenazado a custodiar en el entorno doméstico)
<b>Implicaciones de conservación</b>	Riegos genéticos y de transmisión de enfermedades bajos Riesgos de extinción local moderados	Riegos genéticos y de transmisión de enfermedades moderados Riesgos de extinción local altos	Riegos genéticos y de transmisión de enfermedades altos Riesgos de extinción local altos

### 3.3. Estrategias para la conservación de las poblaciones silvestres

En el Sureste Ibérico se pueden distinguir dos posturas principales dirigidas a la conservación de la especie. Una de ellas es una estrategia manipulativa, a través de la cría y reintroducción que utiliza los individuos que se mantienen en cautividad para intervenir sobre las poblaciones silvestres y afrontar los procesos de pérdida de hábitat. Así mismo, esta postura permite la tenencia en cautividad por parte de particulares como medida para evitar el hacinamiento de individuos en centros de

protección de la fauna e impedir la extinción de la especie. Este posicionamiento manipulativo tiene su origen a principios de los años setenta, cuando la protección de la especie alertó a los diferentes grupos naturalistas sobre la situación de amenaza en la que se encontraba la especie y motivó el desarrollo de campañas centradas en la lucha contra el comercio de la especie y en la gestión de la población cautiva a través de la recogida de individuos, cría en cautividad y translocación. Estas campañas, iniciadas por grupos naturalistas, y que implicaron a diferentes particulares que mantenían animales en cautividad, fueron imitadas y asumidas posteriormente por las administraciones responsables de la gestión de la fauna.

Sin embargo, el elevado número de individuos cautivos que eran ingresados en los organismos encargados de la gestión de la fauna dio lugar a situaciones de hacinamiento de individuos que conllevó a la aparición de episodios de elevada mortalidad provocados por una enfermedad de gran virulencia, la rinitis crónica o enfermedad catarral. Esto, junto con el ingreso de individuos de diferente procedencia geográfica, motivó el reconocimiento por parte de algunos de los colectivos implicados de los riesgos genéticos y de transmisión de enfermedades de las actuaciones manipulativas. Esta situación originó una crisis importante en la idea de manipulación y, junto con las recomendaciones realizadas desde el ámbito académico, en las que las translocaciones han sido rechazadas como opciones prioritarias para la conservación de la tortuga mora en el Sureste Ibérico (Giménez et al. 2001), motivó la construcción de una estrategia no-manipulativa para la conservación de la especie. Esta nueva estrategia propone separar la conservación de las poblaciones silvestres de la gestión de la población cautiva para abordar los problemas de conservación de la especie; considera la protección y conservación del hábitat de la tortuga y el mantenimiento del funcionamiento de los ecosistemas como la medida más adecuada y eficiente, rechazando la reintroducción y cría de animales cautivos, como línea de actuación prioritaria para la conservación de la especie. Así mismo, esta postura apoya el sacrificio de individuos enfermos, en particular los que presenten síntomas de enfermedad catarral, para impedir el contagio entre individuos cautivos y el riesgo de transmisión a las poblaciones silvestres, reducir los costes económicos y humanos del mantenimiento de individuos enfermos así como para evitar el hacinamiento de animales. Por último, la estrategia no-manipulativa persigue frenar la recolección y tenencia de tortugas en cautividad, considera las medidas manipulativas conllevan importantes riesgos y utiliza a la tortuga como especie bandera de los paisajes semiáridos del Sureste Ibérico.

#### **3.4. Recomendaciones para la conservación de la tortuga mora**

Actualmente, la estrategia no manipulativa parece ser la más adecuada en el marco de un plan para la conservación de la especie en el sureste peninsular. Esta afirmación se apoya en las recomendaciones realizadas en los distintos documentos técnicos de planificación de la conservación de la tortuga mora en las provincias de Murcia y Almería (Giménez et al. 2001, 2006). En estos documentos se concluye que el mantenimiento de las poblaciones silvestres no requiere de medidas de carácter manipulativo dado que su conservación depende de la eliminación de sus factores de amenaza, esto es, evitar la pérdida y fragmentación del hábitat provocado por el desarrollo urbano-turístico, construcción de nuevas infraestructuras lineales y expansión de la agricultura intensiva de regadío; y modificar la representación social de la tortuga para evitar la recolección de estos animales de las poblaciones silvestres (Giménez et al. 2001, 2004, 2006). El objetivo de las reintroducciones de tortuga mora en el sureste ha sido principalmente la de gestionar los individuos cautivos, no teniendo un objetivo claro de conservación de las poblaciones silvestres; debiendo de ser este último la finalidad de cualquier medida de carácter manipulativo.

Además, el uso de actuaciones de reintroducción podría incluso ser contraproducente ya que puede desplazar y restar esfuerzos a otras actuaciones que pueden resultar más efectivas para la conservación de la especie en el Sureste Ibérico. En este sentido, para frenar la pérdida de hábitat, se ha apuntado que es necesario aplicar medidas específicas para la conservación del hábitat ya que se ha calculado que la superficie actualmente protegida es insuficiente para cumplir las directivas europeas para la conservación del hábitat de la especie, tanto en Murcia (Giménez et al. 2001, 2004) como en Almería (Giménez et al. 2006). En el caso de la representación social de la tortuga, se recomienda el desarrollo de programas de educación ambiental que fomenten la imagen de animal silvestre. Por otra parte, la suelta de tortugas cautivas puede suponer un riesgo importante para las poblaciones silvestres por procesos de exogamia genética (Templeton 1994, Schwartz & Karl 2005) y de transmisión de enfermedades epidémicas (Jacobson 1993, 1994).

## Bibliografía

- ANADÓN, J.D., GIMÉNEZ, A., PÉREZ, I., MARTÍNEZ, M., y ESTEVE, M.A. (2006). "Habitat selection by the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in a multisuccessional landscape: implications for habitat management". *Biodiversity and Conservation*. 15,7:2287-99.
- CORBETTA, P. (2003). Metodología y técnicas de investigación social. *McGraw-Hill/Interamericana de España*. Madrid.
- GIMÉNEZ, A., ANADÓN, J.D., y ESTEVE, M.A. (2006). Estudios básicos sobre ecología y conservación de la tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en la provincia de Almería. *Junta de Andalucía*. Inédito.
- GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A., PÉREZ, I., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M., MARTÍNEZ, J., y PALAZÓN, J.A. (2004). La tortuga mora en la Región de Murcia: conservación de una especie amenazada. *DM Librero Editor*. Murcia.
- GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, J., MARTÍNEZ, M., y PÉREZ, I. (2001). Estudios básicos para una estrategia de conservación de la tortuga mora en la Región de Murcia. *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. Inédito.
- JACOBSON, E.R. (1993). "Implications of infectious diseases for captive propagation and introduction programs of threatened/endangered reptiles". *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 24,3:245-55.
- JACOBSON, E.R. (1994). "Causes of mortality and disease in tortoises: a review". *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 25,1:2-17.
- PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., y PEDREÑO, A. (2005). Percepción y prácticas sociales de los nuevos residentes rurales procedentes del turismo internacional en la provincia de Almería en relación a la problemática de la recolección y cautividad de la tortuga mora. *Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía*. Inédito.
- PÉREZ, I., GIMÉNEZ, A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., ANADÓN, J.D., MARTÍNEZ, M., y ESTEVE, M.A. (2004). "Non-commercial collection of spur-thighed tortoises (*Testudo graeca graeca*): a cultural problem in southeast Spain". *Biological Conservation*. 118,2:175-81.
- SCHWARTZ, T.S., y KARL, S.A. (2005). "Population and conservation genetics of the gopher tortoise (*Gopherus polyphemus*)". *Conservation Genetics*. 6,6:917-28.
- TEMPLETON, A.R. (1994). Coadaptation, local adaptation, and outbreeding depression. En: THORBJARNARSON, J.B., LAGUEUX, C.J., BOLZE, D., KLEMENS, M.W., MEYLAN, A.B. (2000). Human use of turtles: a worldwide perspective. En: KLEMENS, M.W. (Ed.) *Turtle conservation*. *Smithsonian Institution Press*. Washington and London.



# Valoración de las medidas de protección sobre la actividad pesquera artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Murcia, Mediterráneo SO)

ESPARZA-ALAMINOS, O.\*; PÉREZ-RUZAFÁ, A.; MARCOS, C. y GARCÍA-CHARTON, J.A.

*Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo. 30100. Murcia. España*

\* *Óscar Esparza Alaminos, Facultad de Biología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo. 30100. Murcia. España; email: esparza@um.es*

## Resumen

En 1995 se creó la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, con el fin de proteger las comunidades marinas y las poblaciones de especies ícticas de interés comercial. Esta medida está teniendo resultados positivos sobre las especies explotadas por la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos. Los datos de capturas y capturas por unidad de esfuerzo muestran una tendencia a aumentar con el tiempo, inversamente al resto de la flota pesquera de la Región de Murcia. Estos resultados demuestran que una adecuada gestión de la pesca artesanal con la instauración de áreas marinas protegidas es una potente herramienta para la conservación, la gestión pesquera y la economía de localidades costeras.

**Palabras clave:** *Área marina protegida, Efecto reserva, Mediterráneo, Gestión sustentable.*

## Summary

In 1995 the Cabo de Palos – Islas Hormigas marine reserve was created in order to protect the marine communities and the populations of commercial species. This measure has had positive results on the species exploited by the artisanal fleet of Cabo de Palos. Local catches and catch per unit effort data showed an increasing fishing trend, inversely to the rest of the Murcia Region. These results demonstrate that the proper management of artisanal fisheries through marine protected areas is a powerful tool for conservation, fisheries management and economy of coastal towns.

**Key words:** Marine protected area, Reserve effect, Mediterranean Sea, Sustainable management.

## 1. Introducción

Los ecosistemas marinos nunca han estado sometidos a tanta presión como la que actualmente se ejerce sobre ellos (FAO, 2007). Tal como señalan diversos estudios (Boersma & Parrish, 1999; Jackson *et al.*, 2001), la sobrepesca es la principal causa de alteración y degradación que está afectando a los ecosistemas marinos. La instauración de áreas marinas protegidas (AMPs), es una de las herramientas más ampliamente utilizadas para luchar contra el colapso de los *stocks* pesqueros (Alcalá, 1988; Agardy, 1997; Beddington *et al.*, 2007) y lograr la protección de la biodiversidad marina (Russ & Alcalá, 1996; García-Charton & Pérez Ruzafa, 1999; Roberts *et al.*, 2001, 2005; Pauly *et al.*, 2002; Murawski *et al.*, 2003; García-Charton *et al.*, 2008). No obstante, siendo la gestión de la pesca uno de los principales objetivos de la mayoría de las AMPs, aún son pocos los estudios que han aportado evidencias de los efectos de la protección sobre la actividad pesquera (Gell & Roberts, 2003; Kaunda-Arara & Rose, 2004; Murawski *et al.*, 2005) y el beneficio económico potencial obtenido por las poblaciones costeras asociadas a estas zonas (Roncin *et al.*, 2008). Esta situación es especialmente reseñable en nuestro país, donde la investigación en aspectos pesqueros de las AMPs es reciente y aún escasa (Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Goñi *et al.*, 2008; Higgins *et al.*, 2008).

La reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas se creó en 1995, y está cogestionada por el Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (aguas exteriores) y la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (aguas interiores). El objetivo del presente estudio es describir la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos y cuantificar el efecto de la protección, analizando la evolución temporal de las capturas, CPUE e ingresos por unidad de esfuerzo (€PUE), antes y después de la creación de la reserva marina.

## 2. Metodología

### 2.1. Área de estudio

El área de estudio queda delimitada por la distribución geográfica habitual de faena de la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos, e incluye a la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (Fig. 1), la cual está compuesta por una zona de reserva integral (270 ha) y una zona de amortiguación (1.628 ha) sujeta a una regulación de usos.

### 2.2. Metodología de muestreo

Se han realizado embarques aleatorios y encuestas en todos los barcos que componen la flota artesanal de Cabo de Palos desde febrero de 2005 a junio de 2007, registrándose datos de capturas (kg por especie), esfuerzo de pesca (longitud de arte o número de anzuelos) y posición (mediante GPS). El registro histórico de las capturas declaradas en lonja se ha realizado a partir de la bibliografía y de los registros oficiales del Servicio de Pesca de la Región de Murcia.

### 2.3. Tratamiento de datos y análisis estadístico

El estudio de la variación temporal (anual) como consecuencia de la protección se ha analizado para los artes de pesca mayoritarios de la flota de Cabo de Palos (trasmallo claro, trasmallo fino, palangre de fondo y redes de enmalle) mediante regresiones lineales, utilizándose como variables dependientes el valor medio anual de la captura declarada en lonja, el valor medio anual de CPUE y los ingresos brutos medios por unidad de esfuerzo (€PUE). La unidad de esfuerzo considerada en el caso de los datos de lonja ha sido el número máximo de embarcaciones censadas en Cabo de Palos. Para el cálculo de los ingresos por unidad de esfuerzo (€PUE) se han considerado precios constantes de 2001, teniendo en cuenta el IPC según datos obtenidos del Instituto Nacional de Estadística ([www.ine.es](http://www.ine.es)). Se ha introducido la información georreferenciada de los fondos marinos de la Región de Murcia, junto con las posiciones de cada lance, en un Sistema de Información Geográfica (ArcGIS v.9.2). Para representar la densidad de distribución del esfuerzo se ha considerado un área circular de 1.500 m de diámetro (valor aproximado de la longitud media de las unidades de pesca empleadas). Además, se han realizado análisis de la varianza sobre los valores medios de CPUE, considerando como factor de interés la distancia desde el punto medio del lance al borde de la reserva integral (en rangos de 3 km).

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Distribución espacial del esfuerzo pesquero

El empleo del trasmallo claro se centra mayoritariamente en los fondos rocosos del interior del área protegida y en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica*, asociado a fondos detríticos. Se observa una concentración del esfuerzo de pesca en el interior de la reserva marina, que disminuye con la distancia a la misma, tanto hacia el norte como hacia el sur. Las zonas con mayor densidad de pesca se localizan en torno a un kilómetro de distancia del puerto de Cabo de Palos hacia el sur, así como más hacia el sur, en unas formaciones rocosas asociadas a la pradera de *P. oceanica* (20-25 m de profundidad). Otras áreas en las que se ha registrado cierta concentración del esfuerzo pesquero han sido la zona ocupada por los arrecifes artificiales y, frente a cabo Negrete, a profundidades superiores a los 50 metros. El análisis de la varianza no ha detectado diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios anuales de CPUE para los rangos de distancia [ $F(9, 58)=1,87$ ;  $p=0,075$ ]. No obstante, en las proximidades del área protegida se aprecia una ligera tendencia al incremento de CPUE desde los 5 km hasta el borde de la reserva marina (Fig. 2).

La pesca con trasmallo fino se practica principalmente sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, concentrándose el esfuerzo principalmente en las zonas más someras (Fig. 3). Aunque no se aprecian diferencias estadísticamente significativas debidas al factor distancia [ $F(9, 84)=1,05$ ;  $p=0,4$ ], se observa una ligera tendencia de aumento de CPUE al acercarse a la zona protegida y sobre las áreas de arrecifes artificiales.

El esfuerzo de pesca para el palangre se centra en los bajos y límites de la reserva. Dentro de la reserva marina y sobre el área de arrecifes artificiales se registran los mayores valores medios de CPUE. Los valores más elevados de CPUE se dan asociados a fondos rocosos, límites (somero y profundo) de la pradera de *Posidonia oceanica* y fondos detríticos costeros (Fig.4).

El empleo de las redes de enmalle se concentra en las proximidades del puerto de Cabo de Palos, aunque también se aprecia una clara agregación en la zona de arrecifes artificiales (Fig. 5). Los valores más elevados de CPUE para los tres artes de enmalle considerados (red alta, red de nailon y bonitolera) se dan en las biocenosis formadas por *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica* y fondos arenosos asociados a los límites someros de las praderas de fanerógamas marinas, mientras que para red alta y red de nailon se dan sobre fondos detríticos costeros.

Cada tipo de arte se emplea preferentemente para la captura de determinadas especies, las cuales se buscan de forma activa en función de sus preferencias de profundidad y tipo de fondo. El esfuerzo de pesca se encuentra modulado por otros factores, como pueden ser la distancia a puerto y a los límites de la reserva, la época del año, las condiciones ambientales, o el conocimiento que tienen los pescadores sobre la biología de las especies y la localización de diversas formaciones naturales y/o artificiales que puedan actuar como elementos atractivos para las especies de interés pesquero.

### 3.2. Evolución temporal de las capturas

La captura desembarcada ha mostrado un incremento significativo desde 1995 (año de la creación de la reserva marina) a 2007 ( $r^2=0,76$ ;  $p<0,001$ ). Los valores de las capturas declaradas en lonja varían desde los 6.000 kg en 1995 a 40.315 kg en 2006 (Fig. 6). El análisis de la varianza para los valores medios anuales de las capturas, agrupados en tres periodos (periodo 1: 1993-1996; periodo 2: 1999-2003; periodo 3: 2004-2007) presenta diferencias significativas inter-grupos ( $p < 0,01$ ), mostrando las pruebas *post hoc* diferencias estadísticamente significativas entre el periodo 1993-1996, antes de las medidas de protección, y 2004-2007 ( $p < 0,05$ ).

Las CPUE muestran un incremento exponencial significativo desde 1993 a 2007 ( $r^2= 0,78$ ;  $p=0,000$ ) con oscilaciones que varían entre 600 kg por embarcación en 1993 y 4.960 kg por embarcación en 2006 (Fig. 7).

El valor monetario de la biomasa desembarcada, a precios constantes de 2001, muestra una tendencia a aumentar a lo largo del tiempo, aunque no ha resultado estadísticamente significativa ( $r^2=0,30$ ;  $p=0,12$ ) (Fig. 8). Esta tendencia difiere claramente de la situación global de la pesca en la Región de Murcia para el mismo periodo de tiempo, que ha sido marcadamente descendente (Fig. 9).

## 4. Conclusiones

- La creación del área marina protegida está beneficiando a la economía local, potenciando los beneficios generados por la actividad pesquera. El rendimiento económico total de la pesca desembarcada por la flota artesanal de Cabo de Palos presenta una tendencia a aumentar desde 2001 hasta 2007. Esta situación difiere del resto de la flota pesquera, para la que los beneficios totales tienden a disminuir.
- Las medidas de protección están teniendo resultados positivos sobre las poblaciones ícticas de interés pesquero. Los datos muestran un incremento significativo de las capturas totales y las CPUE desde antes de la puesta en marcha de las medidas de protección (1993) hasta el año 2007, para la flota artesanal que faena dentro y en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Esta situación es contraria a la del resto de flotas artesanales de la Región de Murcia.
- Los pescadores tratan de optimizar las capturas centrando el esfuerzo en las proximidades del puerto así como en el interior de la reserva marina. Los fondos sometidos a un mayor esfuerzo pesquero están representados por formaciones rocosas asociadas a praderas de *Posidonia oceanica* y a las zonas de arrecifes artificiales.
- La distribución de las CPUE son mayores en las zonas próximas a la reserva que en su interior, y en los límites de las praderas de fanerógamas marinas (ecotonos), lo que sugiere que el efecto esperado por los pescadores les condiciona más que el observado a la hora de elegir la zona de pesca.

## 5. Bibliografía

- ALCALÁ, A.C., (1988). Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, 17(3): 194-199.
- AGARDY, T.S., (1997). Marine protected areas and ocean conservation. *Academic Press*, Inc., Austin, Texas. 244 pp.
- BEDDINGTON, J., AGNEW, D.J. & CLARK C.W., (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.
- BOERSMA, P.D. & PARRISH, J.K., (1999). Limiting abuse: marine protected area, a limited solution. *Ecological Economics*, 31: 287-304.
- FAO, (2007). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2006. Roma.
- GARCÍA-CHARTON, J.A. & PÉREZ-RUZAFÁ, A., (1999). Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42: 1-20.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., MARCOS, C., CLAUDET, J., BADALAMENTI, F., BENEDETTI-CECCHI, L., FALCÓN, J.M., MILAZZO, M., SCHEMBRI, P.J., STOBART, B., VANDEPERRE, F., BRITO, A., CHEMELLO, R., DIMECH, M., DOMENICI, P., GUALA, I., LEDIRÉACH, L., MAGGI, E., PLANES, S., (2008). Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221.

- GELL, F.R. & ROBERTS, C.M., (2003). The fishery effects of marine reserves and fishery closures. *WWF-US*, Washington.
- GOÑI, R., ADLERSTEIN, S., ALVAREZ-BERASTEGUI, D., FORCADA, A., REÑONES, O., CRIQUET, G., POLTI, S., CADIOU, G., VALLE, C., LENFANT, P., BONHOMME, P., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., GARCÍA-CHARTON, J.A., BERNARD, G., STELZENMÜLLER, V. & PLANES, S., (2008). Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 159-174.
- HIGGINS, R.M., VANDEPERRE, F., PÉREZ-RUZAFÁ, A. & SANTOS, R.S., (2008). Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *Journal for Nature Conservation*, 16: 222-233.
- JACKSON, J.B.C., KIRBY, M.X., BERGER, W.H., BJORN DAL, K.A., BOTSFORD, L.W., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R., ERLANDSON, J., ESTES, J.A., HUGHES, T.P., KIDWELL, S., LANGE, C.B., LENIHAN, H.S., PANDOLFI, J.M., PETERSON, C.H., STENECK, R.S., TEGNER, M.J. & WARNER, R.R., (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- KAUNDA-ARARA, B. & ROSE, G.A., (2004). Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation*, 118: 1-13.
- MURAWSKI, S.A., RAGO, P.J. & FOGARTY, M.J., (2003). Spillover effects from temperate marine protected areas. En: Shipley, J.B., (Ed.), *Sea Grant Symposium Aquatic protected areas as fisheries management tools*, American Fisheries Society, Quebec, Canada: 167-184.
- MURAWSKI, S.A., WIGLEY, S.E., FOGARTY, M.J., RAGO, P.J. & MOUNTAIN, D.G., (2005). Effort distribution and match patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1150-1167.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., GUÉNETTE, S., PITCHER, T.J., SUMAILA, U.R., WALTERS, C.J., WATSON, R. & ZELLER, D., (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418:689-695.
- ROBERTS, C.M., BOHNSACK, J.A., GELL, F.R., HAWKINS, J.P. & GOODRIDGE R., (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920-1923.
- ROBERTS, C.M., HAWKINS, J.P. & GELL, F., (2005). The role of marine reserves in achieving sustainable. *Philosophical Transactions of Royal Society*, 360: 123-132.
- RONCIN, N., ALBAN, F., CHARBONEL, E., CREC'HRIOU, R., DE LA CRUZ MOLINO, R., CULIOLI, J.M., DIMECH, M., GOÑI, R., GUALA, I., HIGGINS, R., LAVISSE, E., LE DIREACH, L., LUNA, B., MARCOS, C., MAYNOU, F., PASCUAL, J., PESON, J., SMITH, P., STOBART, B., SZELIANSZKY, E., VALLE, C., VASELLI, S. & BONCOEUR, J., (2008). Uses of ecosystem services provided by MPAs: How much do they impact the local economy? A southern Europe perspective. *Journal for Nature Conservation*, 16: 256-270.
- RUSS, G.R., & ALCALÁ, A.C., (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132:1-9.
- STELZENMÜLLER, V., MAYNOU, F. & MARTÍN, P., (2007). Spatial assessment of benefits of coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation*, 136: 571-583.
- STELZENMÜLLER, V., MAYNOU, F., BERNARD, G., CADIOU, G., CAMILLERI, M., CREC'HRIOU, R., CRIQUET, G., DIMECH, M., ESPARZA-ALAMINOS, O., HIGGINS, R., LENFANT, P. & PÉREZ-RUZAFÁ, A., (2008). Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (12): 2018-2026.

FIGURAS

Figura 1:

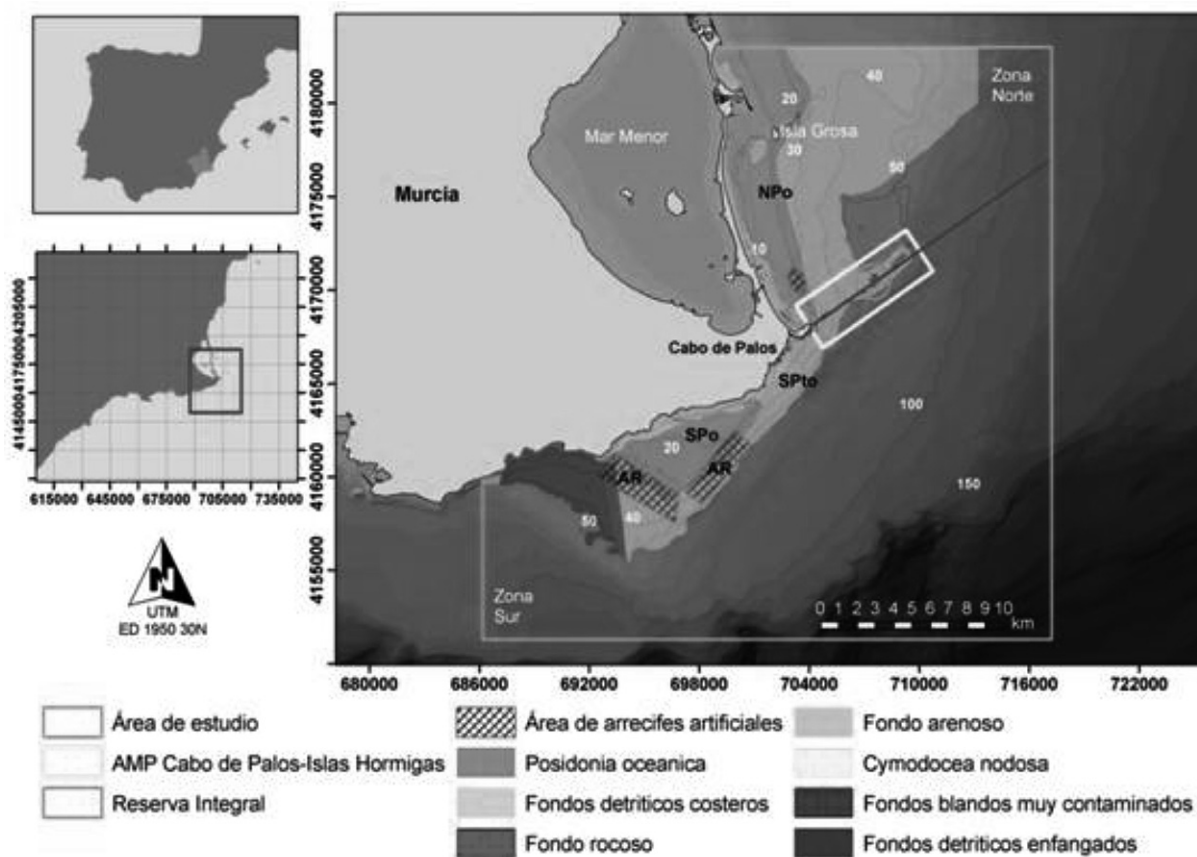


Figura1. Localización de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Se indica la situación de las zonas de arrecifes artificiales y las principales biocenosis, así como la batimetría de la zona. La línea azul divide el área de estudio en dos zonas en función de los vientos dominantes, de modo que la zona norte se ve afectada por los vientos de componente E y NE, y la sur por vientos de componente SE, S y SW.

Figura 2:

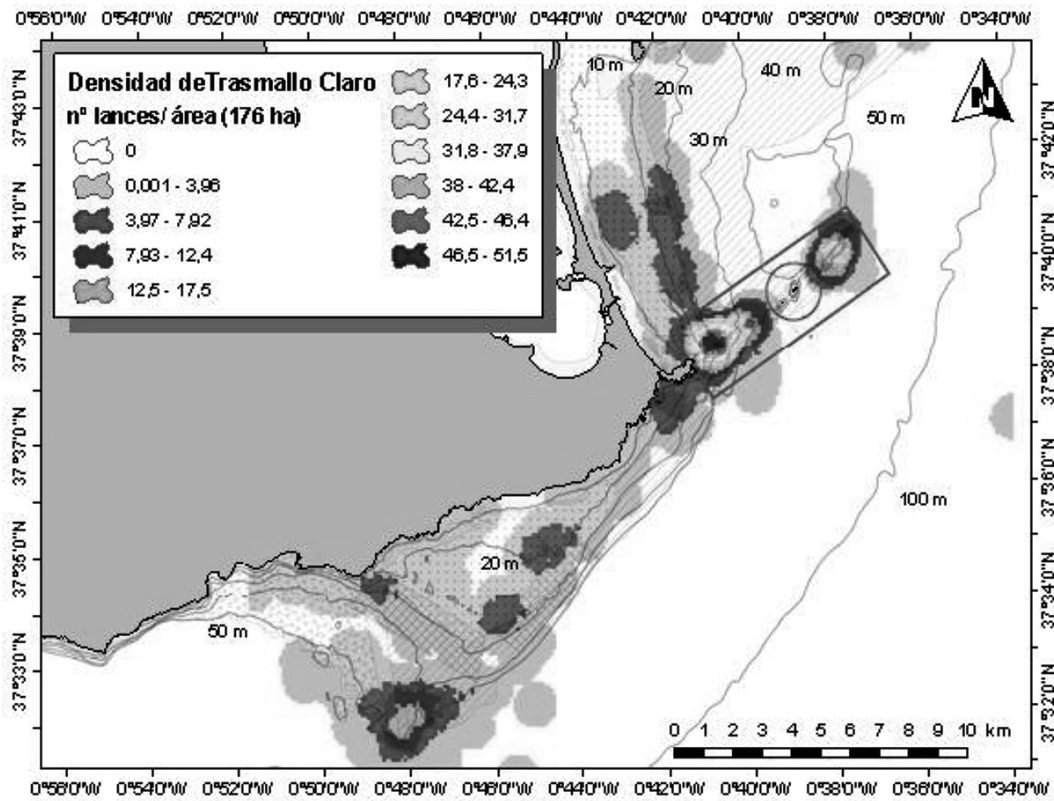


Figura 2. Distribución espacial del esfuerzo pesquero total ejercido en la zona de estudio para el trasmallo claro. Se representa la densidad de lances por superficie, utilizando el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Figura 3:

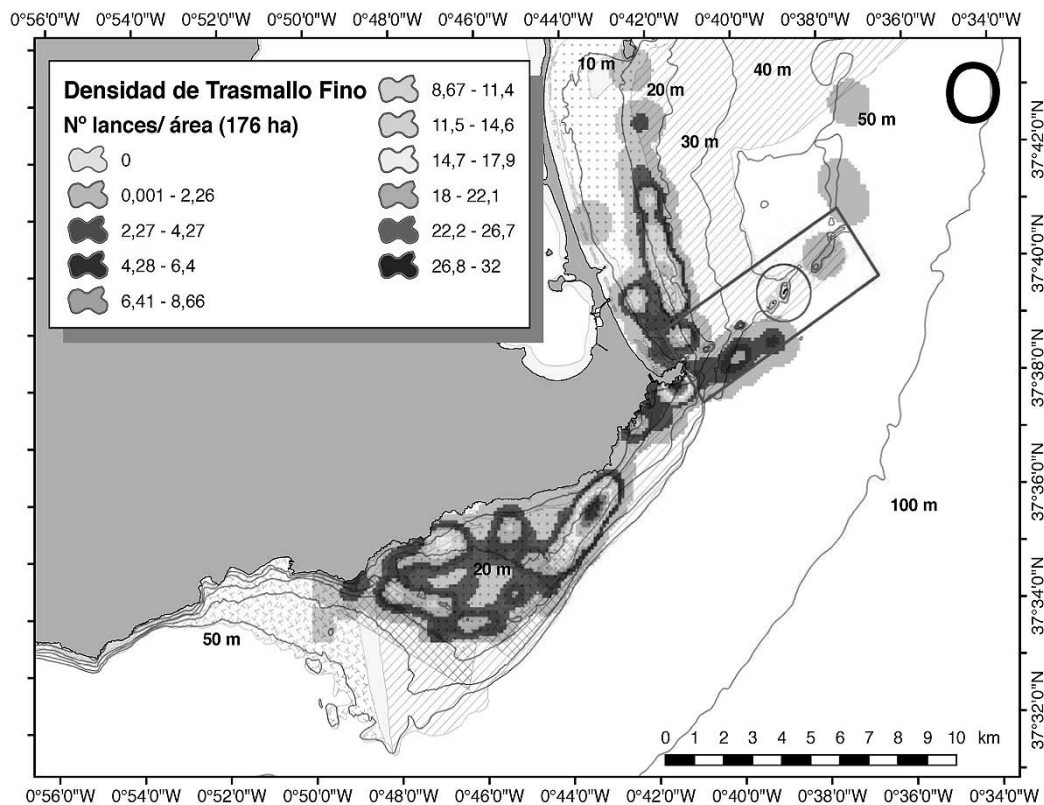


Figura 3. Distribución espacial del esfuerzo pesquero total ejercido en la zona de estudio para el trasmallo fino. Se representa la densidad de lances por superficie, utilizando el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Figura 4:

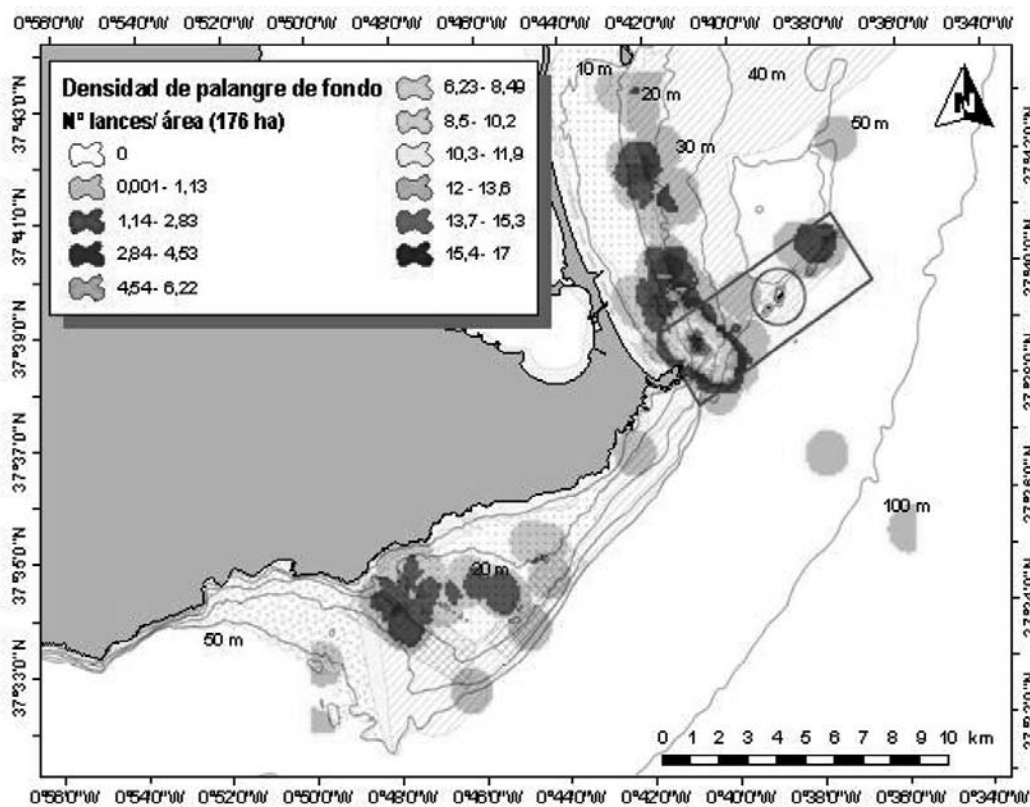


Figura 4. Distribución espacial del esfuerzo pesquero total ejercido en la zona de estudio para el palangre de fondo. Se representa la densidad de lances por superficie, utilizando el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Figura 5:

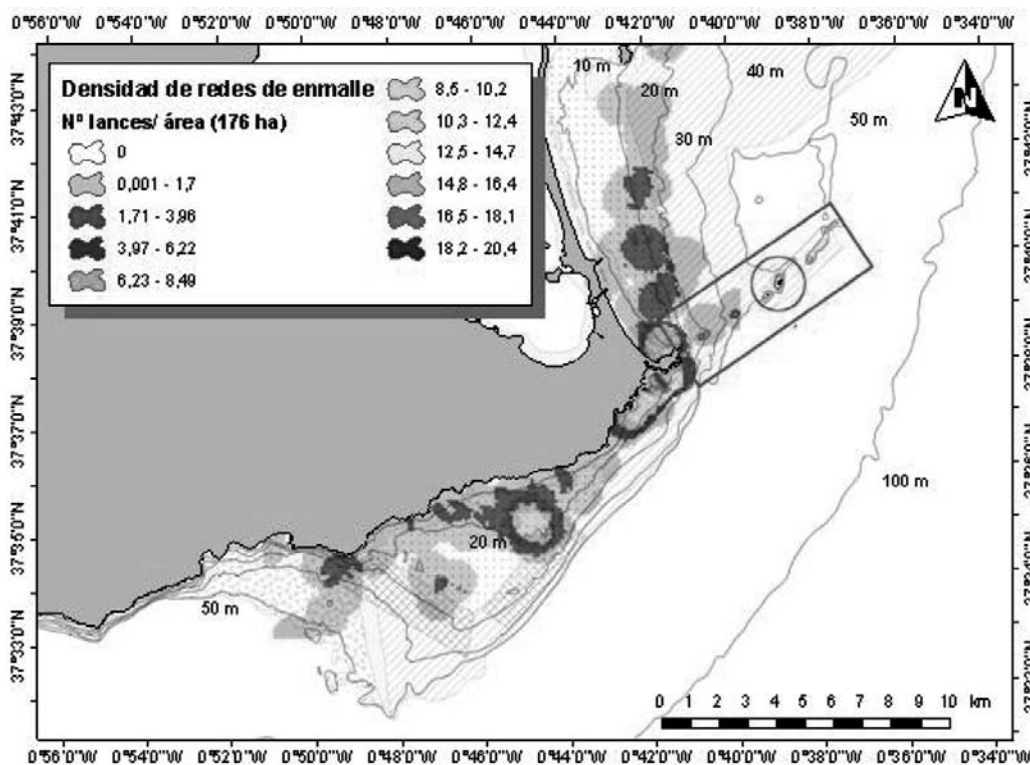


Figura 5. Distribución espacial del esfuerzo pesquero total ejercido en la zona de estudio para las redes de enmalle. Se representa la densidad de lances por superficie, utilizando el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Figura 6:

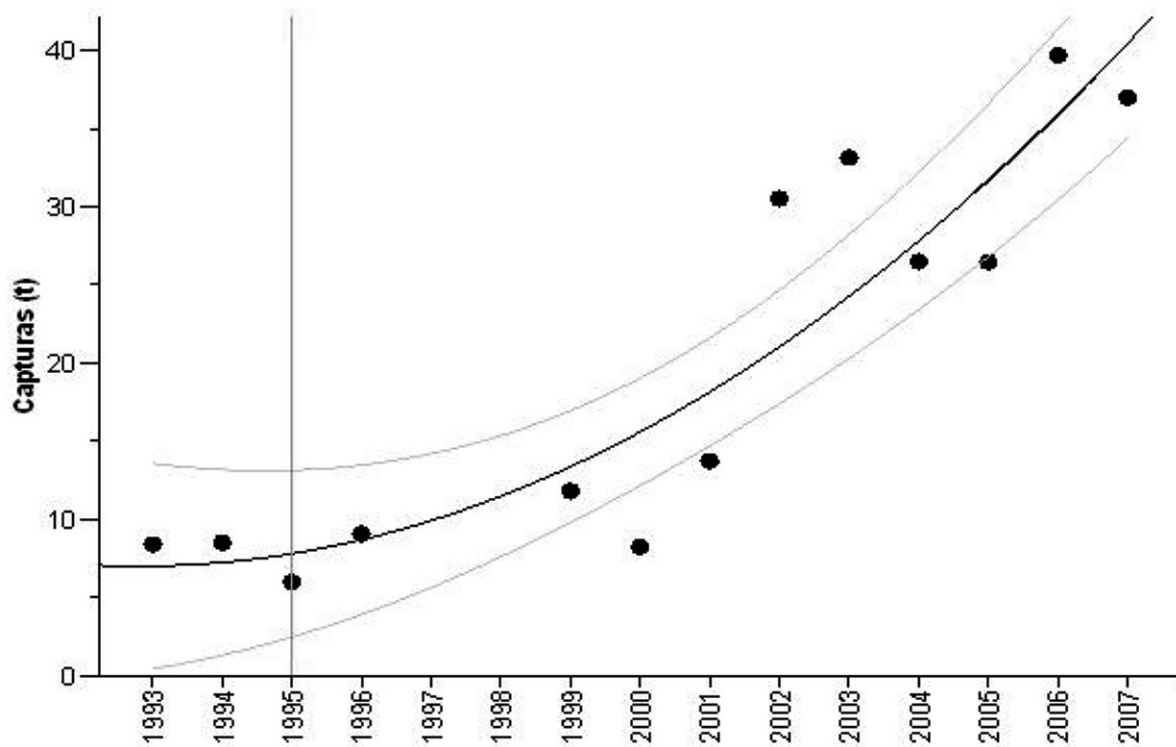


Figura 6. Evolución de las capturas totales desembarcadas (en toneladas) por la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995 (línea vertical). Se aprecia un ajuste cuadrático de los puntos (línea negra), las líneas grises representan el intervalo de confianza (I.C. 95 %).

Figura 7:

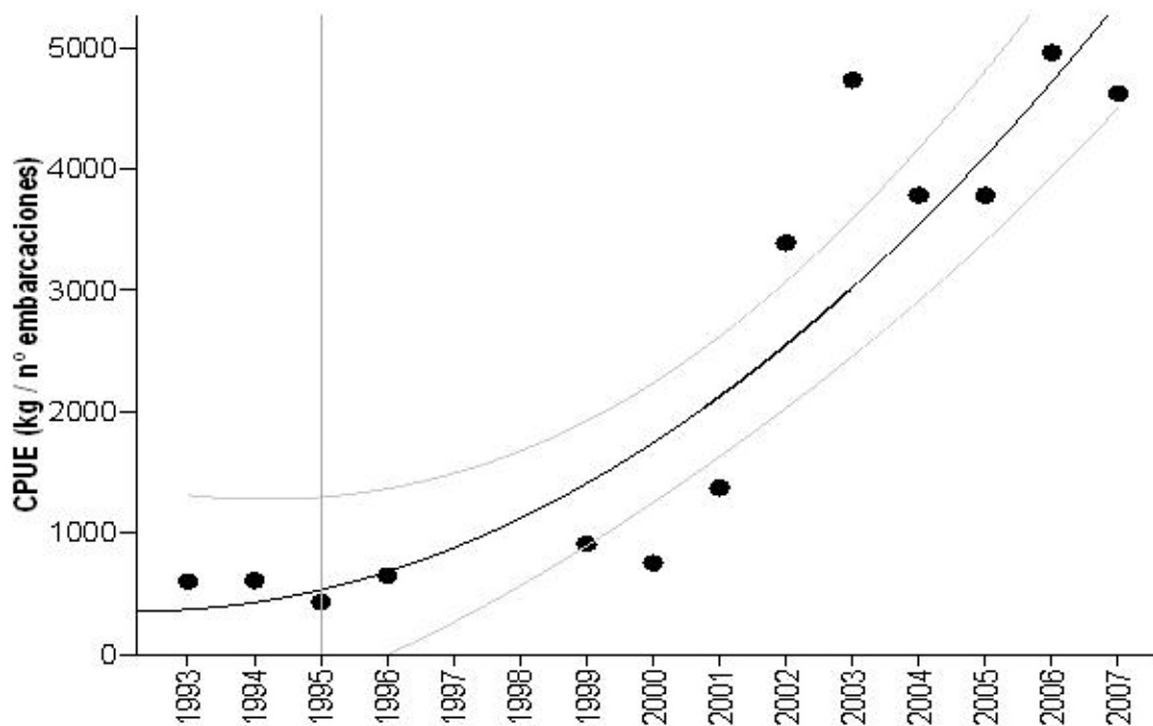


Figura 7. Evolución de las CPUE (en kg/número de embarcaciones) de la flota artesanal de Cabo de Palos a partir de los registros de lonja, antes y después de la creación de la reserva marina en 1995 (línea vertical). Se aprecia un ajuste cuadrático de los puntos (línea negra), las líneas grises representan el intervalo de confianza (CI 95 %).

Figura 8:

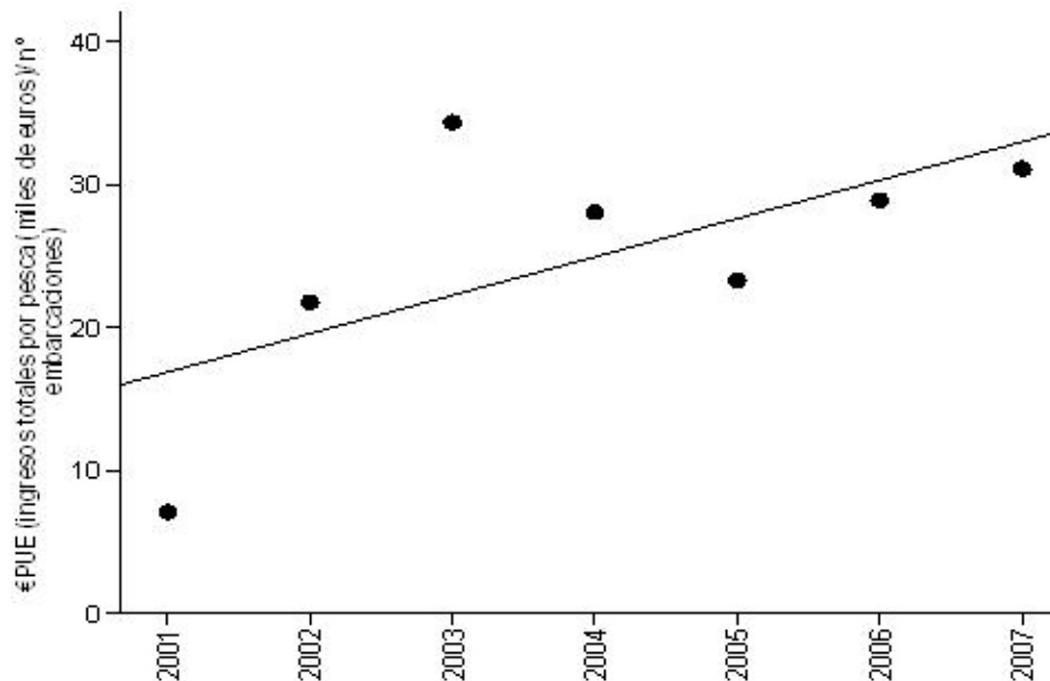


Figura 8. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para la flota artesanal de Cabo de Palos, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.

Figura 9:

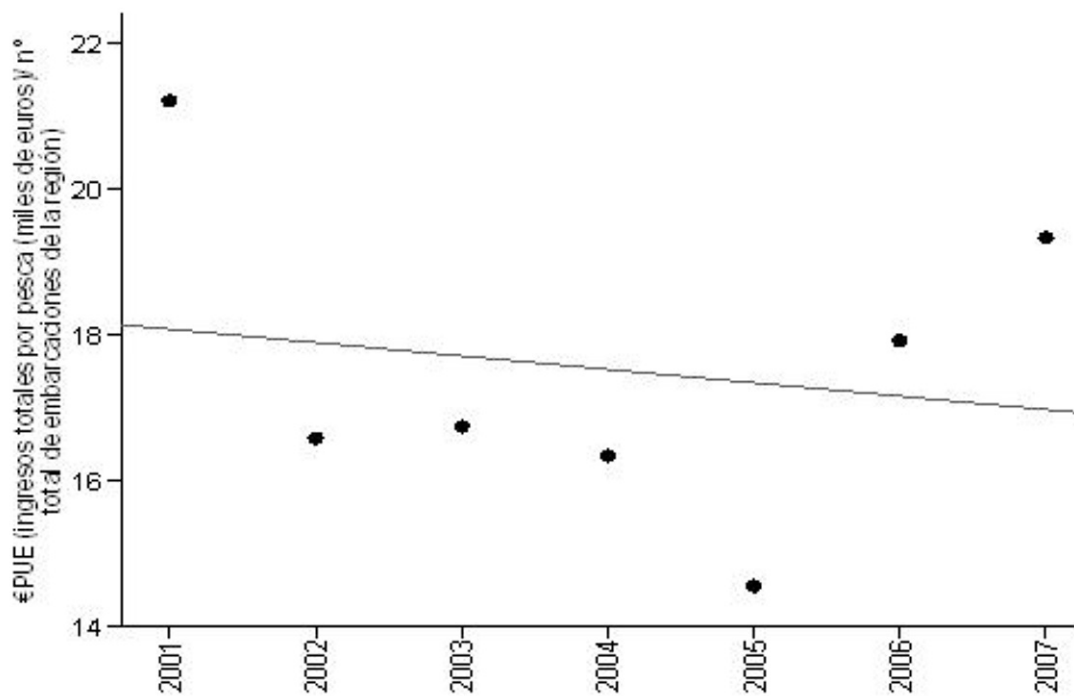


Figura 9. Evolución de los ingresos por unidad de esfuerzo (miles de euros/nº de embarcaciones) para toda la flota de la Región de Murcia, a precios constantes de 2001, teniendo en cuenta la inflación interanual para la Región de Murcia.



## Sostenibilidad del modelo turístico Golf Resort: Un caso de estudio

GUTIÉRREZ CÁNOVAS, A. y VELASCO GARCÍA, J.  
*adriangutierrezcanovas@gmail.com & jvelasco@um.es*

### Resumen

La proliferación en la Región de Murcia en los últimos años del tipo de modelo de alojamiento Golf Resort, consistente en urbanizaciones de baja densidad con campos de golf asociados, ha supuesto y supone hoy en día una fuente generadora de grandes transformaciones para el territorio murciano y los factores ambientales que lo componen. En este marco, se ha realizado el análisis de sostenibilidad de uno de estos complejos turísticos, el “Mar Menor Golf Resort” (MMGR), situado en el municipio de Torre Pacheco. Para ello se ha realizado una consulta a los residentes de dicho complejo con el objeto de extraer información sobre el perfil del ciudadano medio del MMGR, sus hábitos de consumo y para el cálculo de diferentes indicadores de sostenibilidad que finalmente se integran en el cálculo de la Huella Ecológica (HE). Comparando los resultados obtenidos con medias regionales y nacionales se observa con claridad como esta tipología de alojamiento genera elevadas presiones sobre los recursos naturales y el medio en el que se inscribe, mostrando valores sensiblemente superiores de Huella Ecológica y consumo de agua principalmente.

**Palabras clave:** *Golf Resort, sostenibilidad, Huella Ecológica.*

### Abstract

The proliferation in the Region of Murcia in recent years of the turistic model lodging Golf Resort, consisting in low density urbanizations with linked Golf fields, has meant and meant nowadays, a great transformations of the territories of Murcia and for the environmental factors witch compose it. In this framework, we have studied the sustainability of one of this tourist complex, the “Mar Menor Golf Resort” (MMGR), in Torre Pacheco. In order to this, a query to the residents of that complex has been realized, to extract the average citizen profile of MMGR, consume habits and assess indicators of sustainability, that finally were integrated to calculate the Ecological Footprint (HE). Comparing the obtained results with regional and national averages, it is clearly showed how this type of lodging creates high pressures on natural resources and environment, in which fits, showing significantly higher values of ecological footprint and water consumption, mainly.

**Key words:** *Golf Resort, sustainability, Ecological Footprint.*

### 1. Introducción

Se cumplen 36 años desde que la primera urbanización residencial de densidad difusa denominada Resort fuera construida en suelo murciano. A lo largo de estas casi cuatro décadas le siguieron muchos más, de hecho el incremento de los Resorts en la Región de Murcia no ha parado de crecer desde entonces. Paralelamente a este crecimiento se desarrollaron los campos de golf asociados a dichos complejos que les otorgaban un valor añadido, convirtiéndolos en Golf Resorts (Serrano, 2007). A la postre, este sería el modelo dominante en la Región y máximo exponente de la política turística adoptada por la Región de Murcia basada en el turismo residencial (Deloitte y Exceltur, 2005).

En el presente artículo se ha analizado la sostenibilidad de este modelo, mediante el estudio de uno de estos complejos residenciales, el “Mar Menor Golf Resort” (MMGR) enclavado en Torre Pacheco. Este análisis esta basado en el cálculo de diferentes indicadores de sostenibilidad, entre los que destaca la Huella Ecológica El concepto de Huella Ecológica fue definido por primera vez por sus autores (Ress y Wackernagel, 1996) como “el área de territorio ecológicamente productivo (cultivos pastos, bosques o ecosistemas acuáticos) necesaria para producir los recursos utilizados y para simular los residuos producidos por una población determinada con un nivel de vida específico de forma indefinida y en cualquier área”. La Huella Ecológica (HE) es pues, un indicador de la sostenibilidad del estilo de vida de una comunidad o individuo o de una acción humana o simplemente estilo de vida de un individuo que se compara con la capacidad regenerativa o Biocapacidad (BC) del espacio biofísico (sistema soporte de vida) donde la comunidad o la acción tiene lugar (Ress y

Wackernagel, 1996). La acción o estilo de vida será sostenible si la HE no sobrepasa la BC y será insostenible si HE es mayor que BC (Déficit Ecológico).

## 2. Metodología

### 2.1 Descripción del Mar Menor Golf Resort

El complejo se sitúa en el municipio de Torre Pacheco en la Región de Murcia a 17 Km de Cartagena, a 29 Km de Murcia y 6 Km del Mar Menor. En el 2º semestre de 2004 y primer semestre de 2005 se hizo la entrega de llaves de la primera fase de este Resort con una superficie de 696.399 m<sup>2</sup> ya en funcionamiento y en junio del año 2004 se aprobó la ampliación del mismo que suma una superficie de 810.159 m<sup>2</sup> (La Verdad, 2006) aun en construcción, estando prevista su conclusión en el año 2009 (La Opinión, 2008).

Este Golf Resort cuenta con diferentes tipos de viviendas que podemos dividir en apartamentos, villas, y adosados con diferentes modalidades dentro de cada tipo de vivienda. En cuanto a instalaciones y servicios, el “Mar Menor Golf Resort” dispone de un campo de golf de 18 hoyos, otras instalaciones deportivas (tenis, voleibol, fútbol, baloncesto etc), un hotel de 5 estrellas “Gran Lujo”, colegio bilingüe, 2 bares y 3 restaurantes, un centro sanitario, bancos, tiendas especializadas, supermercados, peluquerías, lavanderías, farmacias, restaurantes, cines, alquiler de vehículos y agencias de viajes.

### 2.2. Obtención de la información

El perfil de los habitantes y la información necesaria para el cálculo de los indicadores de sostenibilidad se ha obtenido mediante una encuesta a los residentes del Golf Resort. Dicha encuesta (Anexo), de elaboración propia, se encuentra articulada en 4 grandes apartados:

- **Datos personales y de la vivienda:** Este apartado está compuesto, por un lado, de un cuestionario sobre datos personales de interés de los encuestados tales como nacionalidad, edad, estudios etc., y por otro lado, contiene las cuestiones relativas al tipo de vivienda, extensión y frecuentación de la misma.
- **Valoración del acceso y cercanía a los servicios:** En una escala de 1 a 5, siendo 1 muy malo, muy poco o nunca, y 5 muy bueno, mucho, o siempre, se pide a los encuestados que valoren la facilidad de acceso a servicios tales como, transporte, ocio, compras etc., que poseen como habitantes del *Golf Resort*.
- **Valoración de la gestión y calidad de las instalaciones del resort:** En este apartado se pide que los encuestados juzguen la gestión de las instalaciones de y su calidad, de acuerdo a la escala de preferencia comentada en el apartado anterior.
- **Valoración de hábitos de consumo:** Por último se pide a los habitantes del Resort que contesten a una serie de ítems relativos a sus hábitos de consumo de agua, electricidad, uso de vehículos etc.

La encuesta fue realizada en 3 visitas a las instalaciones del Mar Menor Golf Resort, las dos primeras tuvieron lugar en abril de 2008 y la restante en el mes de agosto. Del total de 920 viviendas operativas en el momento de la realización de la encuesta en el mes de abril, solo 250 de las viviendas estaban habitadas, mientras que en agosto aumentaba hasta las 350 o 400, pero con un gran porcentaje de viviendas de alquiler por cortos periodos de tiempo que en muchos casos no superaban el mes. En estas tres visitas se llamó a la puerta de más de 100 viviendas, consiguiendo solo encuestas válidas para 30 familias: 22 familias en las visitas de Abril, equivalente al 78% del total; 8 familias en las visitas de Agosto, equivalente al 24% del total. El error de muestreo se situaría en un rango entre 16,8% y 17,2% según el momento de realización de la encuesta, para un intervalo de confianza del 95% lo cual representa un error de muestra válido para obtener un perfil representativo de los habitantes del Resort.

### 2.3 Procesado de datos

La dinámica a seguir para el tratado de la información extraída de las encuestas engloba la normalización de las magnitudes de los indicadores de tal manera que resulte factible su posterior comparación con medias nacionales y regionales proporcionadas por el Instituto Nacional de Estadística.

En primer lugar se calcularon los indicadores de sostenibilidad individuales de consumo de agua, electricidad, gastos de comunidad y generación de residuos sólidos. Posteriormente, los datos relativos a estos indicadores junto a otros hábitos de consumo relativos al transporte se utilizaron para el cálculo de la Huella Ecológica. Para ello se utilizó el formulario online de la organización “Redefining Process”, la cual ha desarrollado un nuevo método de cálculo de la Huella Ecológica, conocido como método Footprint 2.0 (EF 2.0) que incorpora en el mismo la superficie necesaria para la

vida de otras especies y la superficie de otros biomas, entre otros aspectos. Para realizar comparaciones con otras estimas de Huella Ecológica a nivel regional, nacional y mundial, obtenidas con la versión anterior (EF 1.0) o con el programa "Earth Day Network", se ha dividido por 9 la Huella Ecológica obtenida para el MMGR.

### **3. Resultados**

#### **3.1 Perfil del residente típico del Golf Resort**

La nacionalidad del residente del Golf Resort es mayoritariamente inglesa (81%), seguida por la española (19%). La mayoría de los habitantes tienen una edad superior a los 50 años, estando el 69% jubilados. La superficie media de la vivienda es de 205,6 m<sup>2</sup>, cuenta con tres dormitorios y la ocupación media es de 2,8 individuos por vivienda.

#### **3.2 Valoración de la calidad y facilidad de acceso a los servicios**

En general, los habitantes encuestados encuentran una notable facilidad para acceder a los servicios y actividades normales en una comunidad (Figura 1), siendo la valoración global de los servicios bastante aceptable (3,5). Destaca positivamente la gran cercanía de las playas y del aeropuerto, mientras que el acceso a los centros sanitarios destaca como uno de los aspectos peor valorados.

En cuanto a la calidad de servicios prestados por el Golf Resort, los residentes dan una valoración de muy buena (4,1), destacando positivamente los servicios de seguridad y de limpieza (Figura 2). El transporte público obtiene la peor puntuación, algo obvio debido a la inexistencia de este servicio en el Resort.

#### **3.3 Hábitos de consumo**

El habitante medio del Golf Resort presenta un consumo medio de agua de 281 l/hab/día, cifra acusadamente superior a las medias nacionales y regionales (165 y 158 l/hab/día, respectivamente). Según algunos estudios recientes el modelo de urbanización difusa consume el triple de agua en comparación con el modelo de vivienda compacta típica del centro urbano (Saurí y Domene, 2003). En nuestro cálculo, el consumo de agua estaría cercano al doble de ambas medias (aumento superior al 41% para ambas), pero en ningún caso supondría el triple. Esto es en parte debido a que en el cálculo medio para Murcia y España se incluyen tanto las viviendas del casco urbano como las viviendas en urbanizaciones de tipo difuso.

En cambio, el consumo medio de electricidad en el MMGR es de 38,5 euros/hogar/mes, cifra prácticamente igual al consumo medio en España en 2006 (38,56 euros/hogar/mes) y por debajo del consumo medio actual (42,41 euros/hogar/mes, en 2008).

El gasto en comunidad en el MMGR es bastante elevado (161,5 euros/hogar/mes) en relación a la media española (24,5 euros/hogar/mes, para el año 2006). El habitante del Golf Resort paga una serie de servicios extraordinarios, como el mantenimiento del Campo de Golf, seguridad, limpieza, etc que encarece este aspecto.

En cuanto a la producción de residuos sólidos urbanos por habitante, el valor medio obtenido en el MMGR (531,5 kg/hab/año) es ligeramente inferior a la media nacional (525,5 kg/hab/año) e inferior a la media en la Región de Murcia (610 kg/hab/año).

#### **3.4 Huella y Déficit ecológico**

La Huella Ecológica del habitante del MMGR obtenida ha sido de 64,5 gha/persona/año, de las cuales las mayores aportaciones por tipos de consumo se deben a los alimentos y al carbono relativo al consumo de combustibles en transporte (Figura 3). Las mayores aportaciones por tipos de ecosistemas corresponden a las pesquerías marinas y al bosque (Figura 4).

En la Tabla 2 se presentan los valores de Huella Ecológica, Biocapacidad y Déficit Ecológico obtenidos para el MMGR y comparados con los de la Región de Murcia, de España y del Mundo calculados por el método tradicional (EF 1.0) y el nuevo método (EF 2.0) utilizado en el presente estudio. Como se observa, la Huella Ecológica del habitante del MMGR es sensiblemente superior a todas las demás. Este indicador cobra más importancia cuando se relativiza con la Biocapacidad para cada área. Como observamos el déficit ecológico más acusado lo poseen los habitantes del MMGR, si bien los otros ejemplos muestran un déficit que no puede ser ninguneado en absoluto.

#### 4. Conclusiones

El habitante medio del Mar Menor Golf Resort es un ciudadano de nacionalidad inglesa, mayor de 50 años, inactivo laboralmente y en gran acuerdo con la gestión, calidad y oferta de servicios que encuentra en el Golf Resort. Se diferencia esencialmente de un ciudadano medio nacional o regional en presentar consumos hídricos muy elevados, altos gastos comunitarios, mayor Huella Ecológica, especialmente la referida al carbono, y un Déficit Ecológico mayor casi en 10 gha/persona/año que la media regional (Figura 5). Si todos los habitantes de Murcia vivieran en Golf Resorts similares al MMGR y tuvieran estilos de vida similares harían falta 4,7 Murcias, para poder abastecer de recursos a la población.

Por último podemos concluir que este modelo de crecimiento urbano y turístico es insostenible para la Región de Murcia debido a su gran consumo de recursos naturales y al gran Déficit Ecológico en el que incurren sus habitantes, superando ambos aspectos ampliamente las medias nacionales y regionales.

#### Bibliografía

- CAPELLADES, M.; RIVERA, M.; SAURÍ, D. (2002). Luces y sombras en la gestión de la demanda urbana de agua: el caso de la Región Metropolitana de Barcelona. *Actas del III Congreso Ibérico de Planificación y Gestión de Aguas: 13-17. Fundación Nueva Cultura del Agua, Sevilla.*
- ESPEJO, C. (2004). Campos de Golf y medio ambiente. Una interacción necesaria. *Cuadernos de Turismo, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia*, 14: 67-111.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, (2006). Encuesta sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. *www.ine.es.*
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (2006). Encuesta sobre presupuestos familiares. *www.ine.es.*
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (2008). Estadísticas e Indicadores del Agua. *www.ine.es.*
- SAURÍ, D. y DOMENE, E. (2003). Modelos Urbanos y Consumo de Agua. El Riego de Jardines Privados en la Región Metropolitana de Barcelona. *Investigaciones Geográficas*, 32: 5-17.
- SECRETARÍA GENERAL PARA EL TERRITORIO Y LA BIODIVERSIDAD (2007). Análisis preliminar de la Huella Ecológica en España. *Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino*, Madrid.
- SERRANO, J.M. (2007). El Turismo Residencial en la Región de Murcia Frente a los Nuevos Retos. *Cuadernos de Turismo, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia*, 19: 189-216.
- VARIOS AUTORES, (2008). "Polaris World firma un préstamo de 241 millones para construir 1.800 viviendas". *La Opinión*, 29 de junio de 2008: 22.
- VENETOULIS J. y TALBERTH, J. (2005). Ecological Footprints for Nations Update 2005. *Redefining Progress*, Oakland.
- WACKERNAGEL, M. y REES, W. 1996. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. *New Society Publishers*. Gabriola Island.

## Tablas

**Tabla 1. Comparación de los datos calculados de Huella Ecológica, Biocapacidad y Déficit Ecológico, a distintos niveles.**

Fuente: elaboración propia a partir del informe *Ecological Footprint for Nations 2005 (R.P., 2005)* y "Análisis preliminar de la Huella Ecológica en España (MMA, 2007).

Escala	Año	Huella Ecológica		Biocapacidad		Déficit Ecológico	
		Método					
		EF 1.0.	EF 2.0	EF 1.0.	EF 2.0	EF 1.0.	EF 2.0
<b>MMGR</b>	2008	7,16**	64,5	-	-	5,61**	54,06***
<b>R. de Murcia</b>	2000	6,05	-	1,55	-	4,5	46,02*
<b>España</b>	2005	6,39	50,68	2,43	10,44	3,96	40,24
<b>Mundo</b>	2005	2,13	21,91	1,78	15,71	0,35	6,2

\*Dato estimado manteniendo la relación entre los datos de DE entre España y Murcia en el Análisis preliminar de la Huella Ecológica en España (MMA, 2007).

\*\*Dato estimados, asumiendo una relación entre el método 2.0 y 1.0 de 1 es 9 elaborados a partir de la relación entre ambos métodos para la BC mundial según el informe de *Redefining Progress, "Ecological Footprints for Nations" (2005)*.

\*\*\*Déficit Ecológico obtenido con respecto a la Biocapacidad de España

## Figuras

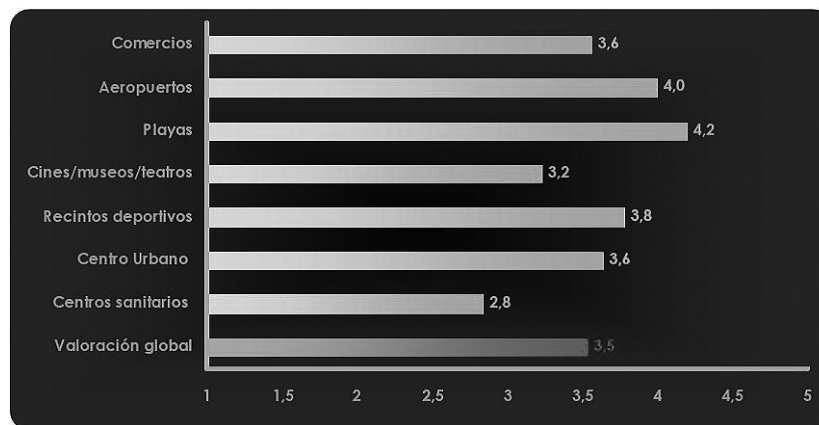


Figura 1: Valoraciones de los habitantes del Golf Resort sobre la facilidad de acceso a servicios.

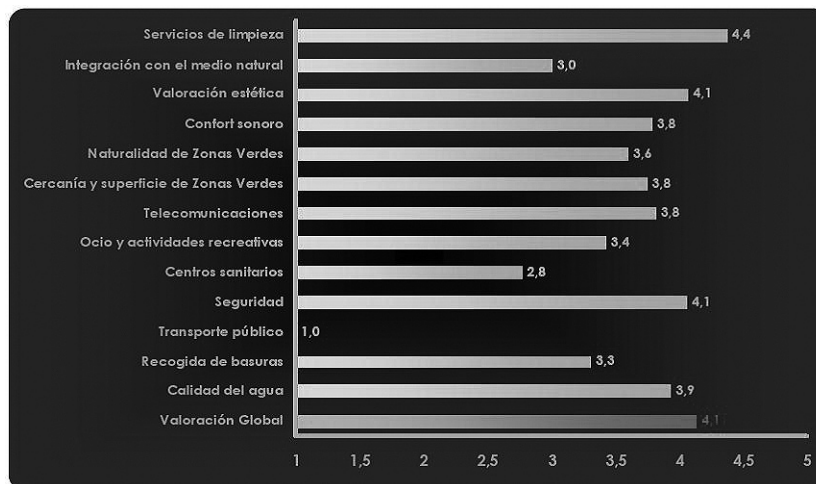


Figura 2: Valoraciones de los residentes sobre la calidad de los servicios ofrecidos por el Golf Resort.

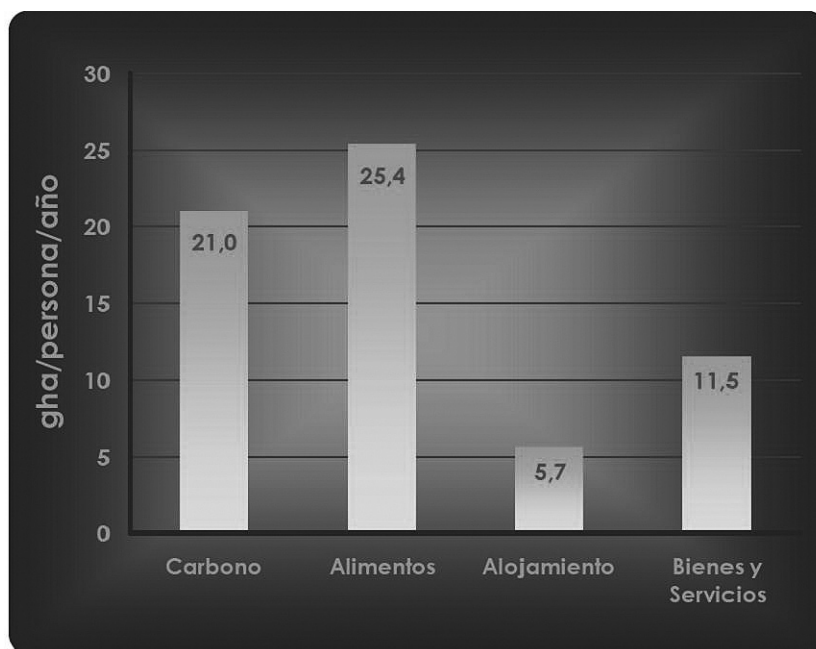


Figura 3: Aportación por grupo de consumo a la Huella Ecológica total del habitante medio del Mar Menor Golf Resort.

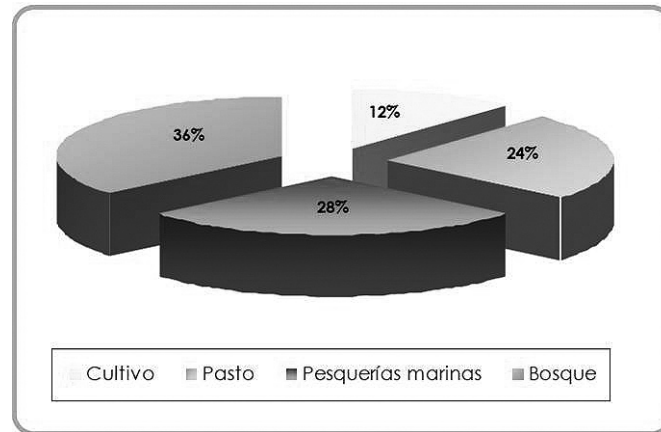


Figura 4: Aportación por tipo de ecosistema a la Huella Ecológica total del habitante medio del Mar Menor Golf Resort.



Figura 5: Perfil y hábitos de consumo del ciudadano medio del Mar Menor Golf Resort



# Cultivos energéticos de segunda generación para producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales: potencial agroenergético de especies silvestres de la flora de Murcia

CORREAL, E.<sup>1</sup> y ROBLEDO, A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>IMIDA, Finca Sericícola 30150 La Alberca (Murcia) ([enrique.correal@carm.es](mailto:enrique.correal@carm.es));

<sup>2</sup>ISLAYA Consultoría Ambiental SL, C/ Galatea 3-bajo, 30008 Murcia

## Resumen

La agroenergética es una nueva actividad agraria cuyo objetivo es producir biomasa para usos energéticos (calor, electricidad y biocombustibles). Los cultivos energéticos de segunda generación son especies no alimentarias, productoras de biomasa lignocelulósica, a partir de la cual se pueden obtener biocombustibles (sólidos, líquidos o gaseosos). El reto es producir biomasa local, a bajo coste y de forma sostenible, para lo cual, el IMIDA ha iniciado un proyecto sobre cultivos energéticos cuyo objetivo es la selección de especies autóctonas con elevada productividad y velocidad de crecimiento en condiciones de sequía y/o frío, para producir biomasa en secanos marginales. En el proyecto se han previsto las siguientes etapas: a) cribado de especies; b) evaluación de “escenarios” donde las especies con mayor potencial agroenergético podrán cultivarse; c) evaluar su respuesta al cultivo junto a especies control; y c) estudiar su variabilidad genética y posibilidades de mejora.

Para el cribado de especies, se ha partido de un catálogo de flora autóctona de la Región de Murcia de unos 1.500 taxones, excluyéndose especies con elevados requerimientos hídricos, pequeño tamaño, o escasa velocidad de crecimiento. Para la siguiente fase, se han seleccionado las de mayor productividad y resistencia a sequía y/o frío, en concreto las siguientes: Asteráceas (*Onopordum*, *Carthamus*, *Scolymus*, *Dittrichia*, *Chrysanthemum*), Quenopodiáceas (*Atriplex*, *Bassia*, *Chenopodium*, *Salsola*), Crucíferas (*Hirsfeldia*), Gramíneas (*Hyparrhenia*, *Piptatherum*) y otras (*Lavatera*, *Zygophyllum*). Adicionalmente, en los ensayos se incluirán especies “control” potencialmente interesantes, ya investigadas en otras áreas.

Los prototipos de planta que se persiguen han sido: a) “cardos” perennes que se secan a final del verano y se pueden cosechar con maquinaria adaptada de cereales; b) gramíneas perennes que se secan en verano y se pueden cosechar fácilmente; c) especies leñosas arbustivas C4; d) especies multifuncionales con diversos usos además de la biomasa con fines energético (alimento para el ganado y fauna silvestre, control de la erosión, usos medicinales o industriales., uso como hortaliza, etc.).

Los escenarios regionales en los que se prevé el desarrollo de la agroenergética son tierras donde los cultivos tradicionales no se sostienen económicamente. En el caso de Murcia, si un 10-30% de los secanos cultivados se abandonaran, liberarían entre 35.000-105.000 ha (48% procedentes de cereales/barbechos, 40% de almendros y 12% de viñedos).

**Palabras clave:** agroenergética, secanos marginales, especies silvestres, escenarios de cultivo, prototipos planta, cardos, gramíneas, arbustos C4, especies multifuncionales

## Abstract

Farming of biomass crops to produce energy (heating, electricity and biofuels) is a promising initiative. Second generation energy crops are nonfood crops yielding lignocellulosic biomass from which solid, liquid and gaseous biofuels can be produced. The first task to succeed on biomass farming is to produce biomass locally (at short distances from where it will be transformed to produce energy), at low cost (in comparison with fossil fuels) and in a sustainable way; for such purpose, the IMIDA has started a project on energy crops with the objective to select native species capable to produce large amounts of biomass every growing season, under the prevalent dry and cold conditions of marginal rainfed croplands. The project's objectives are: a) pre-screening of native species; b) identification of potential cropping areas; c)

evaluate response to cultivation of preselected species and compare them with control species; and d) study the genetic variability and breeding possibilities of the best performing species.

To screen native species with biomass potential, a catalogue of 1500 taxons present in the region of Murcia was used, leaving out first those species with high water requirements, small size, and/or low growth rate. In a second screening, the following plant families and genus were selected because its high biomass yield, and tolerance to drought and/or cold: Asteraceae (*Onopordum*, *Carthamus*, *Scolymus*, *Dittrichia*, *Chrysanthemum*), Chenopodiaceae (*Atriplex*, *Bassia*, *Chenopodium*, *Salsola*), Cruciferae (*Hirsfeldia*), Grasses (*Hyparrhenia*, *Piptatherum*) and others (*Lavatera*, *Zygophyllum*).

The plant prototypes sought are: a) thistles that dry at the end of summer and can be harvested with conventional machinery; b) perennial grasses that become dormant in summer; c) woody shrubs with C4 photosynthetic pathway; d) multifunctional biomass species that can be also grazed by livestock and wild fauna, control soil erosion, have medicinal or industrial uses, are edible, etc.

The potential areas for energy crops are idle cropland where traditional crops are economically marginal. In the case of Murcia, if 10-30% of its current rainfed croplands were abandoned, 35.000-105.000 ha would be available for biomass crops (48% from cereal/fallow land, 40% from almonds and 12% from vineyards).

**Key words:** bioenergy crops, marginal croplands, native species, potential energy farming areas, plant prototypes, thistles, grasses, C4 shrubs, multifunctional species

## 1. Introducción

La agroenergética es una nueva actividad agraria cuyo objetivo es producir biomasa vegetal para usos energéticos (calor, electricidad y biocarburantes). Actualmente, ya se vienen utilizando subproductos agrícolas (paja de cereales, orujillo de la aceituna) y forestales (leña de podas y limpiezas), pero problemas de coste, escasez, o logística limitan su uso. Por ello, se están impulsando los cultivos energéticos de segunda generación, que son especies no-alimentarias destinadas específicamente a usos energéticos. La I+D nacional, europea y mundial está centrada especialmente en resolver problemas de transformación de biomasa de baja calidad para aumentar su eficiencia energética, por métodos físicos (densificado), termoquímicos (combustión, pirólisis, gasificación) y bioquímicos (digestión anaerobia, fermentación). Sin embargo, el reto ineludible que debe resolver cada región es lograr producir biomasa local barata de forma sostenible.

Además de los objetivos económicos, los cultivos energéticos de segunda generación pueden cubrir objetivos sociales de desarrollo rural (nuevos cultivos y proximidad entre producción y consumo) y objetivos ambientales (reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera; balance energético positivo).

En este contexto, el IMIDA está desarrollando el proyecto "Cultivos energéticos de segunda generación para producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales", cuyo objetivo es la selección de especies autóctonas con elevada capacidad para producir biomasa rica en energía bajo las condiciones de los secanos marginales. El proyecto sigue las directrices del II Plan de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia 2007-10 (Cluster de Sostenibilidad).

## 2. Metodología

En el proyecto se han previsto las siguientes etapas: a) preseleccionar especies autóctonas con potencial agroenergético; b) evaluar "escenarios" en donde las especies con mayor potencial agroenergético podrán cultivarse, así como estimar producciones "in situ" de material espontáneo; c) evaluar las especies bajo cultivo junto a especies "control" ya investigadas en otras regiones; d) evaluar producciones en los principales escenarios, de las especies con mayor potencial agroenergético; e) estudiar la variabilidad poblacional de las especies de mayor interés (diferencias genéticas y fisiológicas que puedan afectar a su producción y adaptación en condiciones de estrés ambiental) e iniciar su mejora genética.

### 2.1 Preselección de especies de la flora de Murcia

Los criterios restrictivos para la selección de especies con fines agroenergéticos son los siguientes: a) especies con elevada eficiencia en el uso del agua y bajos requerimientos hídricos relativos; b) elevada producción de biomasa en secanos marginales; c) facilidad de propagación (buena producción de semillas con alta capacidad germinativa); d) posibilidad de mecanización de su cultivo y recolección con maquinaria agrícola convencional; e) elevada persistencia en el medio (especies perennes leñosas o herbáceas); f) bajo coste unitario de producción; g) balance energético positivo (que la energía neta contenida en el biocombustible producido sea superior a la gastada en el cultivo y en la obtención de los biocombustibles), h) que la biomasa producida tenga atributos favorables (elevado contenido en materia seca y

lignocelulosa con elevado poder calórico; elevado contenido en azúcares/almidón en tallos o semillas; elevado contenido en aceites/ácidos grasos en semillas).

## 2.2 Escenarios para los cultivos energéticos

Los escenarios en los que se prevé su desarrollo son las tierras de cultivo marginales, donde los cultivos tradicionales no se sostienen económicamente (secanos marginales, tierras retiradas de la producción de alimentos, o tierras agrícolas marginalizadas por falta de mercado para los productos tradicionalmente cultivados). En el caso de Murcia, si un 10-30% de dichas tierras dejaran de cultivarse, liberarían entre 33.000-100.000 ha (48% procedentes de cereales/barbechos, 40% de almendros y 12% de viñedos).

## 2.3 Ensayos previstos para la evaluación de las especies

a) Plantación del material preseleccionado en Purias (Lorca):

El diseño previsto es de dos parcelas de 100 m x 20 m (2.000 m<sup>2</sup>), en cada una de las cuales se instalarán unas 30 especies, 20 preseleccionadas de la flora nativa de Murcia, y 10 especies “control”. En una de las parcelas de 1000 m<sup>2</sup>, las plantas solo recibirán el agua de lluvia, mientras que en la segunda parcela de 1000 m<sup>2</sup>, las plantas recibirán un suplemento de agua de riego para evaluar su potencial productivo en años de lluvia máxima. La superficie prevista para las 10 especies con mayor potencial es de 100 m<sup>2</sup>/especie (50 m<sup>2</sup> en secano, y otros 50 m<sup>2</sup> con apoyo de riego), mientras que para las restantes especies se ha previsto una superficie de 30 m<sup>2</sup> (15 m<sup>2</sup> en secano, y 15 m<sup>2</sup> con apoyo de riego).

b) Plantaciones a escala real de algunas especies en escenarios regionales (secanos cerealistas del término de Lorca, secanos cerealistas en las tierras altas del NO) para estimar su producción *in situ* y poder hacer previsiones y cálculos de la biomasa con las que se podría contar para su transformación en calefacción/refrigeración o energía eléctrica.

## 3. Resultados preliminares

### 3.1 Prototipos/modelos de planta para fines energéticos

Los prototipos de planta para usos energéticos seleccionados hasta el momento son los siguientes: a) “cardos” perennes que se secan a final del verano y se pueden cosechar con bajo contenido en humedad con maquinaria adaptada para la recolección de cereales como el maíz; b) gramíneas perennes que se secan durante el verano y se pueden cosechar con maquinaria para la siega de cereales; c) especies leñosas arbustivas C4; d) especies multifuncionales con diversos usos además de la producción de biomasa con fines energético (alimento para el ganado y fauna silvestre, control de la erosión, usos medicinales o industriales., uso como hortaliza, etc.).

### 3.2 Especies preseleccionadas y especies “control”

Se ha partido de un catálogo de flora autóctona de la Región de Murcia de unos 1.500 taxones, excluyendo las especies por los siguientes criterios restrictivos: 991 especies acuáticas, demandantes de altas precipitaciones, rupícolas, de hábitats singulares, o de pequeño tamaño; 379 especies con bajo índice de biomasa y velocidad de crecimiento; y 31 especies con baja tolerancia a sequía.

De las especies restantes, se seleccionaron las de mayor productividad y resistencia a sequía, llegando finalmente a una veintena de especies capaces de producir mucha biomasa en poco tiempo, con buena adaptación a sequía y frío. Las especies pertenecen a las siguientes familias y géneros: Asteráceas (*Onopordum*, *Carthamus*, *Scolymus*, *Dittrichia*, *Chrysanthemum*), Quenopodiáceas (*Atriplex*, *Bassia*, *Chenopodium*, *Salsola*), Crucíferas (*Hirsfeldia*), Gramíneas (*Hyparrhenia*, *Piptatherum*) y otras (*Lavatera*, *Zygophyllum*). Adicionalmente, para la realización de los primeros ensayos se han seleccionado especies “control” potencialmente interesantes, ya investigadas en otras áreas mediterráneas, como *Cynara cardunculus*, *Silybum marianum*, *Brassica carinata* y *Arundo donax*, así como otras especies no mediterráneas (*Jatropha curcas*, *Paulownia sp.*) que están adquiriendo gran notoriedad internacional, aunque con escasas o nulas posibilidades para los secanos regionales.

### 3.3 Áreas objetivo

No toda la Región de Murcia se considera con posibilidades de albergar cultivos energéticos, al menos en las circunstancias socio-económicas actuales. Se han considerado como “áreas objetivo” aquellas donde ocurren o es previsible que acontezcan circunstancias que permitan promocionar el cultivo de especies destinadas a su uso como biocombustibles. Se han tenido en cuenta, en primer lugar, los usos del suelo actuales de cierta rentabilidad, de forma que es poco probable puedan reconvertirse a cultivos energéticos. Entre las áreas excluidas, se encuentran las zonas improductivas (núcleos urbanos, zonas industriales, carreteras, áreas mineras, vertederos, masas de agua, etc.), áreas de

vegetación natural, cultivos de regadío altamente productivo (cultivos bajo plástico, hortícolas de regadío, frutales de regadío, cítricos, etc.), y otros cultivos actualmente rentables.

Descartados estos usos, las áreas objetivo se encuentran dentro de los cultivos cerealistas de secano, almendro, viñedo de baja cualificación y olivar. El olivar se ha considerado como área adecuada en principio, aunque ha sufrido una cierta tecnificación en la última década.

Tabla 1.- Superficie (ha) de las áreas objetivo por comarcas

COMARCA	Cereales	Olivo	Viñedo	Almendra	TOTAL
Altiplano	42.177	7.873	32.203	21.268	103.521
Campo Cartagena	6.119	41	82	21.875	28.117
Noroeste	53.259	2.065	905	14.397	70.626
Río Mula	12.492	301	429	23.622	36.844
Valle Guadalentín	31.348	1.699	4.010	33.051	70.108
Vega del Segura	14.232	2.640	2.895	21.333	41.100
<b>TOTAL</b>	<b>159.627</b>	<b>14.619</b>	<b>40.524</b>	<b>135.546</b>	<b>350.316</b>

Como se observa en la Tabla 1, la mayor parte de las áreas objetivo corresponden a los cultivos cerealistas (45,6%), seguidas de cerca por los cultivos de almendra (38,7%). Bastante más alejado queda el viñedo (11,5%) y el olivar (4,2%). Por comarcas, la que aporta mayor superficie de áreas objetivo es el Altiplano (29,6%), seguida a cierta distancia por las comarcas del Noroeste (20,2%) y Valle del Guadalentín (20,0%). Muy alejadas se encuentran las comarcas de Vega del Segura (11,7%), Río Mula (10,5%) y Campo de Cartagena (8,0%). De forma sintética (Figura 1), las principales áreas con posibilidades de cultivos energéticos serían las siguientes:

- Altiplano: incluiría prácticamente toda la comarca, exceptuando las zonas más bajas donde dominan los cultivos de frutales en regadío. En esta área existe un intrincado mosaico de cereal con viñedo y almendra.
- Campo de Cartagena-Valle del Guadalentín: abarcaría todo el municipio de Fuente Álamo, Noroeste de Cartagena y Norte de Mazarrón, con irradiaciones hacia Alhama de Murcia, Totana y Lorca. En ella domina el almendra, con algo de cereal marginal.
- Río Mula: área dominada por almendra, que abarca toda la comarca, incluyendo también áreas limítrofes de Bullas, Alhama de Murcia y Librilla fundamentalmente.
- Oeste de Lorca: se trata de un área de pequeñas dimensiones que incluye parte de los municipios de Lorca y Puerto Lumbreras, caracterizada por la abundancia de sustratos silicatados y el cultivo de almendra.
- Noroeste: abarca la mayor parte de la comarca, exceptuando las áreas más montañosas. Domina el cereal de secano, abarcando el Norte de Lorca, Caravaca de la Cruz, Cehegín, parte de Moratalla y algunos otros municipios colindantes.

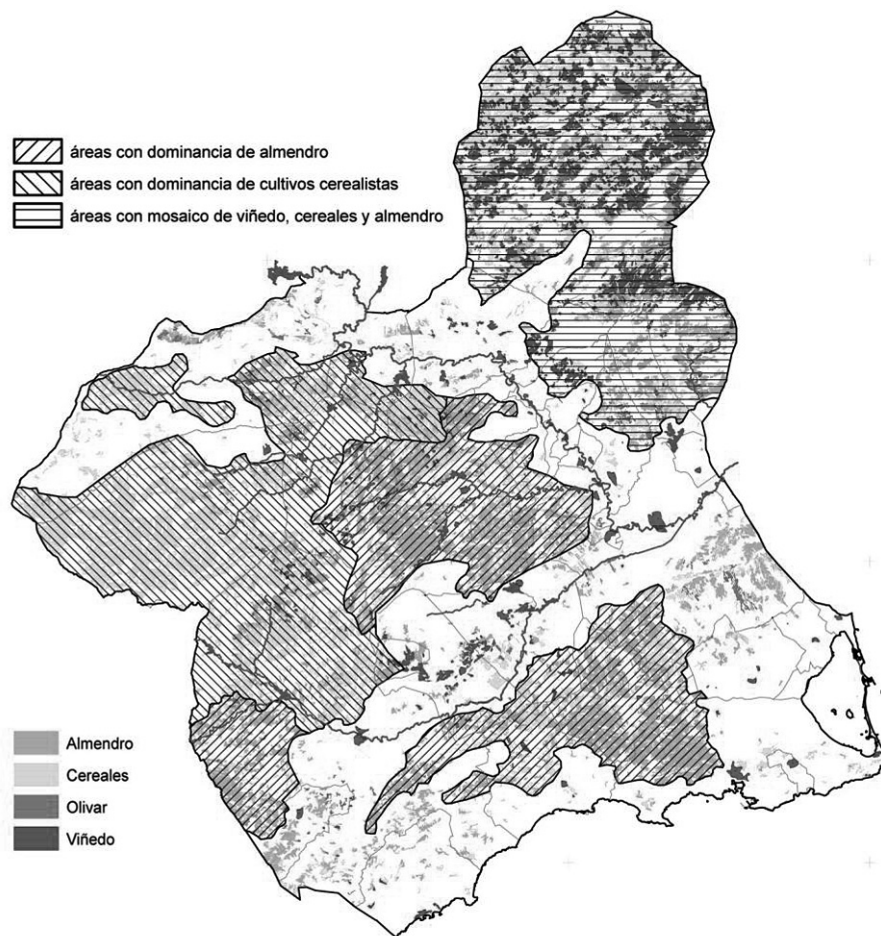


Figura 1.- Áreas y cultivos objetivo

### 3.4 Zonas homogéneas

Para la distribución de las especies seleccionadas en el contexto de la Región de Murcia, se ha dividido la misma en zonas homogéneas desde el punto de vista de las precipitaciones y las temperaturas (Tabla 2).

Tabla 2.- Zonas homogéneas para la Región de Murcia

Área	Superficie (ha)	%
Zonas cálidas semiáridas	448.542	39,7
Zonas templadas semiáridas	347.489	30,7
Zonas frescas semiáridas	124.553	11,0
Zonas frescas secas	155.032	13,7
Zonas frías secas	55.396	4,9

El 81,5% del territorio regional se encuentra bajo un régimen de precipitaciones de tipo semiárido, hecho que condiciona la tipología y productividad de las potenciales especies. De las zonas semiáridas, una alta proporción poseen unas temperaturas cálidas (70,4%), lo que acentúa las condiciones de aridez. Las zonas con régimen de lluvias de tipo al menos seco suponen sólo el 18,6% de la Región, aunque aquí las temperaturas son un factor determinante para la presencia de muchas especies.

Si se traduce en porcentaje la superficie de cada una de estas zonas homogéneas y se compara con los cultivos-objetivo que existen en cada una de ellas, se observan varios aspectos interesantes. Las zonas cálidas semiáridas son las que más superficie ocupan en la Región de Murcia, pero son las que proporcionalmente disponen de menos superficie susceptible de albergar cultivos energéticos. Esto es debido a la gran importancia que adquieren en esta zona los cultivos agrícolas intensivos (hortícolas, cítricos), así como a las actividades residenciales, industriales y otras. Las zonas templadas

semiáridas, que incluyen una gran parte del centro regional, son las que potencialmente aportan mayor superficie para su transformación (116.431 ha), lo que supone un tercio de su superficie.

Tabla 3.- Cultivos objetivo según áreas homogéneas

Área	Cereal	Almendra	Olivo	Viñedo	Total
Zonas cálidas semiáridas	28.022,1	55.760,9	3.428,6	2.967,0	90.178,6
Zonas templadas semiáridas	43.614,4	58.575,1	3.031,0	11.210,2	116.430,7
Zonas frescas semiáridas	33.771,6	7.016,7	6.592,1	25.197,4	72.577,8
Zonas frescas secas	42.655,0	12.740,6	1.157,0	1.180,0	57.732,6
Zonas frías secas	11.595,9	1.470,8	415,4	8,4	13.490,5
TOTAL	159.659,0	135.564,1	14.624,1	40.563,0	350.410,2

Las zonas frescas semiáridas abarcan el Noroeste regional, siendo la que proporcionalmente posee mayor superficie de cultivos-objetivo (58,3%), destacando en este caso la gran superficie de cereal y viñedo. Las zonas frescas secas, aunque disponen de grandes áreas de secano dedicado a cereal, también incluyen muchas áreas montañosas, que quedan fuera de las áreas objetivo. Algo parecido ocurre con las zonas frías secas, con amplias formaciones forestales a conservar. En conjunto, la superficie de cultivos objetivo en la Región de Murcia ronda las 350.000 ha, lo que supone casi el 31% de la misma.

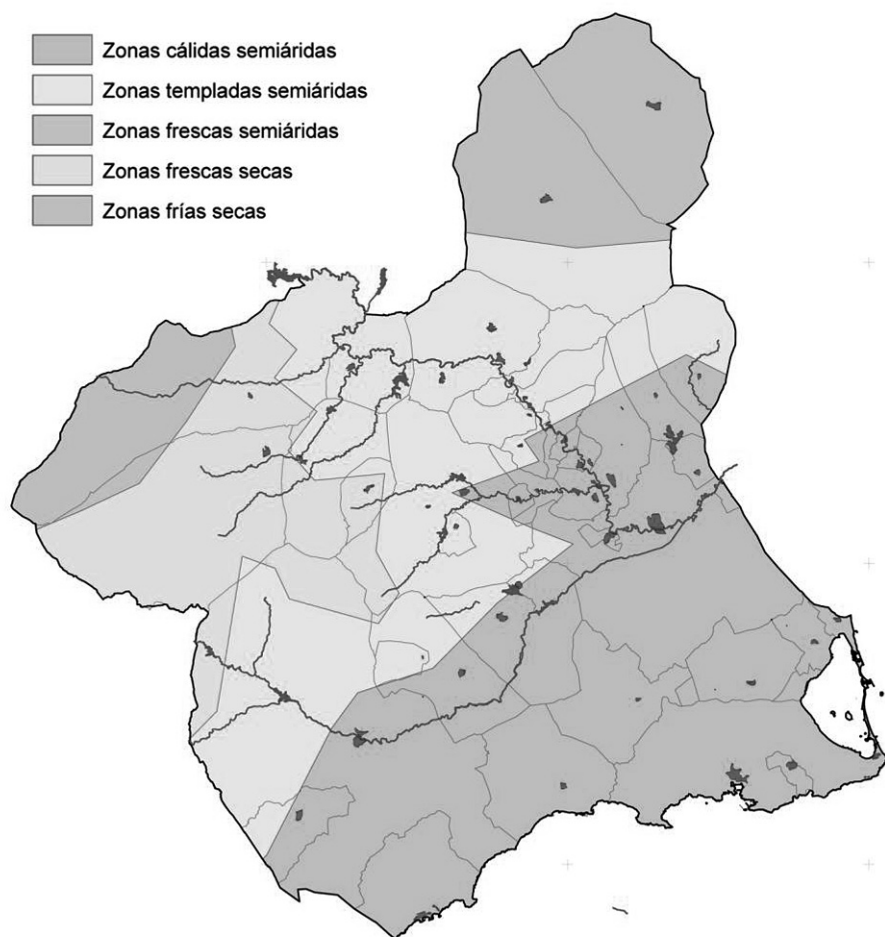


Figura 2.- Zonas homogéneas

### 3.5 Escenarios de cultivo

La potencialidad de cultivo de estas especies puede estimarse en base a diferentes escenarios de marginalidad, abandono de los cultivos actuales o el cambio de cultivo, que como se ha mencionado anteriormente son cereales, almendra, olivo y viñedo. Para ello, se han considerado tres tipos de escenarios, con tasas de abandono del 10%, 20% y 30% (Tabla 4).

Tabla 4.- Escenarios de abandono

Área	Cultivos- objetivo (ha)	Tasas de abandono		
		10%	20%	30%
Zonas cálidas semiáridas	90.179	9.018	18.036	27.054
Zonas templadas semiáridas	116.431	11.643	23.286	34.929
Zonas frescas semiáridas	72.578	7.258	14.516	21.773
Zonas frescas secas	57.733	5.773	11.547	17.320
Zonas frías secas	13.491	1.349	2.698	4.047
TOTAL	350.410	35.041	70.082	105.123

La superficie potencial de cultivo es muy variable para cada especie, siendo especialmente baja para las más exigentes en temperatura (ver algunos ejemplos de cardos en Figura 3). En el mejor de los casos, la potencialidad de cultivo, para un escenario del 30% de abandono de los cultivos objetivo, es de unas 105.000 ha, correspondiendo a las especies que se distribuyen por toda la Región.

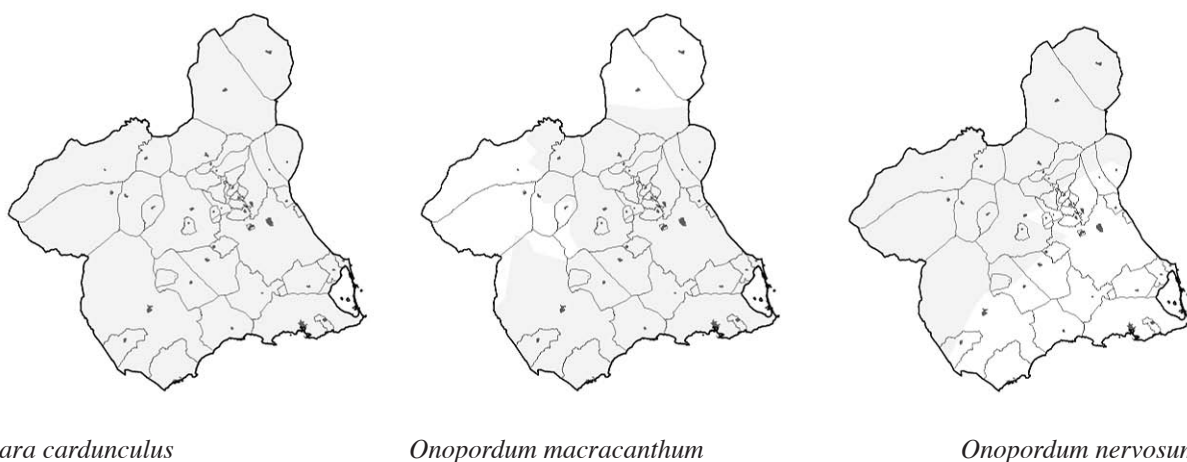


Figura 3. – Ejemplos de superficie potencial de cultivo de algunas especies

#### 4. Conclusiones

Los cultivos energéticos de segunda generación, además de perseguir una rentabilidad económica, pueden cubrir objetivos sociales de desarrollo rural (nuevos cultivos y proximidad entre producción y consumo) y objetivos ambientales (reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera; mejora del balance energético). El proyecto “Cultivos energéticos de segunda generación para producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales”, pretende la selección de especies nativas que puedan emplearse con estos fines.

Hasta ahora, se ha realizado la selección de las especies con mayores posibilidades, habiéndose analizado las áreas potenciales de cultivo y los escenarios para su implantación. Se ha recogido germoplasma de estas especies y se han iniciado los primeros ensayos de cultivo en la Estación Experimental de Purias (Lorca), esperando obtener en 2010 los primeros resultados.

#### 5. Bibliografía

- FERNÁNDEZ, J. (2003). Agua y agricultura sostenible. *Programa de energía y desarrollo sostenible de la Fundación Iberdrola*. “Agua y desarrollo sostenible: vida, medio ambiente y sociedad”. Madrid, 12 Diciembre 2003
- FERNÁNDEZ, J. (2005). El ingeniero agrónomo ante la crisis energética y el medio ambiente. *Congreso del 150 Aniversario de la creación de la carrera de Ingeniero Agrónomo*. Madrid, 22 Octubre 2005.
- FERNÁNDEZ, J., CURT, M.D., AGUADO, P.L. (2005). Industrial applications of *Cynara cardunculus* for energy and other uses. pp.153-177 En: *Industrial Crops and Rural Development. Proceedings Annual Meeting of the AAIC*. Editors: Pascual-Villalobos et al. IMIDA, AAIC
- II Plan de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia 2007-10. *Cluster de Sostenibilidad*.



# Valoración ambiental y estudio de los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad en parques forestales municipales.

ZAPATA PÉREZ, V.M.<sup>(1)</sup>; JIMÉNEZ FRANCO, M.V.<sup>(1)</sup>;  
ROBLEDANO AYMERICH, F.<sup>(1)</sup> y FARINÓS CELDRÁN, P.<sup>(1)</sup>

*E-mail: vmzperez@gmail.com*

<sup>(1)</sup>Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología  
30100 Espinardo (Murcia, Spain)

## Resumen

El proceso urbanizador es un importante factor de perturbación que, en el Municipio de Murcia, suele presionar de forma notable sobre sus espacios forestales, alterándolos y fragmentándolos. Por ello surgió la necesidad de estudiar los efectos del desarrollo urbanístico sobre las masas forestales gestionadas por la administración local (Parques Forestales Municipales y manchas asociadas), incluyendo a) la valoración ambiental tanto de la vegetación como de la avifauna, b) el análisis de los efectos y cambios producidos por la urbanización y c) la propuesta de medidas de gestión. Para ello, se muestreó la vegetación y avifauna en distintos fragmentos forestales resultando, con respecto a la vegetación, que la urbanización relega las plantaciones forestales a espacios de menor aptitud, limitando el desarrollo arbóreo y favoreciendo a las especies del sotobosque (sobre todo caméfitos). En cuanto a la avifauna, algunas especies dependen de los fragmentos arbolados más extensos, pero otras muestran preferencias por niveles intermedios de perturbación (mosaicos agroforestales) en los que la matriz agrícola o de matorral contribuyen positivamente a la biodiversidad. La gestión y creación de nuevos espacios forestales periurbanos debería atender a la integración urbano-agro-forestal como factor de heterogeneidad.

**Palabras clave:** fragmentación, Parque Forestal Municipal, indicadores de biodiversidad, gestión.

## Abstract

Urban development is an important disturbance factor which, in the Municipality of Murcia, often exerts a great pressure on the forest areas, that are modified or fragmented. Therefore, it became necessary to study the effects of urban development on the forest areas manager by local authorities (Forest Parks and associated patches), including a) the environmental assessment of both the vegetation and the avifauna, b) the analysis of the impact and changes brought about by urbanization y c) the proposal of management measures. For this, the vegetation and birds were sampled in different forest fragments, with the result, with regard to vegetation, that urbanization relegates forest plantations to the less suitable sites, limiting tree development and favouring understory species (especially chamaephytes). As for birds, some species depend on larger forest fragments, while others show a preference for intermediate disturbance levels (agroforestry mosaics) in which the agricultural or scrub matrix contributes positively to biodiversity. The management and creation of new forest patches in suburban areas should consider the urban-agri-forest integration as a factor of heterogeneity.

**Key words:** fragmentation, Forest City Park, biodiversity indicators, management.

## 1 Introducción

Actualmente, el medio natural se ve modificado por numerosas perturbaciones, muchas de ellas de origen humano. Un ejemplo son los procesos de fragmentación y destrucción de ecosistemas al cambiar los usos del suelo hacia otros económicamente más productivos. A través de ellos el espacio urbano se aproxima a los espacios naturales protegidos. Los efectos del proceso urbanizador no comenzaron a estudiarse hasta principios de los años 90, cuando se reconoció la dominancia humana sobre los ecosistemas terrestres (Blair 2004). Numerosos estudios muestran como el desarrollo urbano incrementa las tasas de extinción local y de sustitución de especies, decreciendo la riqueza de especies nativas conforme aumenta la densidad de viviendas a lo largo de un gradiente urbano-rural. También hay que tener en cuenta

que la relación entre abundancia de una especie y urbanización es, a menudo, no lineal, teniendo máximos a niveles intermedios de desarrollo (Hansen *et al.*, 2005).

En el término municipal de Murcia, la figura de Parque Forestal Municipal, por su naturaleza concesionaria, es un claro ejemplo de cómo el desarrollo urbanístico puede afectar a la biodiversidad. Se trata de fincas que las promotoras urbanísticas ceden al Ayuntamiento de Murcia y en muchos casos son adyacentes a la urbanización. Un ejemplo lo tenemos en los Parques Forestales de Montepinar y del Majal Blanco. Se ha pretendido realizar un análisis de su situación actual, que sirva para orientar la futura planificación y gestión de estos espacios protegidos. Para ello, se ha estudiado la vegetación y la avifauna para evaluar el efecto de la fragmentación y proponer medidas o directrices para la gestión de estos espacios.

## 2. Área de estudio

Los sectores forestales objeto de estudio han sido un conjunto de fragmentos situados en el Término Municipal de Murcia (Figura 1), asociadas de forma genérica a dos Parques Forestales: Montepinar (MPPPA) y una serie de manchas asociadas (Tabla 1); y Majal Blanco, que consta de una matriz forestal principal o carrascal (MBCAR) perteneciente al Parque Regional de Carrascoy-El Valle, y un conjunto de fragmentos próximos (Tabla 2).

## 3. Metodología

Los sectores o bloques de paisaje forestal estudiados son unidades espaciales discretas afectadas en mayor o menor medida por el proceso urbanizador. Dentro de cada uno de ellos se establecerán una serie de unidades de muestreo. Los elementos indicadores de biodiversidad seleccionados han sido la vegetación y la avifauna. El muestreo de la vegetación se realizó mediante unidades circulares de 100m<sup>2</sup> donde se anotaba la presencia de todas las especies leñosas. Además, se apuntaba el número de ejemplares de *Pinus halepensis* existentes en cada unidad y se les medía la altura, el DBH y otros datos sobre la edad, estado, etc. Por último, se midió el porcentaje de cobertura de cada uno de los estratos del sotobosque y del dosel arbóreo (arbustos, caméfitos, pastizal, hojarasca, musgos-líquenes, rocas y suelo desnudo) mediante 4 transectos de 10 m cada uno. Para el Majal Blanco, también se midieron características de los ejemplares de *Quercus rotundifolia*. El muestreo de la avifauna se hizo siguiendo la metodología del Programa de Seguimiento Ornitológico (SACRE) y consiste en estaciones de escucha de 5 minutos de duración (Jansen y Robertson, 2001) en puntos prefijados, durante los cuáles se anotaron todos los contactos visuales o auditivos con aves, sin límite (radio) de detección (Blondel *et al.*, 1981).

El siguiente análisis ha sido evaluar la importancia de la comunidad de aves. Para ello se han definido los siguientes índices de conservación de la avifauna:

- SPEC. Que puede ser SPEC 2 ó 3 dependiendo del grado de conservación no favorable en Europa, y Non SPEC con grado de conservación favorable.
- DAVES. Tendrán valor 1 ó 0 dependiendo de si la especie se encuentra o no en el Anexo I de la Directiva de Aves.
- LRAE. El valor dependerá del grado de protección según el Libro Rojo de Aves en España.

## 4. Resultados

Se han caracterizado cada uno de los fragmentos forestales obteniendo datos de la riqueza de especies, la estructura del pinar y la cobertura del suelo. Igualmente, también se ha obtenido la frecuencia y riqueza de especies de avifauna. Todas estas jornadas de muestreo han proporcionado una gran cantidad de información con la que se ha querido determinar cuáles eran los principales gradientes ambientales para lo cuál se ha realizado un análisis de componentes principales (figura 2) con las variables de la tabla 3. Dicha tabla muestra los pesos individuales de las variables en los 5 primeros ejes. Con los dos primeros ejes conseguimos explicar un 50,5% de la varianza acumulada.

Las variables con alto valor positivo en el primero (PC1) nos podrían explicar el grado de desarrollo del ecosistema, de ahí que las manchas con este signo sean las del Majal Blanco mayor perímetro (PERI) y mayor conectividad (CONE). Variables como la edad de la masa forestal (EDAD), densidad total de pinos vivos (PVIV), juveniles (PJUV) e inmaduros (PINM) nos indican una vitalidad que facilita el proceso de sucesión del ecosistema, y la variable (CLIQ) nos podría indicar una elevada humedad en la zona del Majal Blanco. Para el caso de Montepinar, se ha observado una diferencia importante entre las manchas fragmentadas por la urbanización (MPMIP y MPMIG) y las demás, lo que podría sugerir un papel negativo de la urbanización en la sucesión del ecosistema.

No obstante, este eje no se puede explicar como un gradiente de madurez del ecosistema, sino más bien como un eje que opone las situaciones de mayor y menor dinamismo y grado de recuperación de la vegetación (ecotono forestal-agrícola activo de MB) y las situaciones con un cierto grado de estancamiento (re poblaciones de MP). Esto explicaría mejor la presencia de las manchas del Majal Blanco en la zona positiva y las de Montepinar en la negativa. En cuanto a la mancha oeste de Montepinar (MPMWE) aparecería como una excepción que se encuentra en una situación central, y que corresponde a un fragmento forestal antiguo.

Las variables con mayor peso en el eje 2 (PC2) son la superficie en Km<sup>2</sup> (SUPK), grado de urbanización (GURB) y el total de pinos muertos (PMUE). Esto indicaría que el peor estado de conservación del pinar está relacionado con el grado de urbanización, lo que se explicaría por la ocupación urbana de aquellos suelos más propicios para el desarrollo del pinar quedando éste relegado a aquellas posiciones con factores más limitantes. Con esto, las manchas con valores positivos más altos son MPPPA, MPMIG, MPMIP y MBCAR, que son las manchas más afectadas por la urbanización o bien porque se encuentren aisladas por ésta o porque predomina en el perímetro de la mancha.

En cuanto a las variables con mayor peso en el lado negativo tenemos el total de pinos adultos (PADU) que caracteriza a las manchas MPMES, MPPVN y MPMSU, aquellas que se encuentran fragmentadas por hábitats rurales. Todas las demás manchas aparecerían en situaciones intermedias. Todo, junto con elevadas densidades de repoblación, hace que en Montepinar, el pinar esté mucho menos desarrollado que en las otras zonas. Otras variables con coordenadas altas en el PC2 son la cobertura de caméfitos (CCAM) que se ven favorecidos con bajas coberturas de copas, y la cobertura de rocas (CROC) y suelo desnudo (CSUE) que nos indica el factor edafológico como limitante.

De los índices de conservación de la avifauna, al existir sólo una especie incluida en la Directiva (*Sylvia undata*), no ha sido necesario calcular el índice DAVES. Sin embargo, para los otros dos índices si se han obtenido resultados que se presentan en las figuras 3 y 4. Una primera conclusión importante es que se puede observar como el grado de importancia de la avifauna no concuerda con el grado de protección del fragmento, ya que para ambos índices, fragmentos como el Parque Forestal Municipal de Los Polvorines o la mancha centro del Majal Blanco poseen mayor valor de los índices que la propia matriz forestal del Majal Blanco que es Parque Forestal Municipal y Parque Regional.

Por último, se ha utilizado el análisis de regresión para ver como se relacionan los indicadores de biodiversidad (flora y aves), los índices de conservación y la riqueza de algunos grupos (variables dependientes) (Tabla 4), con cada uno de los ejes interpretados del análisis de componentes principales (variables explicativas) utilizando modelos lineales simples y cuadráticos. En la tabla 5 aparecen aquellas variables para las que existen relaciones al menos marginalmente significativas ( $P < 0,1$ ). Con respecto al eje 1 (PC1) encontramos variables que se relacionan positivamente, como la abundancia de *Columba palumbus*, *Fringilla coelebs* y *Parus ater*, las frecuencias de *Pistacia lentiscus* y *Juniperus oxycedrus*, la riqueza total de leñosas, nanofanerófitos y arbustos. En general, para las variables florísticas, las regresiones cuadráticas proporcionan un mejor ajuste indicando un óptimo principal situado en la parte forestal y disminuyendo en la parte central del gradiente.

En cuanto a las variables que se relacionan negativamente, es decir, variables que se ven favorecidas por hábitats rurales e incluso con una matriz urbana, definen en general pinares de menor complejidad estructural. Entre estas variables se cuenta *Galerida sp.* y la familia *Sylviidae*. Esta última relación es importante, ya que dentro de esta familia se encuentran especies que son de interés de conservación tanto a nivel nacional como europeo.

En cuanto al eje 2 (PC2), se relacionan negativamente con este gradiente especies como *Picus viridis* lo que indica la preferencia de esta especie por pinares densos con influencia rural, o la frecuencia de *Opuntia ficus-indica*. Existe la duda de si la expansión de esta especie guarda relación con la mayor o menor densidad del pinar, o si tan sólo tiene que ver con la cercanía a las fuentes de colonización. En cuanto a las variables que se relacionan positivamente con este gradiente, cabe destacar la riqueza de caméfitos que guarda relación inversa con la densidad de pinar, cuya competencia reduce la disponibilidad de luz, agua y nutrientes. Además de las anteriores, la relación con este eje se expresa mejor por modelos cuadráticos en especies como *Streptopelia decaocto*, *Oriolus oriolus* y *Sylvia hortensis*.

## 5. Síntesis final y conclusiones

En un estudio de estas características, cabe esperar un efecto negativo manifiesto de la urbanización sobre la biodiversidad forestal. Aún siendo esto cierto, es necesario tener una gran cantidad de factores en cuenta como son el tamaño de la mancha, la naturaleza de la matriz o la taxocenosis que estamos estudiando.

Al cambiar las características de una zona natural, se va a producir un proceso de sustitución de especies, apareciendo otras nuevas capaces de aprovechar mejor los recursos disponibles (Blair, 2004) La vegetación va a ser el grupo que más

se vea afectado por la fragmentación debido al movimiento restringido de las mismas, sin embargo, la avifauna si que va a ser capaz de llevar a cabo ese proceso sustitutorio de forma más rápida.

Un punto importante es que el efecto de la fragmentación va a depender en gran medida del tamaño de la mancha, ya que con tamaños grandes, la heterogeneidad de hábitats representados va a ser mayor (incluyendo interior y hábitat forestal/hábitat de borde) lo que va a favorecer un importante aumento de la biodiversidad, mientras que la fragmentación excesiva puede llevar a eliminar aquellas especies más características de interior (Bianconi *et al.*, 2003) La naturaleza de la matriz también va a influir de forma directa o indirecta. A escala de paisaje, tal y como reflejan los modelos de regresión, algunas especies muestran preferencias por niveles intermedios de perturbación (mosaicos agroforestales) lo cual es una característica de la biodiversidad mediterránea (Blondel & Aronson, 1999). A escala de hábitat, las masas forestales que colonizan suelos agrícolas marginales o las que ven limitado su desarrollo por factores físicos, presentan una heterogeneidad interna que también la favorece. Además, las especies que aparecen en este tipo de ambientes suelen tener un mayor valor de conservación que aquellas especies estrictamente forestales. El mantenimiento de manchas forestales de tamaño considerable (>30 has) se presenta como una buena opción para mantener la biodiversidad en el término municipal de Murcia. No obstante, el mantenimiento de constelaciones de manchas más pequeñas pueden ser importantes para otras especies (por ejemplo, *Picus viridis*) sobre todo si se inscriben en una matriz rural favorable.

Otro punto importante es la estructura de la vegetación, en cuanto a densidad y cobertura de los diferentes estratos representados (López & Moro, 1997). En el caso de ecosistemas de origen humano, la regeneración va a estar condicionada por las condiciones ambientales. Este hecho es crítico en el caso de Montepinar, ya que la urbanización se llevó a cabo en aquellos lugares que podrían haber sido los más idóneos para la presencia de un pinar de mayor densidad. Esto induce pensar que la idea de repoblación originaria con alta densidad de pinos no fue adecuada y que debería reorientarse hacia una estructura forestal más acorde con las características locales. Se podría hacer, finalmente, una crítica a la política municipal de agregación de suelo público forestal abogando por una política alternativa de complementariedad que aumente la eficacia de las redes de conservación (Pressey *et al.*, 1993) de forma que los espacios periféricos o aislados aporten nuevos hábitats a las áreas núcleo ya protegidas. Esta política encontraría también una justificación en la necesidad de acercar la naturaleza a los residentes.

Sería positivo que de ahora en adelante, a la hora de evaluar Planes Parciales futuros o que estén en tramitación, se tuvieran en cuenta los resultados del presente estudio para conseguir la integración que exige la normativa, y que en la mayoría de los casos se ve cuestionada por una mala política de gestión de estos espacios. Una recomendación sería el tener siempre presente la mejora que proporcionan los paisajes agroforestales. Esto se podría conseguir con el mantenimiento de unos espacios de amortiguación agrícolas entre las urbanizaciones y los sistemas forestales. Otra sería ceder al desarrollo forestal una amplia variedad de condiciones ambientales (edáficas, topográficas, litológicas).

Por lo tanto, lo que se tiene que buscar a partir de ahora es la integración urbano-agro-forestal como forma de conseguir que estas zonas, despreciadas incluso por la Administración, desarrollen todo su potencial ecológico y social.

## 6. Bibliografía

- BIANCONI, R., BATTISTI, C. & ZAPPAROLI, M. (2003). Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*, 4: 37-44.
- BLAIR, RB. (2004). The effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society* 9(5):2.
- BLONDEL, J., FERRY, C. & FROCHOT, B. (1981). Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, 6: 414-420.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J. (1999). Biology and wildlife of the Mediterranean Region. *Oxford University Press*.
- HANSEN, A., KNIGHT, R., MARZLUFF, J., POWELL, S., BROWN, K., GUDE, P. & JONES, K. (2005). Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological applications*: 1893-1905.
- JANSEN, A. & ROBERTSON, A.I. (2001). Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100: 173-185.
- LÓPEZ, G. & MORO, M.J. (1997). Birds of Aleppo pine plantations in south-east Spain in relation to vegetation composition and structure. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1257-1272.
- PRESSEY, R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.R., VANE-WRIGHT, R.I., WILLIAMS, P.H., (1993). Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.

MONTEPINAR							
Sector (mancha)	Tipo de hábitat	Código	Régimen de protección	Superficie (Ha)	Perímetro (Km)	Edad de la masa forestal	Tipo de aislamiento
Mancha forestal principal	Continuo	MPPPA	Parque Forestal Municipal	30,72	2,533	< 50 años	-
Los Polvorines	Fragmentado	MPPVN	Parque Forestal Municipal	8,7	1,607	Entre 50 - 100 años	Rural
Mancha Interior Grande	Fragmentado	MPMIG	Zona verde	6,77	1,183	<50 años	Urbano
Mancha Interior Pequeña	Fragmentado	MPMIP	Zona verde	2,23	0,678	<50 años	Urbano
Mancha Sur	Fragmentado	MPMSU	No protegida	2,9	1,3	<50 años	Rural
Mancha Este	Fragmentado	MPMES	No protegida	6,4	2,299	<50 años	Rural
Mancha Oeste	Fragmentado	MPMWE	No protegida	2,7	0,856	>100 años	Rural

Tabla 1. Sectores forestales estudiados en Montepinar.

MAJAL BLANCO							
Sector (mancha)	Tipo de hábitat	Código	Régimen de protección	Superficie (Ha)	Perímetro (Km)	Edad de la masa forestal	Tipo de aislamiento
Mancha forestal principal (carrascal)	Continuo	MBCAR	Parque Regional y LIC	28 (área muestreada)	1,1 (área muestreada)	>100 años	(Matriz forestal)
Mancha Norte	Fragmentado	MBMNO	Parque Forestal Municipal	15,36	3,25	>100 años	Urbano-rural
Mancha Centro	Fragmentado	MBMCE	Parque Forestal Municipal	15,49	3,4	>100 años	Urbano-rural
Mancha Sur	Fragmentado	MBMSU	Parque Forestal Municipal	14,27	3,9	>100 años	Urbano-rural

Tabla 2. Sectores forestales estudiados en el Majal Blanco.

Código	Descripción
SUPK	Superficie en Km2
PERI	Perímetro de la mancha
IFOR	Índice de forma (P/A)
DPEQ	Distancia a manchas de <30 ha (Km)
DGRA	Distancia a manchas de >30 ha (Km)
DMAT	Distancia a manchas de >100 ha (Km)
CONE	Conectividad con la masa forestal
GURB	Grado de urbanización del entorno
GAGR	Superficie agrícola en el entorno
GFOR	Superficie forestal no arbolada en el entorno
EDAD	Edad de la masa forestal
CSUE	Cobertura de suelo desnudo
CROC	Cobertura de rocas
CHOJ	Cobertura de hojarasca
CPAS	Cobertura de pastizal
CCAM	Cobertura de caméfitos
CARB	Cobertura de arbustos
CLIQ	Cobertura de líquenes
CANU	Cobertura de anuales
COPA	Cobertura de copas
TPIN	Total de pinos
PVIV	Total de pinos vivos
PMUE	Total de pinos muertos
PJUV	Densidad de pinos juveniles
PINM	Densidad de pinos inmaduros
PADU	Densidad de pinos adultos

**Tabla 3: Variables estructurales y paisajísticas de los sectores estudiados**

Código	Medida	Especie/taxocenosis
APAP	Abundancia media	<i>Apus apus</i>
HIDA	Abundancia media	<i>Hirundo daurica</i>
HIRU	Abundancia media	<i>Hirundo rustica</i>
MEAP	Abundancia media	<i>Merops apiaster</i>
AECA	Abundancia media	<i>Aegithalos caudatus</i>
GALS	Abundancia media	<i>Galerida sp.</i>
COPA	Abundancia media	<i>Columba palumbus</i>
STDE	Abundancia media	<i>Streptopelia decaocto</i>
STTU	Abundancia media	<i>Streptopelia turtur</i>
CUCA	Abundancia media	<i>Cuculus canorus</i>
CACA	Abundancia media	<i>Carduelis carduelis</i>
CACH	Abundancia media	<i>Carduelis chloris</i>
FCOE	Abundancia media	<i>Fringilla coelebs</i>
SESE	Abundancia media	<i>Serinus serinus</i>
LASE	Abundancia media	<i>Lanius senator</i>
MOAL	Abundancia media	<i>Motacilla alba</i>
MUST	Abundancia media	<i>Muscicapa striata</i>
OROR	Abundancia media	<i>Oriolus oriolus</i>
PATE	Abundancia media	<i>Parus ater</i>
PCRI	Abundancia media	<i>Parus cristatus</i>
PAMA	Abundancia media	<i>Parus major</i>
PADO	Abundancia media	<i>Passer domesticus</i>
ALRU	Abundancia media	<i>Alectoris rufa</i>
PIVI	Abundancia media	<i>Picus viridis</i>
STUN	Abundancia media	<i>Sturnus unicolor</i>
SYHO	Abundancia media	<i>Sylvia hortensis</i>
SYME	Abundancia media	<i>Sylvia melanocephala</i>
SYUN	Abundancia media	<i>Sylvia undata</i>
TUME	Abundancia media	<i>Turdus merula</i>
UPEP	Abundancia media	<i>Upupa epops</i>
ABTO	Abundancia media	Toda la comunidad
RITO	Riqueza	Toda la comunidad
ABFO	Abundancia media	Especies forestales
RIFO	Riqueza	Especies forestales
COLU	Abundancia media familia	<i>Columbidae</i>
FRIN	Abundancia media familia	<i>Fringillidae</i>
PARI	Abundancia media familia	<i>Paridae</i>
SYLV	Abundancia media familia	<i>Sylviidae</i>
DIVS	Diversidad (Índice de Shannon)	Toda la comunidad
DIVF	Diversidad (Índice de Shannon)	Especies forestales
SPEC	Índice Conservación Avifauna SPEC	Toda la comunidad
LRAE	Índice Conservación Avifauna LRAves Esp	Toda la comunidad
SPEF	Índice Conservación Avifauna SPEC	Especies forestales
LRAF	Índice Conservación Avifauna LRAves Esp	Especies forestales
FRHA	Frecuencia	<i>Rhamnus lycioides</i>
FCHA	Frecuencia	<i>Chamaerops humilis</i>
FPIS	Frecuencia	<i>Pistacia lentiscus</i>
FJUN	Frecuencia	<i>Juniperus oxycedrus</i>
FOPU	Frecuencia	<i>Opuntia ficus-indica</i>
RLEN	Riqueza	Todas las especies leñosas
RNAN	Riqueza	Nanofanerófitos
RARB	Riqueza	Arbustos
RCAM	Riqueza	Caméfitos

Tabla 4: Variables biológicas (vegetación y avifauna) utilizadas en el análisis de regresión.

Variables	PC1		PC1 <sup>2</sup>		PC2		PC2 <sup>2</sup>	
	R <sup>2</sup> ajustado	P	R <sup>2</sup> a.	P	R <sup>2</sup> a.	P	R <sup>2</sup> a.	P
FRHA	0,23	0,07						
FPIS	<b>0,32</b>	<0,05	<b>0,5</b>	<0,05				
FJUN	<b>0,34</b>	<0,05	<b>0,55</b>	<0,05				
FOPU					<b>-0,34</b>	<0,05	<b>0,46</b>	<0,05
RLEN	<b>0,44</b>	<0,05	<b>0,66</b>	<0,01	0,24	0,06		
RNAN	<b>0,42</b>	<0,05	<b>0,56</b>	<0,05				
RARB	<b>0,55</b>	<0,01	<b>0,72</b>	<0,01				
RCAM					<b>0,48</b>	<0,05	<b>-0,67</b>	<0,01
GALS			<b>-0,59</b>	<0,05				
COPA	<b>0,62</b>	<0,01						
STDE			0,34	0,07	0,27	0,05	<b>0,69</b>	<0,01
CACH	0,25	0,06						
FCOE	<b>0,77</b>	<0,001						
OROR							<b>0,42</b>	<0,05
PATE	<b>0,4</b>	<0,05						
PCRI	0,2	0,08						
PIVI					<b>-0,35</b>	<0,05	<b>0,51</b>	<0,05
SYHO							<b>0,63</b>	<0,01
SYUN					0,27	0,05	0,35	0,07
PARI	0,25	0,06						
SYLV			-0,33	0,08				
DIVS	0,19	0,09						
DAVE					0,27	0,05	0,35	0,07

Tabla 5: Variables de vegetación y avifauna que muestran relaciones significativas (o marginalmente significativas) con los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (modelos de regresión simples y cuadráticos).

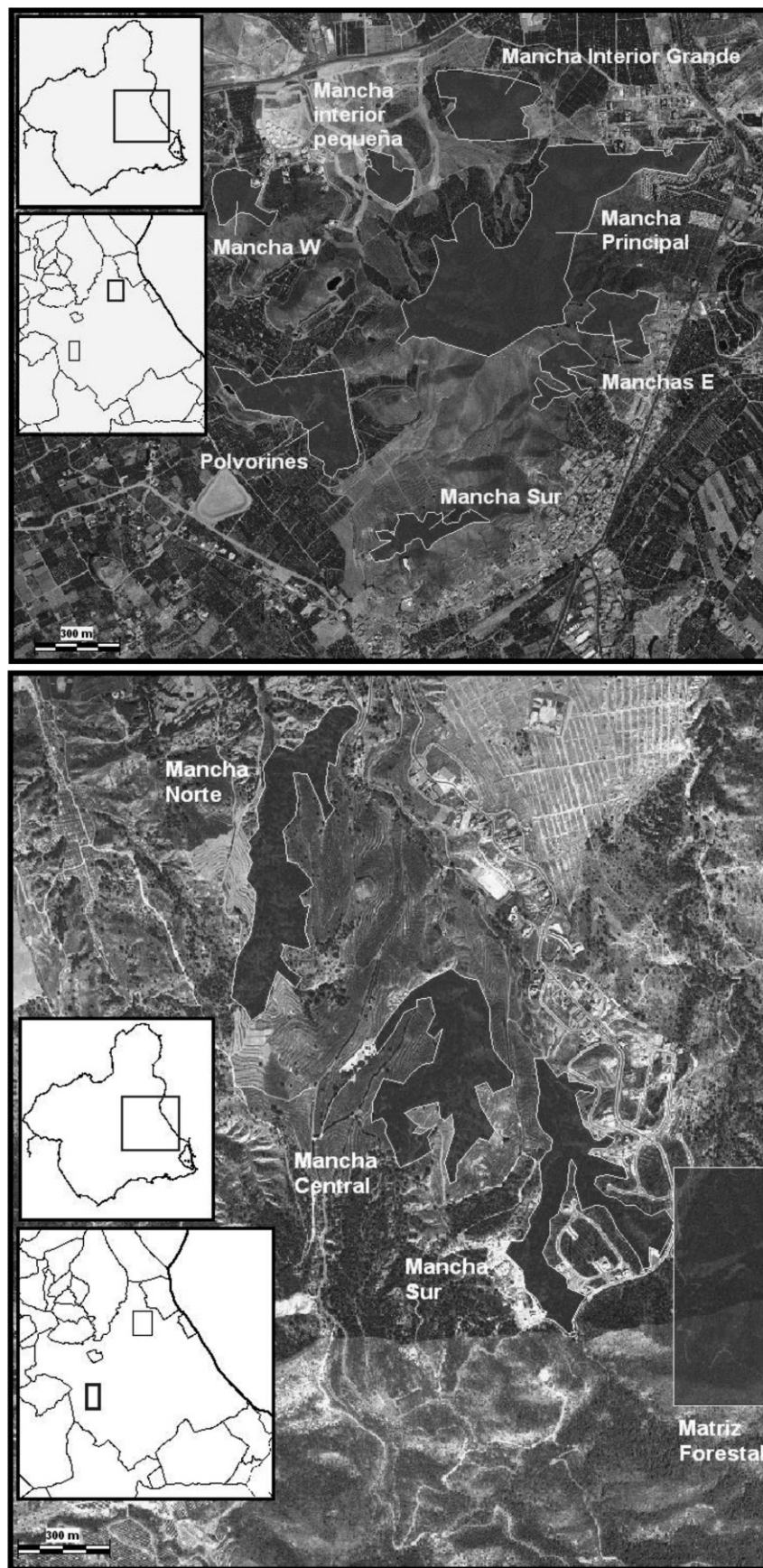


Figura 1: Localización y distribución espacial de los sectores forestales estudiados (arriba: Montepinar; abajo: Majal Blanco)

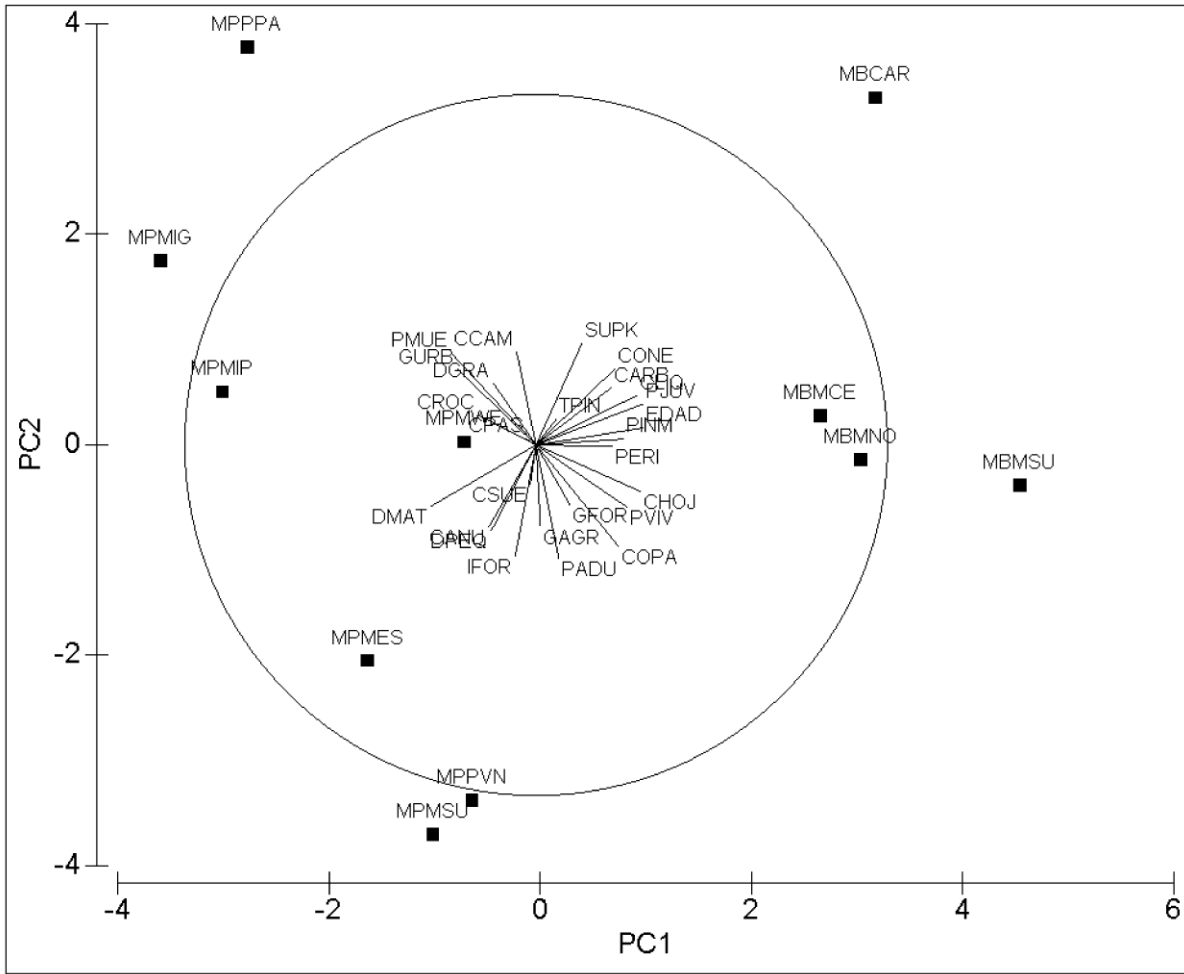


Figura 2: Análisis de Componentes Principales

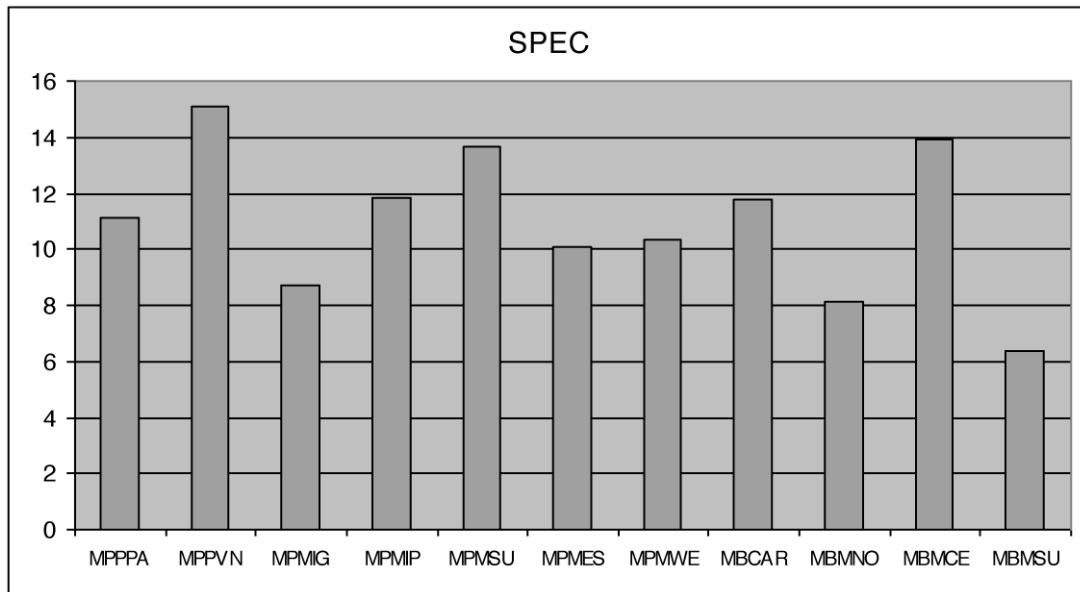


Figura 3: Valores del índice SPEC.

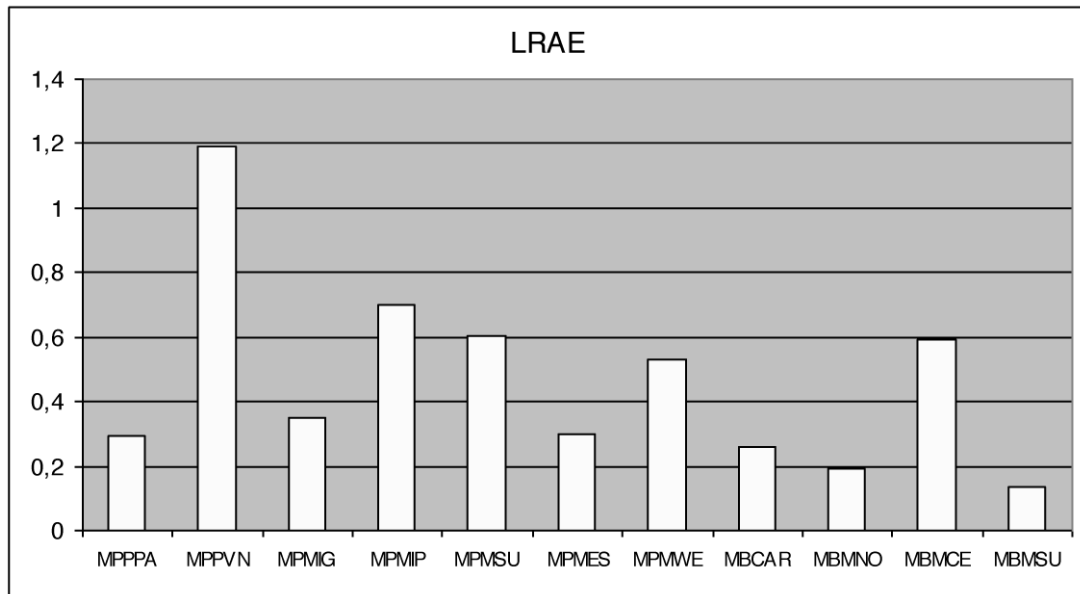


Figura 4: Valores del índice LRAE



## Experiencias de seguimiento y conservación de anfibios en el Parque Forestal Municipal del Majal Blanco (Sierra de Carrascoy, Murcia).

ROBLEDANO AYMERICH, F.<sup>1</sup>; CARPE RISTOL, F.<sup>2</sup>; JIMÉNEZ FRANCO, M<sup>a</sup> V. <sup>1</sup>;  
ZAPATA PÉREZ, V.M.<sup>1</sup> y FARINÓS CELDRÁN, P.<sup>1</sup>

*Universidad de Murcia*

*e-mail for corresponding autor: frobleda@um.es*

<sup>1</sup>*Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología  
E-30100 Espinardo (Murcia, Spain)*

<sup>2</sup>*Jefe de Servicio de Protección Ambiental, Ayuntamiento de Murcia*

### Resumen

El seguimiento desde 2002 de las poblaciones de Sapo Común *Bufo bufo* y Sapo Corredor *Bufo calamita* en el Parque Forestal Municipal del Majal Blanco y su entorno, arroja datos preocupantes para la conservación de estas especies y sus hábitats, en especial frente al desarrollo residencial que se imbrica con este espacio. Entre las principales amenazas directas se pueden citar, con diferente intensidad según la especie, la mortalidad por atropello y por caída accidental en infraestructuras-trampa (piscinas, balsas de riego). A ello se suma la pérdida directa o alteración de sus hábitats acuáticos y terrestres. Dada la dependencia secundaria que *Bufo bufo* parece haber establecido respecto a hábitats antrópicos como jardines y cultivos de regadío, su gestión inadecuada o abandono constituyen factores adicionales de amenaza. En cuanto a los hábitats acuáticos, la desaparición o pérdida de caudal de fuentes y manantiales, o el deterioro de las cubetas temporales (charcas) disminuye las oportunidades de reproducción, pudiendo comprometer a largo plazo la viabilidad de las poblaciones. El cambio climático añade un elemento más de preocupación ante la previsible reducción de las aportaciones hídricas naturales. Estudios previos revelan que estas dos especies de anfibios se dispersan por un amplio gradiente urbano-natural de ladera, sobrepasando ampliamente los límites de los espacios naturales protegidos (Parque Municipal y Regional) que se solapan en este área, hasta el punto de depender críticamente de hábitats carentes de cualquier tipo de protección. Todo ello exige una gestión activa a favor de la conservación de estas especies desde el interior de los espacios protegidos, que se proyecte hacia el exterior mediante actuaciones que mejoren la supervivencia y conectividad de estas y otras poblaciones a escala territorial. En 2007 se ejecutaron las primeras medidas directas de restauración de hábitats de reproducción dentro del Parque Forestal del Majal Blanco. Este trabajo describe la filosofía y resultados de esta experiencia, evalúa la situación general de las poblaciones estudiadas, y propone futuras medidas de actuación.

**Palabras clave:** anfibios, espacios naturales protegidos, urbanización, conservación

### Summary

The monitoring since 2002 of the populations of Common Toad *Bufo bufo* and Natterjack Toad *Bufo calamita* in the Majal Blanco Forest City Park and its surroundings, casts serious doubt about the conservation of these species and their habitats, particularly against the housing development interspersed with this area. Among the main direct threats, one can quote, with different intensity depending on the species, the mortality in roads and artificial water structures (swimming pools, ponds with vertical walls). Added to this is the direct loss or alteration of their aquatic and terrestrial habitats. Given the secondary dependence that *Bufo bufo* seems to have established with respect to anthropogenic habitats like gardens and irrigated cultures, their improper management or abandonment arise as additional threat factors. Regarding aquatic habitats, the loss of seepages or springs, the reduction of their flow, or the deterioration of temporary ponds, reduce the chances of reproduction, which may compromise the viability of populations in the long term. Climatic change adds an additional matter of concern, given the expected reduction of natural water inputs. Previous studies reveal that these two amphibian species are distributed over an ample natural-urban slope gradient, largely ranging outside the limits of the natural protected areas (City and Regional Park) overlapping in the study area, to the extent of depending critically

on habitats without any protection regime. All this calls for an active management in favour of the conservation of these species, to be projected from inside the protected areas towards their surroundings, through actions that improve the survival and connectivity of these and other populations at the landscape scale. In 2007 were implemented the first direct measures to restore reproduction habitats inside the Majal Blanco Forest Park. This paper describes the philosophy and results of this experience, makes a general evaluation of the populations studied and proposes future management actions.

**Key-words:** amphibians, natural protected areas, urbanization, conservation.

## 1. Introducción

El seguimiento, desde el año 2002, de las poblaciones de Sapo Común *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) y Sapo Corredor *Bufo calamita* (Laurenti 1768) en el Parque Forestal Municipal del Majal Blanco (en adelante, PFMMB) y su entorno, arroja datos preocupantes en cuanto a la conservación de estas especies y sus hábitats, en especial frente al desarrollo residencial que se imbrica con estos espacios de protección municipal. El PFMMB es el mejor ejemplo de esta figura de protección, puesto que fue el primero en declararse en el año 1986 y en el que más actividades de gestión se han realizado. Está situado en la vertiente septentrional de la Sierra de Carrascoy, colindante a la urbanización Torrequil, que dio origen a su cesión al Ayuntamiento. Tiene una extensión de 892 hectáreas.

Estas dos especies de anuros se distribuyen por un amplio gradiente de ladera, solapándose de forma importante en zonas de altitud intermedia, pero segregándose según sus preferencias de hábitat y su tolerancia a las transformaciones antrópicas. La presencia de poblaciones de anfibios en espacios de transición entre sistemas montañosos protegidos y zonas bajas intensamente transformadas por la actividad agrícola y el desarrollo urbano, industrial y de infraestructuras, se asocia a paisajes agroforestales sometidos a fuertes tensiones ambientales, y se explica por la presencia de hábitats acuáticos fuertemente antropizados (Robledano, 2004). Dada la fuerte presión que han soportado los hábitats acuáticos naturales, la persistencia de los anfibios se explica históricamente por la presencia de infraestructuras asociadas al aprovechamiento y uso del agua superficial y subterránea (fuentes, galerías, balsas, estanques ornamentales), en combinación con hábitats forestales naturales (bosques y matorrales) y sistemas análogos de origen humano (huertos, jardines, cultivos y eriales).

Entre las amenazas directas más evidentes que sufren actualmente pueden citarse, con distinto grado de intensidad según la especie, la mortalidad por atropello y por caída accidental en infraestructuras-trampa (piscinas, balsas de riego). A ello se suma la pérdida directa de hábitats, tanto de reproducción (acuáticos) como de campeo y refugio (terrestres), y la modificación de éstos por fragmentación, vertidos, presión recreativa, etc.

Estudios previos revelan que las poblaciones locales de ambas especies se extienden más allá los límites de los espacios naturales protegidos que se solapan en el área (Figura 1). Ambas especies descienden en el gradiente de ladera quedando fuera de las dos figuras más externas (Parque Regional y Municipal), hasta el punto de establecer una dependencia crítica de hábitats carentes de cualquier tipo de protección (Robledano, 2004). Este tipo de situaciones son características de los sistemas y diseños de áreas protegidas en los que se da prioridad a terrenos elevados, renunciado a aquéllos terrenos más productivos o donde se concentran recursos que atraen actividades intensivas (Hansen & Rotella, 2002). En tales casos se pueden establecer dinámicas fuente-sumidero, con efectos negativos sobre la biodiversidad dentro y fuera de los espacios protegidos. Todo lo anterior implica la necesidad de una gestión activa a favor de la conservación de estas especies desde el interior de los espacios protegidos, que se proyecte hacia el exterior mediante actuaciones que mejoren la supervivencia y conectividad de estas poblaciones a escala territorial.

En el año 2005 se inició el diseño de las primeras medidas directas de restauración de hábitats de reproducción dentro del Parque Forestal del Majal Blanco (Robledano, 2005), ejecutadas a finales de 2007. La creación de dos charcas temporales (sustitutorias de otra destruida, que utilizaba *Bufo calamita*) se ha saldado inicialmente con el éxito, no esperado, de la reproducción de *Bufo bufo* (tras un llenado inicial de prueba). El presente artículo describe los antecedentes, objetivos y resultados de esta experiencia, evalúa la situación general de las poblaciones estudiadas, y propone futuras medidas de actuación.

## 2. Metodología

Desde el año 2002 hasta la actualidad, se realiza un seguimiento de las poblaciones de *Bufo bufo* y *Bufo calamita* basado en recorridos regulares en vehículo por la carretera de acceso y viales interiores de la Urbanización Torrequil, y caminos rurales situados entre ésta y la carretera de Mazarrón. Estos cubren una diferencia de altitud de algo más de 200 m a lo largo del piedemonte de la Sierra de Carrascoy, en la cual se suceden cultivos de regadío, eriales, bosque y matorral y urbanizaciones. Los registros fueron sobre todo individuos atropellados, y en menor medida ejemplares observados cruzando estas vías o junto a ellas.

Además, durante el mismo periodo se han realizado visitas frecuentes, después de los periodos de lluvia, a distintos hábitats potenciales de reproducción como embalses de regadío abandonados, balsas de riego, charcas, fuentes y nacimientos de agua y bebederos, en este caso ascendiendo 200 m más en el gradiente de ladera. Utilizando observaciones adicionales y citas recopiladas en otros puntos de la sierra, se pudo establecer el rango que ocupan ambas especies, tanto en el conjunto de la sierra como dentro del Parque Forestal del Majal Blanco. Esta información también permite estimar la importancia que tienen para la reproducción de ambas especies, sectores con distinto nivel de protección que se ordenan aproximadamente a lo largo de la ladera, desde las zonas bajas hasta las culminales, en la secuencia *zonas no protegidas* < *Parque Forestal Municipal* < *Parque Regional* < *Lugar de Importancia Comunitaria* (estos dos últimos se solapan parcialmente con el anterior). En los lugares en los que alguna de las dos especies inició la reproducción, se determinó la fase más avanzada alcanzada (*amplexus*, puesta, larvas, individuos metamorfoseados). También se registraron todas aquellas observaciones de individuos caídos accidentalmente en estructuras como piscinas, balsas y otros lugares en los que no iniciaron la reproducción, y que normalmente ocasionaban su muerte.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1 Diagnóstico de la situación de partida

La combinación de las preferencias ecológicas de cada especie con las tendencias de cambio en el uso del suelo y en la distribución del agua en el paisaje configuran dos situaciones diferenciadas. Aunque las dos especies han realizado intentos de reproducción dentro de los espacios de mayor nivel de protección (Parque Regional y Lugar de Importancia Comunitaria), ambas dependen críticamente de hábitats terrestres o acuáticos situados fuera de los mismos (Figura 2). Si bien el PFMMB se extiende más allá de los límites de estas dos figuras de protección, hacia las zonas más bajas del gradiente de ladera, no incluye hábitats adecuados de reproducción para ninguna de las dos especies.

##### 3.1.1 Sapo Común (*Bufo bufo*)

Su rango de distribución total en el gradiente de ladera estudiado (incluyendo lugares de reproducción y hábitats terrestres de dispersión) va desde los 85 m s.n.m. en la Carretera de Mazarrón hasta los 415 en la Fuente de las Palomas (Figura 1, Tabla 1). De estos 330 m, 165 se incluyen en el PFMMB, y otros 115 (parcialmente solapados con los anteriores) en el LIC de El Valle y Carrascoy. Los primeros 75 m del gradiente carecen de cualquier tipo de protección. Como reproductor en el PFMMB el Sapo Común aparece únicamente en pozas asociadas a nacimientos de agua, en la parte perteneciente también al Parque Regional y al LIC de El Valle y Carrascoy. En concreto se ha encontrado en la Rambla de las Cuevas del Buitre, a 315 m.s.n.m, aunque ha sido incapaz de culminar con éxito la reproducción en los últimos años. La única puesta detectada (2005) fracasó, aparentemente predada por Culebra Viperina (*Natrix maura*). Posteriormente no se han encontrado puestas en ninguno de los espacios naturales protegidos, relacionándose con la disminución del aporte de estas surgencias, posiblemente en combinación con una mayor incidencia de depredación.

En otros puntos del PFMMB se han detectado machos cantores, pero no puestas. En las zonas más bajas, no protegidas, han sido observado individuos en *amplexus* en lagos ornamentales, balsas de riego e incluso charcas temporales, pero no se ha completado la reproducción. Los cuerpos de agua artificiales suelen constituir trampas que los individuos no pueden abandonar, muriendo sin poder iniciar la reproducción. Es también frecuente que contengan peces ornamentales, patos domésticos e incluso galápagos exóticos (*Trachemys scripta elegans*), lo que dificulta aún más la reproducción. No se descarta la reproducción puntos no visitados de huertas, zonas urbanizadas u otros hábitats externos, ya que la observación de individuos adultos es regular en el PFMMB y su entorno, pero dada la alta mortalidad por atropello y caída en infraestructuras hidráulicas, la zona estudiada podría representar un sumidero demográfico. En el conjunto de la sierra, por encima de los 415 m de altitud no existen observaciones recientes de ejemplares adultos ni indicios de reproducción. Tampoco en el PFMMB por encima de 315 m de altitud, pese a la existencia de pequeñas charcas (bebederos) hasta casi 500 m s.n.m., que se encuentran permanentemente inundadas. La especie podría haber desaparecido de las zonas más altas, sobreviviendo sólo en torno a puntos de agua permanente como la Fuente de las Palomas, punto de descarga de la única galería de captación de aguas que permanece activa en la umbría de la Sierra. Las fuentes de estas características existentes en el actual PFMMB fueron desecándose hasta desaparecer prácticamente por completo hacia 1975 (Varios autores, 1991).

Dada la dependencia secundaria que el Sapo Común parece haber establecido con respecto a hábitats antrópicos como jardines y cultivos de regadío (Figura 2), su gestión inadecuada o abandono aparecen como factores adicionales de amenaza. Por lo que se refiere a los hábitats acuáticos de reproducción, la desaparición o pérdida de caudal de fuentes y manantiales, o el deterioro de las cubetas temporales (charcas) disminuye las oportunidades de reproducción, pudiendo comprometer a largo plazo la viabilidad de las poblaciones. El actual escenario de cambio climático añade, en este contexto, un elemento más de preocupación ante la previsible reducción de las aportaciones hídricas naturales.

### 3.1.2 Sapo Corredor (*Bufo calamita*)

El Sapo Corredor tiene un rango de distribución total mucho más amplio (Tabla 1), desde 125 m en eriales situados junto a la Vereda Real, hasta la zona culminal de la Sierra de Carrascoy (900 m), si bien evita las zonas más bajas y está totalmente ausente de los cultivos de regadío, introduciéndose sólo marginalmente en las zonas urbanizadas. También en el PFMMB (258 m de rango), donde además ha intentado la reproducción, tanto en la zona perteneciente al Parque Regional y LIC como en la zona inferior que no se solapa con ellos (Figura 1). Aunque se han observado larvas en varias charcas temporales dentro del Parque Forestal, no se ha podido verificar la metamorfosis, que sí se ha producido en embalses o balsas de riego abandonadas (que actúan como charcas temporales), fuera del mismo (Figuras 1 y 2). Muchos intentos de reproducción en estos hábitats fracasan por desecación temprana, pero se han confirmado varios eventos de metamorfosis, detectándose posteriormente individuos de tamaños compatibles con el reclutamiento a partir de ellos. Una de estas balsas abandonadas fue destruida en 2005 por la construcción de la 2ª Fase de la Urbanización Torreguil, y se observa un deterioro gradual de otros todavía utilizados. Al encontrarse todos en suelos no protegidos, a ello se añade el riesgo de destrucción por transformación agrícola o urbanística.

### 3.2 Actuaciones realizadas

Ante la pérdida directa de uno de los hábitats de reproducción de *Bufo calamita* y la ausencia de puntos de agua dentro del Majal Blanco que hubieran registrado algún éxito reproductor durante los años previos, en 2005 se realizó una primera propuesta al Ayuntamiento de Murcia para crear hábitats de reproducción adecuados para esta especie dentro del PFMMB (Robledano, 2005). A finales de 2007 se reconstruyeron dos antiguas balsas con un diseño que permitiera la recogida de agua de escorrentía. Aunque no era el sistema de alimentación previsto, se llenaron con el objeto de verificar su estanqueidad.

### 3.3 Evaluación y perspectivas

El llenado de prueba ha permitido la reproducción de *Bufo bufo* en una de las balsas (una pareja realizó una puesta en febrero de 2008). Tras un acusado descenso del nivel del agua, la precipitación recogida en mayo permitió a las larvas alcanzar la metamorfosis, lo cual constituye el primer éxito reproductor conocido de esta especie en el PFMMB en años recientes. En septiembre de 2008 las balsas se han llenado de forma natural con las lluvias otoñales, aunque sólo se verificó la presencia temporal de *Rana perezi* en una de ellas (la que previamente había utilizado *Bufo bufo* para reproducirse). Con el fin de intentar acelerar la colonización por *Bufo calamita*, en octubre de 2008 se trasladaron a la segunda de las balsas 800 larvas de esta especie desde un embalse abandonado (donde ya se había iniciado la dispersión de juveniles). Una vez completada la metamorfosis, se espera que puedan retornar al lugar para reproducirse en los próximos años.

La presencia de agua debe haber beneficiado a otros muchos grupos de fauna (aves, quirópteros, insectos acuáticos...), como se ha podido constatar o ha sido sugerido por especialistas en estos grupos (Taylor & Tuttle, 2007). Visto el éxito alcanzado -en cuanto a la capacidad de mantener agua en el paisaje durante varios meses al año-, este tipo de actuaciones puntuales deberían extenderse a otras zonas del Parque Forestal, para fomentar su recolonización por la fauna acuática.

## 4. Bibliografía

- ESTEVE, M.A., ROBLEDANO, F., ANADÓN, J.D. & GIMÉNEZ, A. (2007). Los ecosistemas de la Región de Murcia: componentes, estructura y dinámica. *El medio físico de la Región de Murcia* (Ed. C. Conesa). Universidad de Murcia.
- HANSEN, A.J. & ROTELLA, J.J. (2002). Biophysical factors, land use, and species viability in and around protected areas. *Conservation Biology*, 16(4): 1112-1122.
- ROBLEDANO, F. (2004). Conservación de vertebrados en el límite de áreas protegidas: las poblaciones de anfibios de la sierra de Carrascoy-El Puerto (Murcia, SE España). *Actas III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*: 287-299.
- ROBLEDANO, F. (2005). Proyecto de adecuación de infraestructuras para la reproducción de anfibios (Fase I). Parque Municipal "Majal Blanco". Informe inédito para el Ayuntamiento de Murcia.
- TAYLOR, D.A.R. & TUTTLE, M.D. (2007). Water for Wildlife. *Bat Conservation International*. Austin, Texas.
- VARIOS AUTORES. (1991). Manual de Interpretación Ambiental del Majal Blanco. Sugerencias didácticas. *Ayto. de Murcia y Caja de Ahorros del Mediterráneo*. Murcia.



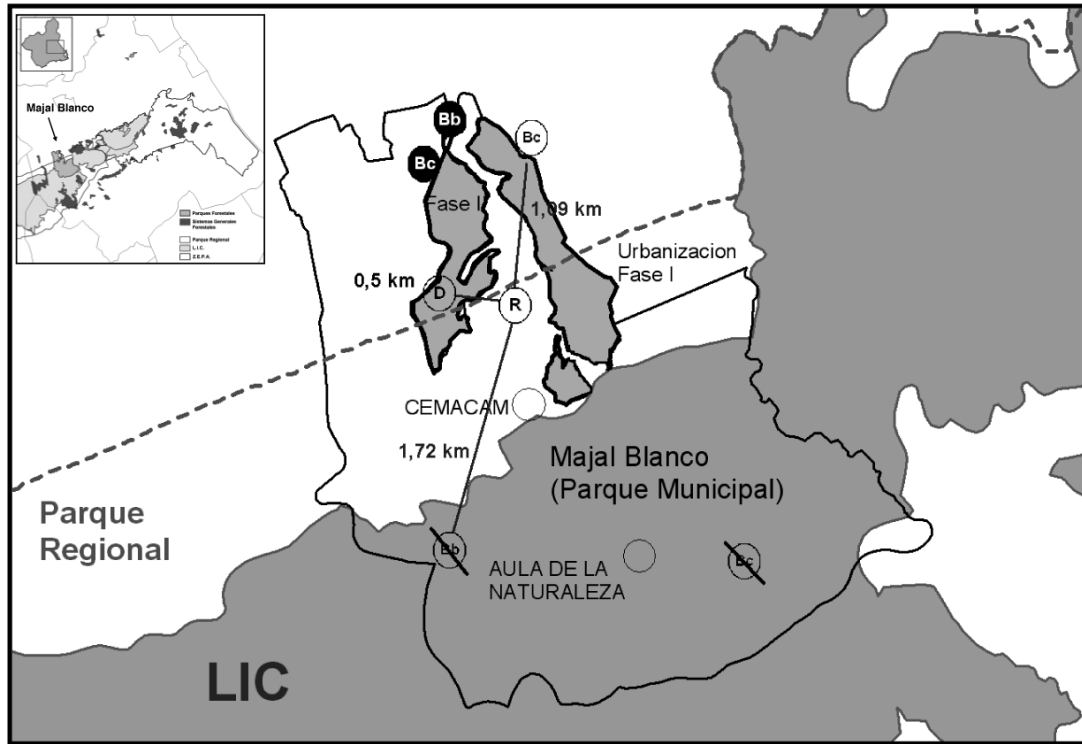


Figura 1. Distribución de las especies estudiadas (Bb = *Bufo bufo*; Bc = *Bufo calamita*) en el Parque Forestal del Majal Blanco (línea negra) y su entorno inmediato. Se han situado también las dos fases de la Urbanización Torreguil y los límites de los espacios protegidos a nivel autonómico y comunitario. Círculos negros = dispersión terrestre; círculos claros = hábitats acuáticos de reproducción; tachado indica reproducción sin éxito (por desecación temprana, predación de las larvas...); D = hábitat de reproducción destruido (balsa abandonada); R = balsas reconstruidas por el Ayuntamiento de Murcia

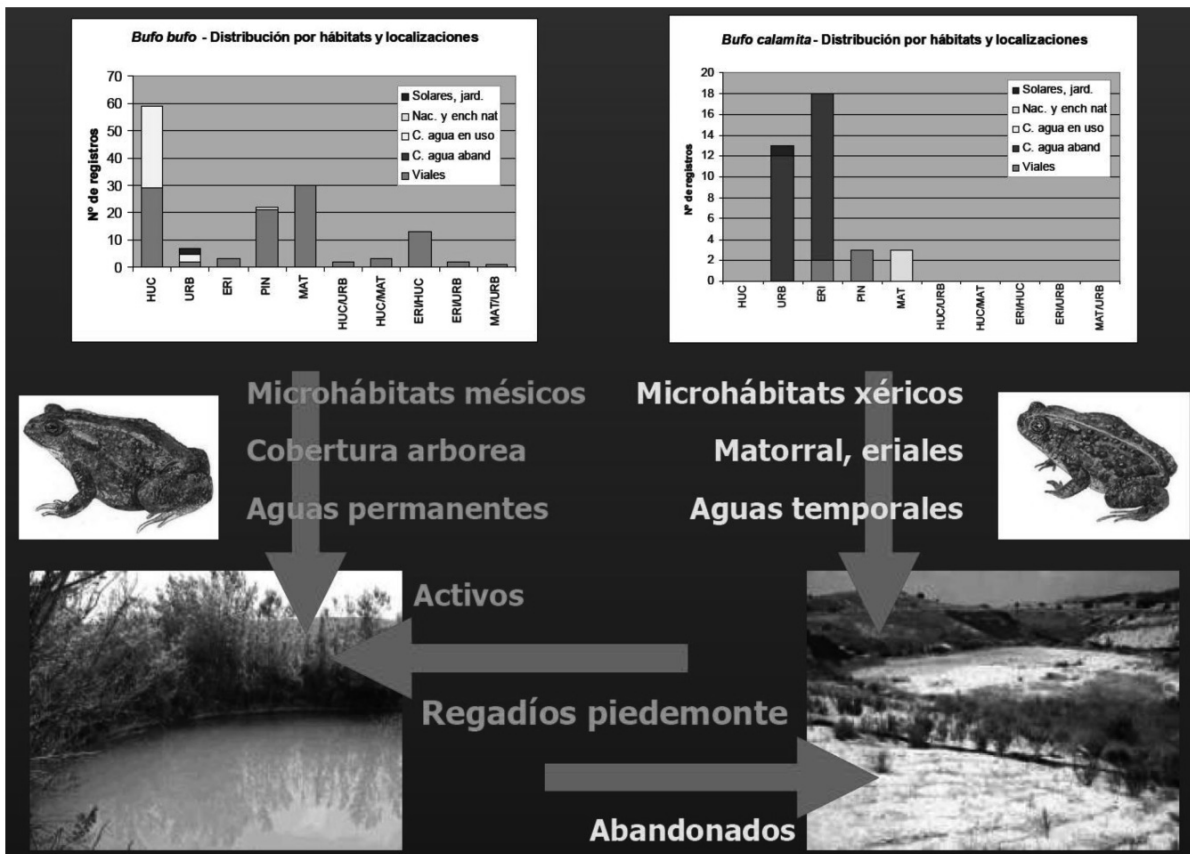


Figura 2. Relación de las dos especies estudiadas con los hábitats de mayor influencia antrópica del piedemonte de la Sierra de Carrascoy (adaptado de Robledano, 2004 y Esteve *et al.*, 2007).

## Restauración de hábitats para FARTET (*Aphanius iberus*) en el marco del Proyecto LIFE ES04/NAT/000035

MARTINEZ, J.A., MONTANO, A., CHAMÓN, M., y AYLAGAS, M.N.

D. G. de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia  
C/ Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 3ª pl. C.p. 30.008 – Murcia  
alicia.montano@carm.es - LIFE-fartet@listas.carm.es

### Resumen

En la actualidad, el fartet (*Aphanius iberus*) puede ser detectado en la Región de Murcia únicamente en dos áreas geográficas diferentes y aisladas entre sí: (1) Mar Menor y humedales de su entorno y (2) Cabecera del Río Chícamo (Torralva et al. 1999; Torralva et al. 2001; Oliva-Paterna et al. 2002). La regresión de esta especie en esta Comunidad Autónoma es patente, hallándose en un estado crítico en general y muy cercano a la extinción en la segunda de las áreas mencionadas. Por ello, desde el año 1998 se han llevado a cabo diversas actuaciones con la finalidad de conservar esta especie, iniciándose en 2005 el proyecto LIFE-Naturaleza “Conservación de stocks genéticos de *Aphanius iberus* (Murcia)”, con actuaciones tanto *in situ* como *ex situ*. Tras efectuar las tareas *in situ* de gestión del biotopo, se ha aumentado el hábitat efectivo para la especie, siendo esta la base para la futura recuperación y conservación de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

**Palabras clave:** *Aphanius iberus*, fartet, conservación, restauración, hábitats.

### Abstract

Nowadays, the Spanish toothcarp (*Aphanius iberus*) can be detected in the Region of Murcia in two different and isolated areas: (1) *Mar Menor* coastal lagoon and related wetlands and (2) the *Chícamo* river source (Torralva et al. 1999; Torralva et al. 2001; Oliva- Paterna et al. 2002). This species' regression in the Region of Murcia is clear, being in a critic status in general and very close to the extinction in the second place mentioned. For that reason, since 1998 several actions have been carried out in order to conserve this species. A LIFE-Nature project called “Conservation of *Aphanius iberus*' genetic stocks (Murcia)” started in 2005. This project included both, *in situ* and *ex situ* actions. After these *in situ* activities, the effective habitat for the species has been increased, being that the basis to the *Aphanius iberus*' future recovery and conservation in the Region of Murcia.

**Key words:** *Aphanius iberus*, Spanish toothcarp, conservation, restoration, habitats.

### 1. Introducción

El fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), es un ciprinodóntido endémico de la Península Ibérica que se distribuye a lo largo de la franja mediterránea (Doadrio 2002) y que se encuentra catalogado como en peligro de extinción tanto por la legislación nacional (Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regulador del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas) y regional (Ley 7/1995, de 21 de abril, de la Fauna Silvestre de la Región de Murcia, Anexo I) como por la legislación internacional (Directiva 92/43/CE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora silvestres; Convenio de Berna, 1988).



Figura 1. Macho (izquierda) y hembra (derecha) de *A. iberus*.  
(Autor: Carlos González Revelles)

En la actualidad, el fartet puede ser detectado en la Región de Murcia únicamente en dos áreas geográficas diferentes y aisladas entre sí: (1) Mar Menor y humedales de su entorno y (2) Cabecera del Río Chícamo (Torralva et al. 1999; Torralva et al. 2001; Oliva- Paterna et al. 2002). La regresión de esta especie en esta Comunidad Autónoma es patente, hallándose en un estado crítico en general y muy cercano a la extinción en la segunda de las áreas mencionadas.

Desde 1998 se han llevado a cabo diversas actuaciones con la finalidad de conservar esta especie, obteniéndose en 2004 una ayuda financiera de la Comisión Europea (Fondos LIFE) a la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, en la actualidad Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, a favor del proyecto LIFE04/NAT/ES/000035, que comenzó en 2005, denominado: “Conservación de stocks genéticos de *Aphanius iberus* (Murcia)” y cuyo objetivo principal es garantizar la conservación de la diversidad de esta especie en la Región de Murcia, mediante la conservación *in situ* y el mantenimiento en cautividad de los dos stocks genéticos exclusivos más amenazados de la Región, evitando su extinción: el stock presente en el río Chícamo y el presente en las Salinas de Marchamalo.

## 2. Actuaciones de restauración de hábitats

- El proyecto consta de 25 acciones, divididas en cinco áreas temáticas, en función del objetivo operativo al que corresponden:
- Elaboración de Planes de Gestión y Acción
- Actuaciones Únicas de Gestión del Biotopo: Ampliación de hábitats, Eliminación de impactos puntuales y Rehabilitación de lugares potenciales de reintroducción
- Tareas de Gestión del Biotopo: Seguimiento y valoración biológica, Eliminación de especies exóticas invasoras y Programa de cría y mantenimiento en cautividad
- Sensibilización del Público y Divulgación de resultados
- Funcionamiento del Proyecto

Una parte esencial para la conservación de esta especie es la restauración y recuperación de los hábitats donde se ubican los stocks genéticos de la especie que presentan mayor grado de amenaza.

### 2.1 Río Chícamo

El río Chícamo es un tramo fluvial de caudal permanente con sistemas de ramblas y humedales asociados. La población de fartet del Río Chícamo es, posiblemente, la más amenazada de la Región de Murcia, ya que está completamente aislada de las otras poblaciones, de ahí la importancia de las actuaciones llevadas a cabo en esta zona.

El hábitat físico disponible para la especie se encontraba situado en un tramo fluvial natural de cabecera de menos de 3,5 Km (Nacimiento-La Umbría). La zona presentaba además, un bajo número de charcas y de pozas someras con poca corriente (que es el hábitat idóneo para la especie), siendo la ocupación de la especie sobre este cauce inferior al 5 %. Asimismo, la especie presentaba otro tipo de amenazas puntuales, como la presencia masiva de especies exóticas invasoras, *Gambusia holbrooki* (gambusia) y *Procambarus clarkii* (cangrejo rojo americano), y la existencia de usos inadecuados que implicaban contaminación de las aguas (vertidos agrícolas en la charca principal, viales que atravesaban el cauce).

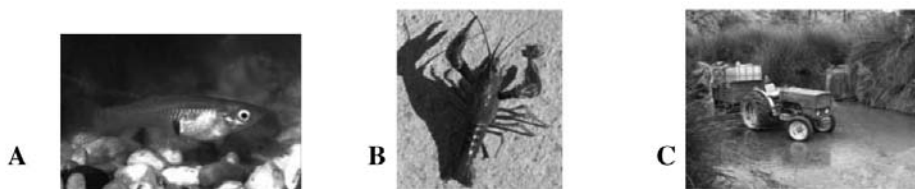


Figura 2. (A) *G. holbrooki* (autor: Carlos González Revelles). (B) *P. clarkii* y (C) Tractor entrando cauce para toma de agua (autor B y C: Línea de Investigación de Vertebrados Acuáticos, Universidad de Murcia)

Se ha procedido a la limpieza y acondicionamiento de las charcas existentes, tanto la natural (charca principal) como las creadas en actuaciones anteriores a este proyecto LIFE. Para ello se ha eliminado el exceso de vegetación en el interior de las mismas, así como también se ha aumentado su profundidad (aproximadamente a unos 75 cm) para evitar su rápida colmatación, pero teniendo en cuenta el rango de profundidad en el que habita el fartet.

En cuanto a las charcas de nueva creación en la zona de cabecera del río, su ejecución ha estado estrechamente relacionada con las actuaciones de eliminación de impactos, concretamente de la construcción de dos puentes para evitar la circulación de vehículos por el cauce, ya que para la construcción de algunas de estas charcas se han aprovechado los márgenes de dichos puentes.

El cauce del río Chícamo, aguas abajo de la presa de La Umbría estuvo entubado para uso agrícola hasta el año 2005. A partir de ese momento, el río discurre por el propio cauce natural (naturalización del arroyo). Debido a esta circunstancia, el marco de actuación en esta zona cambió radicalmente desde el momento en que se propuso hasta que fue llevado a cabo. De este modo, en el nuevo contexto ambiental se replanteó la realización de parte de las actuaciones previstas, por lo que se han creado dos hábitats refugio de forma naturalizada con el entorno en lugar de utilizar canales de hormigón, debido a dos razones principales: (1) La amenaza principal, consistente en la inexistencia y/o escasez de hábitats susceptibles para albergar stocks de la especie en el sector del cauce afectado por el entubamiento, ha sido minimizada debido a la naturalización mencionada (2) En el contexto pretérito, la construcción de canales provocaba un impacto moderado en un sector de cauce afectado por el entubamiento. Actualmente, en tramos concretos del sector, la ejecución de los mismos conllevaría un impacto visual significativo debido a la naturalización sufrida.

Todo ello se ha efectuado “con la finalidad de que las actuaciones previstas multiplicasen por 10 el hábitat óptimo para la especie en este hábitat (aguas someras y de baja corriente)” *sensu* Fernández-Delgado *et al.* (1999).

## 2.2 Salinas de Marchamalo

Las Salinas de Marchamalo, se localizan en un área de costa, en La Manga del Mar Menor. El interés socioeconómico de la zona está principalmente enfocado hacia recursos turísticos, no a la actividad salinera como podría esperarse. Actualmente la explotación de las Salinas se mantiene mediante un convenio entre la empresa salinera y la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, existiendo una fuerte presión urbanística y antrópica.

Debido a esto, antes de acometer las actuaciones allí planteadas, la superficie húmeda total inundada no superaba los 68.000 m<sup>2</sup>, y el hábitat viable y ocupado por la especie era inferior a un 1/3. Además, los canales destinados a la conducción de agua desde el mar hacia las charcas salineras y la infraestructura en general se encontraban muy deteriorados.

Las tareas de recuperación efectuadas en este enclave consistieron en la rehabilitación de las motas de dos balsas que se encontraban inutilizadas, así como en la creación de un canal perimetral que permitiese la llegada de agua a las mismas y al acondicionamiento del sistema de compuertas y canales existentes para la comunicación entre balsas, dado su gran deterioro.

## 2.3 Salinas del Rasall

Las salinas del Rasall se construyeron a principios del siglo XX sobre dos antiguas lagunas de agua dulce muy próximas a la costa. Aparentemente, el fartet vivió aquí hasta principios de los años 90 cuando, como resultado del abandono de explotación salinera con la consecuente desecación de la misma, desapareció, al igual que el resto de especies asociadas a este ecosistema acuático.

La restauración de este hábitat potencial para la especie consistió en la rehabilitación de balsas y canales de comunicación entre ellas, en ese momento fuera de uso (5.000-6.000 m<sup>2</sup> de superficie húmeda inundada) mediante su dragado, limpieza y reconstrucción de las motas, además de la retirada de las placas de fibrocemento con amianto (elemento altamente tóxico para el entorno) que aparecieron durante dichas tareas de reconstrucción.

En las inmediaciones de las salinas existían tres edificaciones que al encontrarse en estado de ruina se han demolido, dos de ellas pertenecientes a la antigua explotación, ubicándose la tercera en la zona de toma de agua de las Salinas. Previamente, se aislaron las placas de fibrocemento con amianto existentes en algunos de los tejados. Parte de su estructura era roca procedente de una duna fósil, la cual se reutilizó en la rehabilitación de las motas de las balsas.

Asimismo, el mal estado de conservación en el que se encontraba el canal de entrada de agua a las balsas salineras supuso la realización de tareas de limpieza y dragado del lecho del mismo, así como a la modificación de cotas y secciones del canal para la mejora de su funcionamiento.

## 3. Resultados y conclusiones

En el río Chícamo se han creado seis nuevos hábitats refugio para la especie, se han efectuado labores de limpieza y dragado de los cauces naturales existentes y eliminación de impactos (construcción de dos puentes, campañas de

erradicación de *G. holbrooki* y *P. clarkii*, colocación de una toma de agua para que los vehículos agrícolas no entren en el cauce,...).



Figura 3: río Chícamo antes de las actuaciones.



Figura 4: río Chícamo después de las actuaciones.

En las **Salinas de Marchamalo** se han rehabilitado dos balsas y se ha creado un nuevo canal perimetral para permitir el llenado de las mismas. Tras estas actuaciones se ha reactivado la circulación del agua en las salinas, aumentando la calidad de las aguas con la restauración y creación de canales, con lo cual se ha aumentado la superficie total inundada. La efectividad de estas actuaciones quedó puesta de manifiesto al detectar la presencia de la especie en el nuevo canal al poco tiempo de haber finalizado las actuaciones.



Figura 5: Salinas de Marchamalo antes de las actuaciones.



Figura 6: Salinas de Marchamalo después de las actuaciones.

Las actuaciones llevadas a cabo en las **Salinas del Rasall** han permitido la recuperación de un hábitat para el fartet, desaparecido hace años. Esto permitirá la reintroducción de la especie en este hábitat, una vez se haya producido la naturalización del mismo, viéndose incrementada el área de distribución actual de la especie.



Figura 8: Salinas del Rasall antes de las actuaciones.

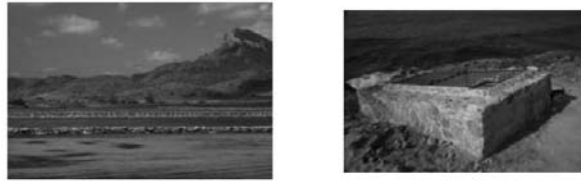


Figura 9: Salinas del Rasall después de las actuaciones.

Las principales amenazas para las poblaciones del fartet son, entre otras, la exclusividad, el aislamiento de las poblaciones, la escasez y desaparición del hábitats físicos, la gestión de los recursos hídricos, la contaminación biológica por especies exóticas competidoras y modificadoras del hábitat y la presión antrópica (Oliva-Paterna 2006). No obstante, mediante estas labores de gestión del biotopo se ha aumentado el hábitat efectivo para la especie de forma considerable, siendo ésta la base para la futura recuperación y conservación de la misma, especialmente de los stocks genéticos más amenazados de la Región de Murcia.

#### 4. Bibliografía

- DOADRIO, I. (2002). Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. *Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales*. Madrid.
- FERNÁNDEZ-DELGADO, C., TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J. y PINTOS, R. (1999). Caracterización ecológica del hábitat del fartet (*Lebias ibera*, Valenciennes, 1846) en una pequeña cuenca hidrográfica del bajo Guadalquivir. *PLANELLES, M. (Coord) Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía. Generalitat Valenciana*. Valencia.
- OLIVA-PATERNA, F.J. (2002). “Unidades de Conservación del fartet, *Aphanius iberus*, en la Región de Murcia: Amenazas y aplicación regional de categorías UICN”. *Dugastella*, 3:29-35.
- OLIVA-PATERNA, F.J. (2006). Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. Tesis de Licenciatura. *Facultad de Biología. Universidad de Murcia*. Murcia.
- RAMÍREZ, L., ESTEVE, M.A., ROBLEDANO, F., MAS, J., MARTÍNEZ, E., MEDINA, J. & NICOLÁS, E. (1989). Estudios básicos del Plan de Seguimiento y Recuperación de las poblaciones de Fartet (*Aphanius iberus*) en la Región de Murcia. Documento Técnico. *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. CARM*. Murcia.
- TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A., UBERO-PASCAL, N., GARCIA-MELLADO, A. & FERNÁNDEZ-DELGADO, C. (1999). Biología, Distribución y Estado de Conservación de las Comunidades Acuáticas con Ciprinodontiformes en la Región de Murcia y las relaciones con sus hábitats. Informe-I. *Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. CARM*. Murcia.
- TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J., GARCIA-MELLADO, A., MIÑANO, P.A., ANDREU, A., CARDOZO, V., GARCIA-ALONSO, J. & FERNÁNDEZ-DELGADO, C. (2001). “Distribución y estado de conservación del fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos”. *Anales de Biología 23 (Biología Animal, 12): 2001: 63-84*. Murcia.
- TORRALVA, M. & OLIVA-PATERNA, F.J. (2002). Problemática de los Ciprinodóntidos en el Sureste Peninsular: Criterios y Estrategia de Recuperación. *DOADRIO, I. (Ed) Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid.
- TORRALVA, M. (COORD). (2004). Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su Manejo y Conservación. Documentos Técnicos. *Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio – Universidad de Murcia*. Murcia.
- TORRALVA, M., OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A., VERDIELL, D., MIÑANO, P.A. & EGEEA, A. (2006). Atlas de Distribución de los Peces Epicontinentales en la Región de Murcia. *Dirección General del Medio Natural. CARM*. Murcia.



## Propuesta de un plan de seguimiento y análisis de la gestión para espacios naturales protegidos en el ámbito municipal: el parque forestal municipal del majal blanco.

JIMÉNEZ FRANCO, M.V.<sup>(1)</sup>; ROBLEDANO AYMERICH, F.<sup>(1)</sup>;  
ZAPATA PÉREZ, V.M.<sup>(1)</sup> y FARINÓS CELDRÁN, P.<sup>(1)</sup>

*e-mail: mvjimenez680@gmail.com, frobleda@um.es*

<sup>(1)</sup> *Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología  
30100 Espinardo (Murcia, Spain)*

### Resumen

En el Municipio de Murcia, los Parques Forestales Municipales, en especial el del Majal Blanco, son una figura de protección derivada de la planificación urbanística residencial, que conlleva la cesión de espacios de vocación forestal para su gestión pública. Para la propuesta de un Plan de Seguimiento, se ha realizado un proceso iterativo de revisión de antecedentes, seguido por la identificación de objetivos de gestión y atributos clave del sistema, para elaborar un listado exhaustivo de indicadores de seguimiento. Como herramienta principal para obtener los indicadores se proporcionaron tres modelos de cuestionarios (de complejidad decreciente), a un total de 19 expertos de distintos colectivos: administración, profesores y/o investigadores de la UMU, monitores de educación ambiental, agentes forestales, grupos ecologistas y excursionistas. A partir del análisis de los cuestionarios y la información consultada, se ha diseñado un Plan de Seguimiento conciso que incluye objetivos e indicadores, agrupándose estos últimos en programas de seguimiento temáticos: meteorológico, hidrológico y calidad del agua, de hábitat y de especies, de uso público, socioeconómico y de la planificación urbanística de las inmediaciones del Parque, administrativo y de la gestión. De los cuestionarios elaborados también se obtuvo información acerca de las actuaciones de gestión del Parque Forestal, así como sugerencias adicionales que permiten realizar un primer análisis de la gestión del Parque.

**Palabras clave:** *Plan de Seguimiento, Parque Forestal Municipal, indicadores, gestión.*

### Abstract

In the Municipality of Murcia, the Forest Parks are a figure of protection under the residential urban planning, which involves the compulsory donation of forest areas for their town management. To propose a Monitoring Plan for the Majal Blanco, the oldest and ecologically most valuable Forest Park of Murcia, we have carried out an interactive process of background revision, followed by the identification of management objectives and key attributes of the system, to develop a comprehensive list of monitoring indicators. As the main tool for gathering the indicators we have handed three questionnaires of decreasing complexity to a total of 19 experts belonging to different groups: administration, teachers and/or researchers from the UMU, environmental education practitioners, forest officers, environmentalists and hikers. On the basis of the questionnaires and the information collected, we have delineated a Monitoring Plan that includes concise objectives and indicators, grouped into thematic monitoring programs: meteorological, hydrological and water quality, habitat and species, public use, economic and urban planning and management. The questionnaires also provided information about the management actions in the Forest Park, as well as additional suggestions that allow a first analysis of the Park's management.

**Key words:** *Monitoring Plan, Forest City Parks, indicators, management.*

### 1. Introducción

La consolidación de los espacios naturales protegidos como instrumento de conservación del patrimonio natural y de la biodiversidad requiere el desarrollo de las herramientas de planificación y gestión previstas legalmente. Existen diferentes niveles de planificación de los espacios naturales protegidos en función del papel que desempeña cada plan dentro de la estructura jerárquica territorial, y en función de los objetivos que se desean cubrir con ese nivel específico de planificación. Es lo que se conoce como "*planificación en cascada*", donde se consideran los instrumentos de

planificación integrados en un esquema jerárquico, desde los documentos más generales con objetivos más amplios, a los más concretos (EUROPARC-España, 2008).

Según dicha “planificación en cascada”, se deben incluir desde Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), hasta planes sectoriales. Los **planes o programas sectoriales** son los instrumentos que desarrollan, siempre de acuerdo a las directrices establecidas en los planes de orden superior, aspectos concretos de la gestión de un espacio protegido (desarrollo social y económico, uso público, conservación, ordenación forestal, seguimiento, etc.). Entre los planes sectoriales cabe destacar el **plan de seguimiento**, que es el documento en el que se define y articula el conjunto de indicadores necesarios para el seguimiento del sistema y los protocolos para su adquisición y la incorporación de los resultados a la gestión. Cuando tiene cierta complejidad, el plan puede desglosarse en programas en los que se agrupan indicadores por su afinidad temática.

En a experiencias de planes de seguimiento en la Región de Murcia, se puede citar el sistema de indicadores ecológicos del Paisaje protegido del Humedal de Ajaque y Rambla Salada realizado por un grupo de investigadores de las universidades de Murcia y Cartagena y técnicos de la Dirección General del Medio Natural (Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, 2006). También se puede citar el sistema de indicadores ecológicos del Parque Regional El Valle y Carrascoy iniciado en diciembre de 2002 y promovido por la Dirección General del Medio Natural (Consejería Medio Ambiente, Agricultura y Agua, 2003). Define y aplica de manera preliminar indicadores ecológicos basados en la fauna silvestre, donde tendrá gran importancia la incorporación de los invertebrados al sistema de indicadores.

En los espacios gestionados por el Ayuntamiento de Murcia no existe constancia de que se hayan elaborado planes de seguimiento, ni de proyectos o trabajos relacionados con este aspecto. El municipio cuenta con algunos Parques Forestales (son una figura de protección, definida en la normativa urbanística municipal como “*las grandes extensiones de terrenos de uso forestal con titularidad pública*”, que vienen a corresponder con las cesiones derivadas del desarrollo residencial) dispersos por todo su territorio, muchos de ellos con zonas urbanizadas adjuntas. En los últimos años éstos se concentran en el interior de los espacios naturales protegidos por la administración regional.

El Parque Forestal Municipal del Majal Blanco es el mejor ejemplo de esta figura de protección, puesto que fue el primero en declararse en el año 1986 y en el que más labores de gestión se han realizado por el servicio municipal de Protección Ambiental. Está situado en la vertiente septentrional de la Sierra de Carrascoy, colindante a la urbanización Torreguil, que dio origen a su cesión al Ayuntamiento. Tiene una extensión de 892 hectáreas y cuenta con las siguientes figuras de protección: Plan Especial de Protección (PEP) del Medio Físico de las Sierras de Carrascoy-El Puerto, Parque Forestal Municipal, Refugio de Caza, Parque Regional de Carrascoy-El Valle y Lugar de Importancia Comunitaria (LIC). Las actuaciones de planificación, en cambio, se limitan al PORN del Parque Regional (declarado en 1992), todavía en fase de aprobación inicial. En 2007 se planteó la elaboración de un plan de seguimiento para este espacio, con la finalidad de establecer una serie de actuaciones que ayuden a los gestores del espacio a tomar las decisiones de gestión apropiadas basadas en datos científicos y a mantener las distintas líneas de investigación y seguimiento, procurando además, que este plan de seguimiento constituya un modelo aplicable al resto de Parques Forestales del municipio.

## 2. Metodología

Para la propuesta de un Plan de Seguimiento para el Majal Blanco, se ha seguido la metodología de EUROPARC-España (2005), que consiste en un proceso iterativo de revisión de antecedentes del espacio natural e identificación de los objetivos del plan de seguimiento. Le sigue la identificación de objetivos de gestión y atributos clave del sistema para elaborar un listado exhaustivo de indicadores de seguimiento, que deben tener asociada una ficha con su correspondiente diseño de muestreo. Los datos obtenidos de los indicadores servirán para mejorar el conocimiento del sistema y de las actuaciones de gestión en el Parque Forestal.

Como herramienta principal para obtener los indicadores se utilizan tres modelos de cuestionarios (de complejidad decreciente), asignados según sus competencias y nivel de información respecto al MB, a un total de 19 expertos pertenecientes a distintos colectivos: administración, profesores y/o investigadores de la UMU, monitores de educación ambiental, agentes forestales, grupos ecologistas y excursionistas.

Tras el análisis de los cuestionarios se obtiene el listado de objetivos de gestión y atributos clave (figuras 2 y 3), de la cual se realiza una selección según la valoración asignada en los cuestionarios. A partir de ella, se obtienen los principales indicadores para el seguimiento del espacio forestal y se agrupan por afinidad temática.

### 3. Resultados

Los objetivos del plan de seguimiento priorizados por los expertos consultados fueron en orden decreciente: i) Prevención y alerta temprana ante cambios puntuales y/o globales en el sistema gestionado (vigilancia para prevenir daños no esperados como incendios, plagas,...); ii) Determinar los resultados de las prácticas de gestión en el Parque Forestal y detectar efectos no deseados; iii) Registro continuo de la dinámica del sistema natural y social que es objeto de gestión; y iv) Seguimiento del proceso de gestión administrativa.

De entre todos los objetivos de gestión y atributos clave propuestos, se realizó una selección según la valoración atribuida por los expertos consultados (**Figuras 2 y 3**). De sus respuestas a los cuestionarios también se obtiene información de los procesos y amenazas más importantes en el ámbito del Parque. Las perturbaciones naturales citadas con mayor frecuencia son las plagas (*Procesionaria*, *Ortotomicus*,...), y las afecciones causadas por la sequía y el cambio climático. Las perturbaciones antrópicas priorizadas son el impacto de la urbanización en las zonas limítrofes pertenecientes al Parque y el causado por actividades recreativas (compactación de suelo, apertura de sendas, daños a la vegetación, etc.).

De los cuestionarios también se obtiene información acerca de las actuaciones de gestión del Parque Forestal y sus respectivos órganos competentes. A estas hay que añadir las aportaciones y sugerencias de los colectivos no implicados directamente en la gestión. Las principales sugerencias recogidas han sido: i) establecer cauces administrativos entre la Comunidad Autónoma y el Ayuntamiento para almacenar la información generada, y coordinar las actuaciones de gestión de forma eficaz; ii) incrementar la difusión de los valores de este espacio a través de medios audiovisuales, radio, prensa, visitas guiadas, etc.; iii) poner en marcha el seguimiento de los principales procesos clave y amenazas identificados, centrandó éste en los aspectos del medio considerados prioritarios; y iv) aumentar el equipo técnico cualificado y motivado, así como los medios financieros para la puesta en marcha de un plan de seguimiento.

A partir del análisis de los cuestionarios y de otras fuentes documentales y bibliográficas consultadas, finalmente se ha diseñado un Plan de Seguimiento conciso que incluye indicadores (los seleccionados tras un proceso de depuración), agrupados en programas de seguimiento temáticos: meteorológico, hidrológico y calidad del agua, de hábitats y especies, de uso público, socioeconómico y de la planificación urbanística del entorno del Parque, administrativo y de la gestión. En las **Tablas 1 y 2** aparece como ejemplo el subprograma de seguimiento de especies, incluido dentro del programa de seguimiento de hábitats y de especies.

### 4. Conclusiones

Como conclusiones de esta propuesta de Plan de seguimiento se desprenden las siguientes:

- El plan de seguimiento propuesto pretende aportar información y facilitar el conocimiento sobre el estado actual y la evolución de los ecosistemas de dicho espacio y de los efectos de las prácticas de gestión. Se espera que sirva como pauta y experiencia pionera de la puesta en marcha de planes de seguimiento ecológico en el Parque Forestal Municipal del Majal Blanco y en el resto de espacios naturales del Municipio de Murcia.
- Los indicadores están en relación directa con los objetivos de gestión y con los elementos clave de los ecosistemas del Majal Blanco. Se ha procurado que los indicadores sean sencillos, tanto en su significado como en su medición pero sin dejar a un lado que la información que aportasen fuera lo más valiosa y útil posible. Además, dichos indicadores se encuentran agrupados en siete programas de seguimiento según su afinidad temática.
- Cabe resaltar la importancia del seguimiento para la gestión de un espacio protegido, ya que sólo de esta manera pueden justificarse las actividades realizadas. No hay que olvidar que los espacios naturales necesitan planes de gestión que permitan establecer sus objetivos y las actividades destinadas al cumplimiento de los mismos.
- La elaboración de planes de seguimiento en la Región de Murcia es una iniciativa muy novedosa y los escasos proyectos realizados hasta la fecha son iniciativas a corto plazo y que no resultan fácilmente accesibles.
- Los planes de seguimiento precisan un claro apoyo institucional. Para ello es imprescindible que su utilidad quede claramente demostrada, que sean sencillos y claros para permitir la comunicación con gestores y políticos.
- Además, la participación en estos programas de todos los sectores interesados y la amplia difusión de los resultados obtenidos, pueden servir para mejorar el conocimiento de los valores del espacio protegido, aumentar su aprecio entre la población e involucrarla en la gestión y la protección de su patrimonio natural.

- Pese a la ausencia de un plan de seguimiento establecido, en el Parque Forestal del Majal Blanco, confluyen tal variedad de iniciativas de seguimiento e investigación, desarrolladas por distintos colectivos e instituciones, que sería relativamente sencillo ponerlo en marcha con un impulso y coordinación decidida de la administración.
- Los gestores municipales del Parque Forestal del Majal Blanco, muestran una actitud receptiva hacia propuestas de actuaciones de conservación. No obstante, para obtener unos resultados lo más eficaces posibles de dichas actuaciones de conservación, debería elaborarse una correcta planificación de este espacio natural, que incluya según la “planificación en cascada”: en primer lugar, la aprobación definitiva del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) para el Parque Regional de Carrascoy-El Valle, y en segundo lugar, los correspondientes planes de gestión para todo el Parque Regional (Plan Rector de Uso y Gestión) y para el Parque Forestal del Majal Blanco.
- Además de estos planes de gestión y siguiendo la planificación en cascada comentada, deberían aplicarse dentro de los planes de gestión, planes sectoriales como el plan de seguimiento, de gran utilidad para coordinar todas las iniciativas de seguimiento e investigación que ya se están llevando a cabo, y la inclusión de otros aspectos susceptibles de seguimiento como los propuestos en este Proyecto.
- Para la puesta en práctica de este conjunto de planes, y en especial de la propuesta de plan de seguimiento elaborada en el presente Proyecto, es necesaria la implicación de los gestores del Parque, y la coordinación entre las administraciones (municipal y regional) y con otras instituciones y entidades (universidad, grupos ecologistas, etc.).

## 6. Bibliografía

- ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA. (2008). La herpetofauna española será objeto de seguimiento a largo plazo por parte de voluntarios. *Quercus*, 265: 12.
- EUROPARC-España. (2008). Planificar para gestionar los espacios naturales protegidos. *Ed. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez*. Madrid. 120 páginas. ([http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones\\_Europarc-Espana/manual\\_7.pdf](http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_Europarc-Espana/manual_7.pdf)).
- EUROPARC-España. (2005). Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Serie Manuales nº 02. *Ed. Fundación Fernando González Bernáldez*. Madrid. 173 páginas. ([http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones\\_Europarc-Espana/manual\\_2.pdf](http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_Europarc-Espana/manual_2.pdf)).
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, AGRICULTURA Y AGUA. (2003). Un sistema de indicadores ecológicos del Parque contribuirá a mejorar la gestión del espacio protegido. *El Mirador (El Valle y Carrascoy)*. Época II, 4: 1-2. (<http://www.carm.es/siga/enlacpub/publicaciones/publperi/mirador/pdf/valle/04valle.pdf>).
- CONSEJERÍA DE DESARROLLO SOSTENIBLE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO. (2006). El Paisaje Protegido cuenta Indicadores Ecológicos para del medio natural. *El Mirador*. Época III, 1: 8-9. ([http://www.carm.es/siga/enlacpub/publicaciones/publperi/mirador/pdf/epoca\\_III/n1.pdf](http://www.carm.es/siga/enlacpub/publicaciones/publperi/mirador/pdf/epoca_III/n1.pdf)).

## FIGURAS

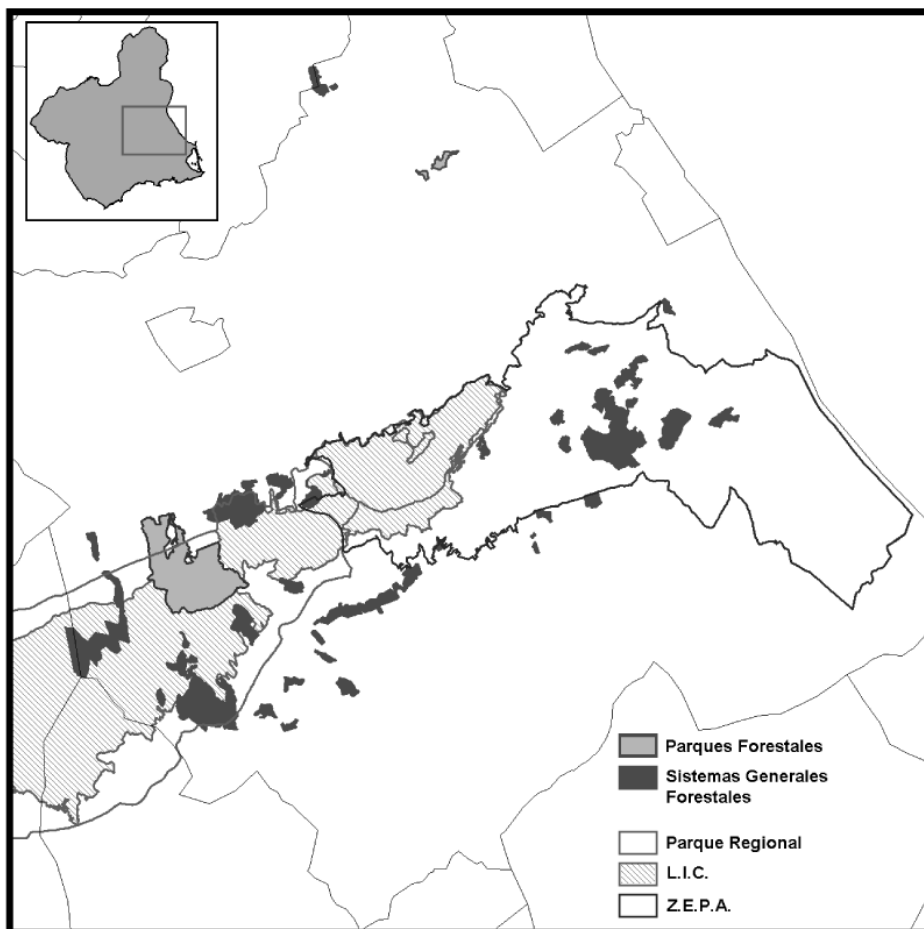


Fig.1: Parques Forestales en relación con los límites de las distintas figuras de protección de espacios naturales.

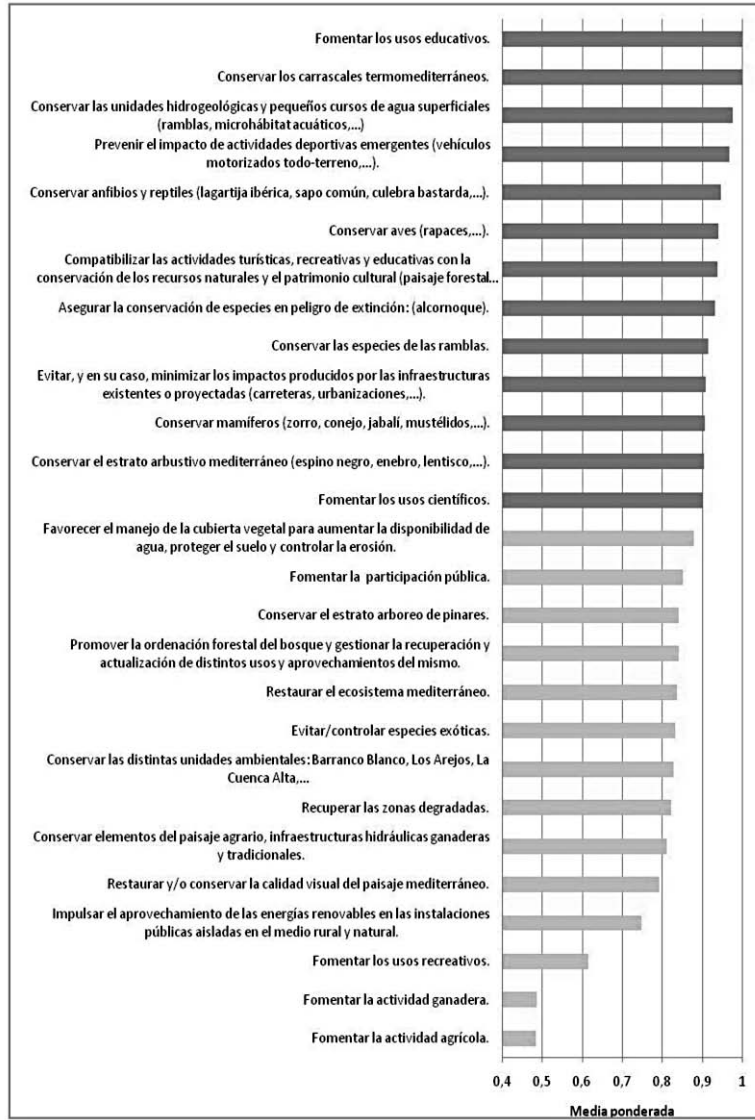


Fig. 2: Objetivos de gestión específicos seleccionados.

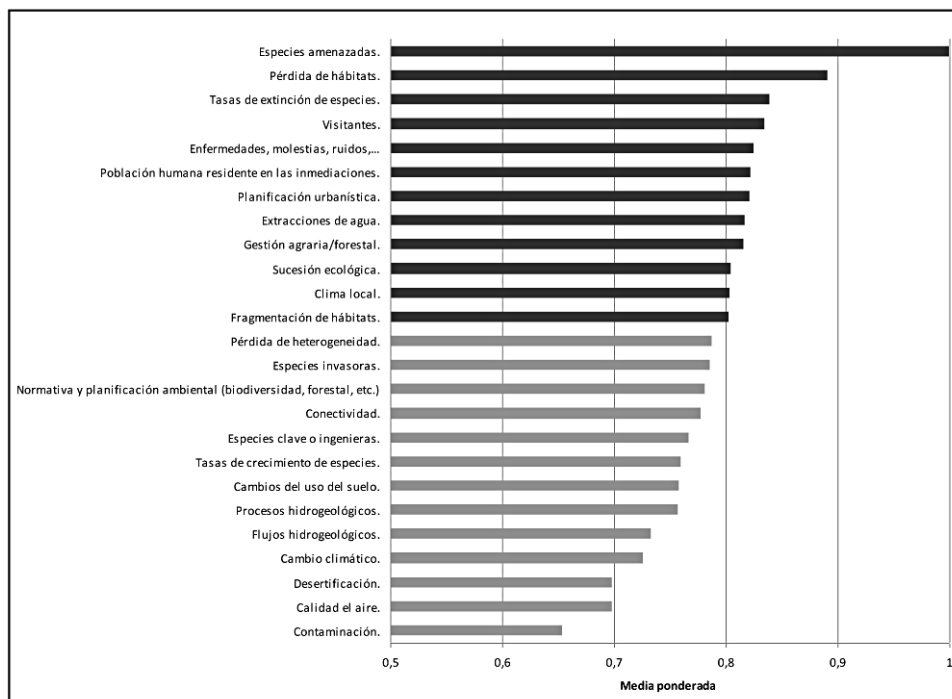


Figura 3: Atributos clave seleccionados.

Indicadores	Unidades de medida
Tamaño poblacional	Nº individuos, parejas
Frecuencia	Presencias/nº de muestras
Abundancia relativa	Individuos/muestra
Índices de población (madrigueras, huellas, rastros...)	Nº absoluto o relativo
Riqueza de especies	Nº especies
Tasas de rebrote, crecimiento, regeneración	Nº, longitud, DBH, área basal
Indicios de reproducción (madrigueras, nidos)	Nº absoluto o relativo
Mortalidad no natural y causas (atropellos, electrocución, colisiones)	Nº absoluto o relativo

Tabla 1. Indicadores para el seguimiento de poblaciones de especies (clave, amenazadas, problema, etc.).

Taxones o poblaciones	Programas de seguimiento, instituciones o esquemas aplicables*
Aves rapaces (diurnas y nocturnas)	Universidad de Murcia (Departamento de Ecología e Hidrología)* NOCTUA (SEO-Birdlife)
Aves passeriformes	SACRE (SEO-Birdlife)* Universidad de Murcia (Departamento de Ecología e Hidrología)* Estaciones de Esfuerzo Constante (anillamiento)
Reptiles y anfibios	Universidad de Murcia (Departamento de Ecología e Hidrología)* SARE (Asociación Herpetológica Española)**
Mariposas diurnas	BMS (Butterfly Monitoring Scheme)
Pequeños y medianos carnívoros (fototrampeo)	Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE)
Micromamíferos (trampeo sistemático)	Parques Naturales de la Diputación de Barcelona
Quirópteros (trampeo, inspección de refugios)	Parques Naturales de la Diputación de Barcelona
Especies clave (presa) o ingenieras: conejo, liebre, perdiz, paloma torcaz, jabalí	Parques Naturales de la Diputación de Barcelona
Especies vegetales amenazadas o catalogadas, o localmente raras ( <i>Guiraoa arvensis</i> , <i>Quercus suber</i> )	Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de Murcia
Especies exóticas (fauna y flora) de carácter invasor, predadores no naturales (perros, gatos)	
Plagas forestales (procesionaria, <i>Ortomicus</i> )	
(*) Programas actualmente en marcha en el Majal Blanco.	
(**) AHE lleva a cabo el seguimiento de la herpetofauna española mediante una metodología puesta en marcha con un proyecto de voluntariado. (AHE, 2008).	

Tabla 2. Taxones o poblaciones de seguimiento preferente.



## Impacto del vertido de aguas residuales de Cala Reona en el poblamiento de peces de fondos rocosos

TREVIÑO-OTÓN, J.<sup>1\*</sup>; GARCÍA-CHARTON, J. A.<sup>1</sup> y PÉREZ-RUZAFÁ, A.<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, 30100 Murcia, España.

\* *jorgeto@um.es*

### Resumen:

Los vertidos de aguas residuales son una fuente potencial de contaminación marina. Este trabajo trata de discernir que efectos tienen sobre el poblamiento de peces el vertido de aguas residuales en Cala Reona (Murcia, España). Los cambios detectados se caracterizan principalmente por aumentos en la población de algunas especies planctonófagas. Sin embargo, consideramos necesario realizar un seguimiento continuado para controlar la variabilidad estacional que puede estar enmascarando los efectos sobre el resto de la comunidad íctica.

**Palabras clave:** *Vertido, poblamiento íctico, censos visuales, diseño asimétrico.*

### Abstract:

Sewage outfalls are a potential source of marine pollution. This work tries to discern if there are any effects on fish assemblages produced by the sewage outfall of Cala Reona (Murcia, Spain). Shifts detected are mainly characterized by increases in the populations of some planktivorous species. However, we consider necessary to make continuous monitoring to control the seasonal variability which could be disguising the effects over the rest of the fish community.

**Key words:** *Sewage, fish assemblages, underwater visual census, asymmetrical design.*

### 1. Introducción

Las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) se han ido construyendo en el litoral ligadas al rápido crecimiento de la población en las costas españolas desde la última mitad del siglo XX. Sin embargo, las EDAR han quedado a menudo infradimensionadas, provocando en numerosas ocasiones vertidos al mar. La mayoría de estudios relacionados con este tipo de contaminación están centrados en su impacto sobre las comunidades bentónicas, siendo escasos los estudios encaminados a conocer el impacto sobre las comunidades ícticas (“Guidetti *et al.* 2003”). La utilización de los poblamientos de peces como indicadores tiene ventajas frente al uso de comunidades bentónicas, tales como el uso de censos visuales como técnica de muestreo estandarizada, rápida y efectiva, y que reporta datos fiables y útiles, y la facilidad de identificación *in situ* de las especies, lo cual evita el posterior trabajo de identificación en gabinete (“De Girolamo & Mazzoldi 2001”).

La depuradora “Mar Menor Sur” recibe las aguas usadas de gran parte de la Manga y las localidades del sur del Mar Menor. Esta depuradora, diseñada para una población máxima de 250.000 habitantes, fue proyectada para tratar las aguas residuales y reutilizarlas para riego. Sin embargo, problemas de infiltrados marinos en la red de saneamiento impiden su uso para la agricultura, produciéndose el vertido del efluente al mar Mediterráneo a través de un emisario submarino inicialmente previsto como aliviadero de emergencia (para la evacuación de pluviales y el vertido ocasional en caso de avería o tareas de mantenimiento de la EDAR). El emisario, de aproximadamente 2 km de longitud, debía, según el proyecto, permanecer enterrado hasta la cota de -22 m, pero sin embargo aflora a escasos metros de la costa a una profundidad de 5 m. Además, una rotura en el emisario ha provocado que exista un vertido casi permanente de aguas residuales pre-tratadas a 620 m de la costa.

El objetivo del presente estudio es establecer la existencia, cuantificar y determinar la magnitud e importancia de la respuesta de la comunidad de peces de fondos rocosos a este vertido, evaluando dicha respuesta sobre la estructura i) específica, ii) espacial iii) y trófica de la comunidad de peces y iv) sobre cada una de las especies detectadas en la zona.

## 2. Material y Métodos

### 2.1. Zona de estudio y diseño de muestreo

El estudio se llevó a cabo en las costas rocosas situadas entre el cabo de Palos y punta Espada (Murcia, España). Los fondos más someros de la zona de estudio están compuestos por bloques de roca de diferentes tamaños mezclados con manchas de pradera de *Posidonia oceanica* y fondos arenosos.

Al carecerse de datos anteriores al impacto, el diseño de muestreo se ajustó a un esquema *Beyond-ACI* asimétrico (“Underwood *et al.* 2003”), para el cual se establecieron tres localidades de muestreo, una de ellas potencialmente receptora de los efectos de los vertidos (denominada Impacto, I), y otras dos más alejadas del punto de vertido, utilizadas como controles (Control-Cerca – CC y Control-Lejos – CL) (Fig. 1); en cada localidad se situaron tres zonas de muestreo separadas cientos de metros entre sí, realizándose tres réplicas (transectos) en cada una. Se realizó también una replicación temporal, con 2 épocas de muestreo (octubre-noviembre de 2007 y julio-agosto de 2008).

El poblamiento de peces se estudió mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma a lo largo de transectos de 50 × 5 m, anotándose en ellos la abundancia y talla individual de las especies observadas (“Harmelin 1987”). También se anotaron diferentes factores ambientales y estructurales que determinan en gran medida la composición de las poblaciones de peces (“García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001”). Los datos se mecanizaron por medio del programa ECOGEN (“Bayle-Sempere *et al.* 2002”), con el que se calcularon las biomásas a partir de relaciones de conversión talla-peso.

### 2.2. Análisis de los datos

Se aplicaron análisis multivariantes para estudiar las variaciones de la estructura del poblamiento de peces (PRIMER v. 6, Plymouth Marine Laboratory, UK). Se transformaron  $[\log(x+1)]$  los datos de abundancia y biomasa, tanto por especies como para una serie de categorías espaciales (“Harmelin 1987”) (Tabla 1) y tróficas (“Bell & Harmelin-Vivien 1983”) (Tabla 2), y posteriormente se obtuvieron matrices de similitud de Bray-Curtis que se usaron para realizar un análisis de ordenación mediante la técnica “escalamiento multidimensional no-paramétrico” (nMDS) (“Clarke & Warwick 2001”). Para evaluar las diferencias de las comunidades de peces entre localidades se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Por último realizamos un análisis SIMPER para detectar las especies y categorías que contribuyen en mayor medida a las diferencias.

Para comprobar las diferencias del poblamiento de peces entre la localidad impactada y las de control realizamos análisis tanto uni- como multivariantes de la varianza mediante permutaciones (PERMANOVA) (“Anderson 2001”), considerando tres factores: Tiempo (T, aleatorio y ortogonal) con dos niveles (T1: otoño de 2007 y T2: verano de 2008); Localidad (L, aleatorio), con tres niveles (I, CC, CL); y el factor Sitio (S, aleatorio) con tres niveles, anidado en el factor Localidad. En este análisis asimétrico el factor Localidad fue dividido en dos, por un lado el contraste entre impacto y control (I vs. Cs), y por otro la variabilidad entre controles (Cs). También se estudió la interacción entre el factor Tiempo y los factores Localidad y Sitio. Para mantener baja la probabilidad de error Tipo II se estableció el valor crítico de  $\alpha$  de  $P < 0,1$  (“Underwood 1997”). Con anterioridad al PERMANOVA, se realizó un análisis DistLM (“Anderson 2004”) con el fin de detectar las variables ambientales que más influyen en el poblamiento. Una vez seleccionadas, se realiza el PERMANOVA añadiendo, para cada especie y categoría, una matriz de covariables con las variables seleccionadas y de este modo eliminar la variación producida por diferencias en la estructura del hábitat (“García-Charton *et al.* 2001”). Los análisis se realizaron utilizando el programa PERMANOVA (“Anderson 2005”).

## 3. Resultados

Tanto en los diagramas nMDS, como en los análisis ANOSIM (Tabla 4), se aprecia que las diferencias entre localidades, tanto para los datos de abundancia como de biomasa, son mucho más claras en la primera réplica temporal con respecto a la segunda (Fig. 2 y 3), y en aquélla las especies con dieta planctonófaga (*Oblada melanura*, *Boops boops* y *Spicara smaris*) y la herbívora *Sarpa salpa* son las principales responsables de estas diferencias.

En cuanto a los análisis realizados sobre las categorías espaciales y tróficas, se obtienen resultados dispares. En las categorías espaciales, son los datos de biomasa los que reflejan diferencias significativas ( $R = 0,267$ ;  $P < 0,05$ ), mientras que en las categorías tróficas lo son las diferencias de abundancia ( $R = 0,523$ ;  $P < 0,05$ ). Los resultados del análisis SIMPER señalan, a las categorías espaciales M1 y M6 y a la categoría trófica compuesta por los herbívoros (HERB) como las máximas responsables de las diferencias en cada caso.

El análisis PERMANOVA detecta diferencias significativas en la composición de la comunidad de peces para la interacción T × I vs. Cs ( $P < 0,1$ ) (Tabla 4). Sin embargo simultáneamente se observa una gran variabilidad tanto entre

localidades como entre los sitios dentro de cada localidad. Se detectaron también diferencias en la abundancia media de cada transecto entre las réplicas realizadas durante el primer periodo de muestreo y las realizadas en el segundo ( $P < 0,1$ ), no observándose estas diferencias para la biomasa o el número de especies por transecto (Tabla 4) (Fig. 4).

Varias especies muestran cambios significativos en su abundancia, siendo los más reseñables los sufridos por bogas (*Boops boops*), castañuelas (*Chromis chromis*) y salpas (*Sarpa salpa*) (Fig. 5). Para *B. boops* se observa un aumento muy acusado de su abundancia en la localidad Impacto durante la segunda réplica temporal (factor  $T \times Ivs.Cs$  significativo;  $P < 0,05$ ). Las especies *C. chromis* ( $P < 0,05$ ) y *S. salpa* ( $P < 0,1$ ) muestran diferencias significativas entre ambas réplicas temporales, siendo sus abundancias mayores en la segunda réplica temporal para las tres localidades estudiadas. En consonancia con los valores de abundancia, los de biomasa para *B. boops* han experimentado un gran aumento en la localidad de Impacto durante la segunda réplica temporal ( $T \times Ivs.Cs$ ;  $P < 0,1$ ). Para *C. chromis* se detecta un aumento de biomasa en las tres localidades del primer tiempo al segundo ( $P < 0,05$ ), mientras que para *Coris julis* se observa la tendencia inversa, disminuyendo en las tres localidades ( $P < 0,1$ ) (Fig. 6).

En cuanto al estudio de las categorías tróficas, cabe destacar una mayor abundancia de especies micrófagas en las zonas Control en ambas réplicas temporales ( $Ivs.Cs$ ;  $P < 0,1$ ) y una abundancia significativamente mayor en la segunda réplica temporal para todas las localidades estudiadas en el caso de las especies herbívoras ( $P < 0,1$ ), planctonófagas ( $P < 0,05$ ) y las catalogadas en la categoría espacial M2 ( $P < 0,05$ ). En cuanto a los datos de biomasa, se observan resultados similares para la categoría M2 ( $P < 0,05$ ), que ha experimentado un aumento en biomasa durante la segunda réplica temporal. Por el contrario, las especies micrófagas, mesófagas y la categoría espacial M5 sufren una disminución de su biomasa en las tres localidades estudiadas ( $P < 0,1$  en los tres casos).

#### 4. Discusión

Los escasos trabajos que han evaluado el efecto de los vertidos de aguas residuales sobre la comunidad de peces reflejan cambios principalmente debidos a aumentos de abundancia y biomasa (“Guidetti *et al.* 2002, Guidetti *et al.* 2003”) y a cambios en la composición de especies (“Smith *et al.* 1999”). Estos cambios pueden ser debidos, por un lado al efecto atractivo de las estructuras sumergidas (tubería y anclajes) producido por un aumento de complejidad estructural, así como por el aumento de materia orgánica particulada (MOP) que provoca un aumento de producción primaria.

El análisis multivariante refleja diferencias entre las localidades Control y la Impacto tan sólo en la primera réplica temporal, y señala a tres especies (*Boops boops*, *Oblada melanura* y *Sarpa salpa*) como las principales responsables de las mismas. Siendo las dos primeras especies planctonófagas, es posible que los aportes de nutrientes del vertido provoquen un importante aumento muy localizado de producción primaria fitoplanctónica, la cual, a su vez, se vería reflejada en un aumento de la densidad zooplanctónica y sucesivos niveles tróficos (“Chabanet *et al.* 1995”). El hecho de que las diferencias desaparezcan en los muestreos estivales puede ser debido a que los efectos de la estacionalidad (“Coma *et al.* 2000”) son mayores que los del vertido, con lo que los efectos de este último no son apreciables. Por su parte, la mayor abundancia de salpas (*Sarpa salpa*) en las inmediaciones del vertido es compatible con el hecho de haberse observado en otros estudios una tendencia a una mayor presión de herbivorismo por esta especie sobre las praderas de *Posidonia oceanica* situadas cerca de un vertido, en relación principalmente con el incremento del alimento disponible en forma de epífitos (“Ruiz *et al.* 2001”). Durante los meses de verano el crecimiento de epífitos se ve incrementado (“Ruiz *et al.* 2001”), hecho éste que explica, de nuevo, que las comunidades de las tres localidades no difieran tanto entre sí durante esta estación.

El aumento de la abundancia total media en todas las localidades, y el cambio en la estructura de la comunidad íctica (detectado por los análisis multivariantes) entre la primera y la segunda ocasión de muestreo subrayan el efecto estacional. Este aumento responde al cambio observado en unas pocas especies. De éstas, tan sólo *Boops boops* parece reflejar unas diferencias claras tanto en su abundancia como en su biomasa como consecuencia del vertido. Sin embargo, el crecimiento de las poblaciones de *Chromis chromis* está quizá relacionado con una mayor producción fito y zooplanctónica veraniega y no tanto a la existencia del vertido, pues esta especie está muy ligada a formaciones rocosas y de fanerógamas y no tiene tanta movilidad como la boga. Por último, las diferencias observadas en las especies micro- y mesófagas son probablemente debidas a la propia variabilidad intrínseca de este tipo de estudios, siendo necesaria una correcta replicación tanto temporal como espacial para limitar el efecto de la variabilidad ambiental.

Se detectan, de forma general, diferencias en las categorías espaciales y tróficas que coinciden con las especies que las integran y para las que se detectaron diferencias espaciales y temporales significativas, especialmente aquéllas cuya abundancia es muy superior a las demás, y que por tanto ejercen una gran influencia en su categoría.

## 5. Conclusiones

Hay evidencias de diferencias entre la localidad potencialmente impactada y las localidades control, achacables precisamente al vertido. Estas diferencias se observan principalmente en los muestreos realizados durante octubre-noviembre de 2007, diluyéndose en los muestreos de julio-agosto de 2008, probablemente debido a que el efecto de la estacionalidad es mayor que el efecto del propio vertido.

Tan sólo el aumento considerable en abundancia y biomasa de *Boops boops* podría estar influido directamente por la presencia del vertido. Otras especies, como *Sarpa salpa* u *Oblada melanura*, responden al vertido con una mayor abundancia únicamente durante el primer periodo de muestreo, pudiendo este impacto, en los meses de verano, estar enmascarado por factores estacionales (luz, temperatura, disponibilidad de alimento) (“Coma *et al.* 2000”). Se hace necesario un seguimiento continuado para comprobar la importancia relativa de cada factor natural respecto a la posible influencia del vertido (“García-Charton *et al.* 2000”), así como para evaluar la posible incidencia de las variaciones de actividad de la EDAR en otros periodos.

## 6. Bibliografía

- ANDERSON, MJ. (2001). “A new method for non-parametric multivariate analysis of variance”. *Austral Ecology*. 26: 32-46.
- ANDERSON, MJ. (2004). “DISTLM V.5: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model”. *Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand*.
- ANDERSON, MJ. (2005). “PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance”. *Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand*.
- BAYLE-SEMPERE, JT, VALLE, C & VERDÚ, A. (2002). “ECOCEN v1.00.00: a Database for Fish Counts”. Alicante, Spain: *FAO-AECI-COPEMED*.
- BELL, JD & HARMELIN-VIVIEN, M. (1983). “Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. Feeding habits”. *Tethys*. 11: 1-14.
- CHABANET, P, DUFOUR, V & GALZIN, R. (1995). “Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean)”. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 188: 29-48.
- CLARKE, KR & WARWICK, RM, (2001). Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. *Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK*.
- COMA, R, RIBES, M, GILI, JM & ZABALA, M. (2000). “Seasonality in coastal benthic ecosystems”. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:448-453.
- DE GIROLAMO, M & MAZZOLDI, C. (2001). “The application of visual census on Mediterranean rocky habitats”. *Marine Environmental Research*. 51: 1-16.
- GARCÍA-CHARTON, JA, WILLIAMS, ID, PÉREZ-RUZAFÁ, A, MILAZZO, M, CHEMELLO, R, MARCOS, C, KITSOS, MS, KOUKOURAS, A & RIGGIO, S. (2000). “Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems”. *Environmental Conservation*. 27: 159-178.
- GARCÍA-CHARTON, JA & PÉREZ-RUZAFÁ, A. (2001). “Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage”. *Marine Biology*. 138: 917-934.
- GUIDETTI, P, FANELLI, G, FRASCHETTI, S, TERLIZZI, A & BOERO, F. (2002). “Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral”. *Marine Environmental Research*. 53: 77-94.
- GUIDETTI, P, TERLIZZI, A, FRASCHETTI, S & BOERO, F. (2003). “Changes in Mediterranean rocky-reef fish assemblages exposed to sewage pollution”. *Marine Ecology Progress Series*. 253: 269-278.
- HARMELIN, JG. (1987). “Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros)”. *Marine Ecology*. 8: 263-284.
- RUIZ, JM, PÉREZ, M & ROMERO, J. (2001). “Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis”. *Marine Pollution Bulletin*. 42: 749-760.
- SMITH, AK, AJANI, PA & ROBERTS, DE. (1999). “Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management”. *Marine Environmental Research*. 47: 241-260.
- UNDERWOOD, AJ. (1997). Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. *Cambridge University Press, Cambridge, UK*.
- UNDERWOOD, AJ, CHAPMAN, MG & ROBERTS, DE. (2003). “A practical protocol to assess impacts of unplanned disturbance: a case study in Tuggerah Lakes Estuary, NSW”. *Ecological Management and Restoration*. 4: 4-11.



<b>PISC</b>	Especies con dieta predominantemente piscívora , también incluyen especies que se alimenten de cefalópodos, macroinvertebrados y las especies carroñeras.
<b>OMNI</b>	Especies con dieta omnívora.
<b>MICRO</b>	Especies micrófagas, con dieta basada principalmente en pequeños invertebrados.
<b>MESO</b>	Especies mesófagas, con dieta basada principalmente en invertebrados de talla media.
<b>DETR</b>	Especies que se alimentan principalmente de materia orgánica acumulada en el sedimento.

---

Tabla 2: Categorías tróficas para la agrupación de las especies (Bell & Harmelin-Vivien 1983).

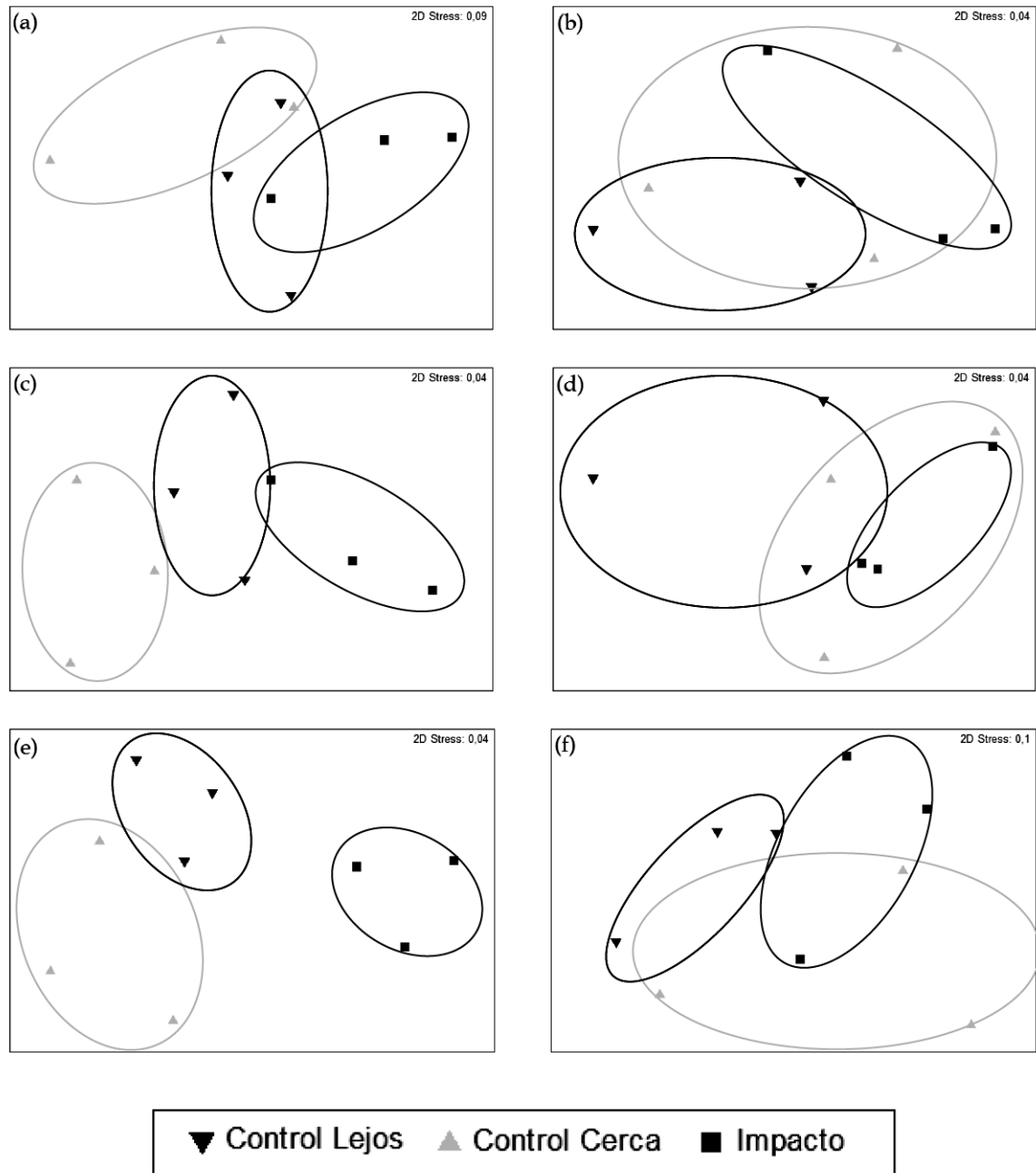


Figura 2: Diagramas de ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis para cada sitio. a) Abundancia por categorías espaciales en T1. b) Abundancia por categorías espaciales en T2. c) Abundancia por categorías tróficas en T1. d) Abundancia por categorías tróficas en T2. e) Abundancia por especies en T1. f) Abundancia por especies en T2.

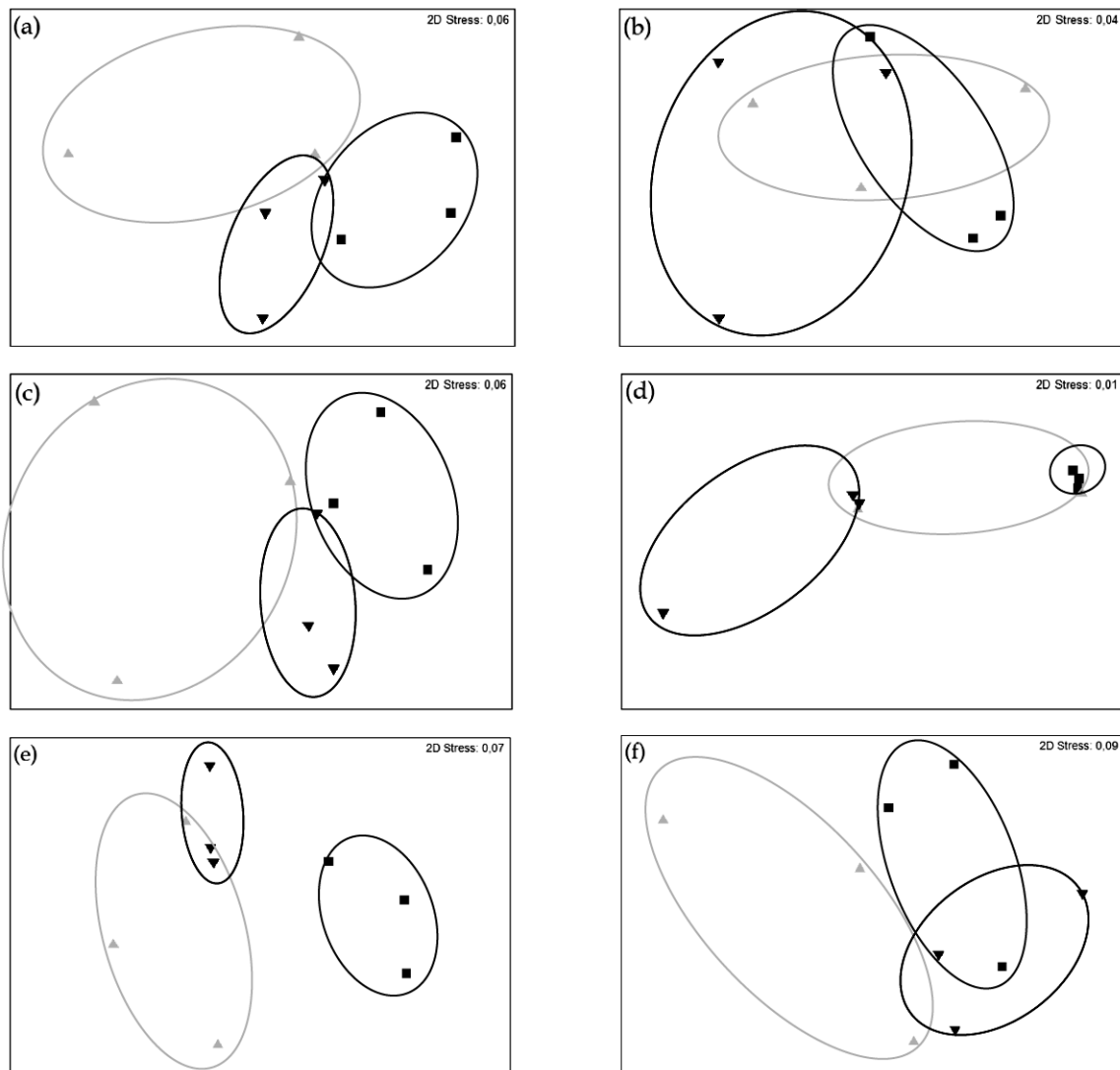


Figura 3: Ordenación nMDS sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis para cada sitio. a) Biomasa por categorías espaciales en T1. b) Biomasa por categorías espaciales en T2. c) Biomasa por categorías tróficas en T1. d) Biomasa por categorías tróficas en T2. e) Biomasa por especies en T1. f) Biomasa por especies en T2.

	ABUNDANCIA				BIOMASA			
	T1		T2		T1		T2	
	Estadístico	p	Estadístico	p	Estadístico	p	Estadístico	p
Entre localidades	0,811	**	0,251	ns	0,646	**	0,185	ns
Test pareados	Sig.%		Sig.%		Sig.%		Sig.%	
CC vs. CL	0,407	10	0,074	40	0,37	10	0,074	50
CC vs. I	1	10	0,148	30	0,852	10	0,185	40
CL vs. I	1	10	0,481	20	0,852	10	0,37	30

Tabla 3: ANOSIM realizado sobre la matriz de especies con los valores de abundancia y biomasa entre localidades (CC: Control Cerca; CL: Control Lejos; I: Impacto). \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; (\*):  $p < 0,1$ .

Fuente de variación	gl	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Tiempo	1	2305,9		7354	4,3369(*)	2201,3		173,45	
Localidad	2	1336		965,71		541,01		258,58	
I vs. Cs	1	1570,3		313,43		869,38		516,35	
Cs	1	1093,2		1496,7		147,66		3,097	
Sitio(Localidad)	6	968,42	1,5396(*)	1756,4	2,2629(*)	1828,2		109,3	
Sitio(I)	2	697,62		1935,3		903,26		23,237	
Sitio(Cs)	4	1042,1	1,8039(*)	1597		1296,6		171,07	
TiempoxLocalidad	2	1801,3	2,6953*	1502,4		3452,3	3,6847*	90,427	
TiempoxI vs. Cs	1	1921,6	2,2922(*)	550,54		655,4		99,988	
TiempoxCs	1	1693,7		1156,7		5129,2	3,4227(*)	158,91	
TiempoxSitio(Localidad)	6	632,73	1,3741(*)	769,86		851,38		98,571	1,9969(*)
TiempoxSitio(I)	2	618,12	2,0038*	1162,7		522,64		106,02	
TiempoxSitio(Cs)	4	581,4		942,66		1443		107,48	3,1399*
Res	32	460,45		602,36		955,87		49,362	
Total	53								

Tabla 4: PERMANOVA asimétrico sobre la matriz de especies, abundancia, biomasa y riqueza media por transecto. I: Impacto; Cs: Controles; \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; (\*):  $p < 0,1$ .

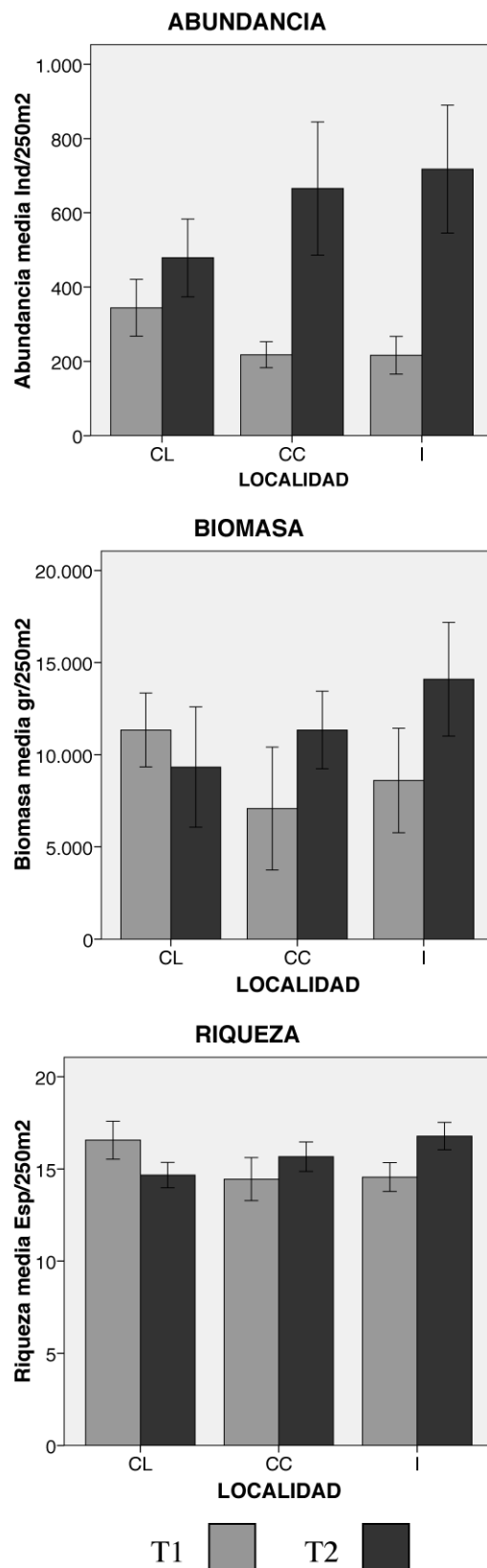


Figura 4: Abundancia, biomasa y riqueza media ( $\pm$ ET) por transecto y para cada réplica temporal. CL: Control Lejos; CC: Control Cerca; I: Impacto.

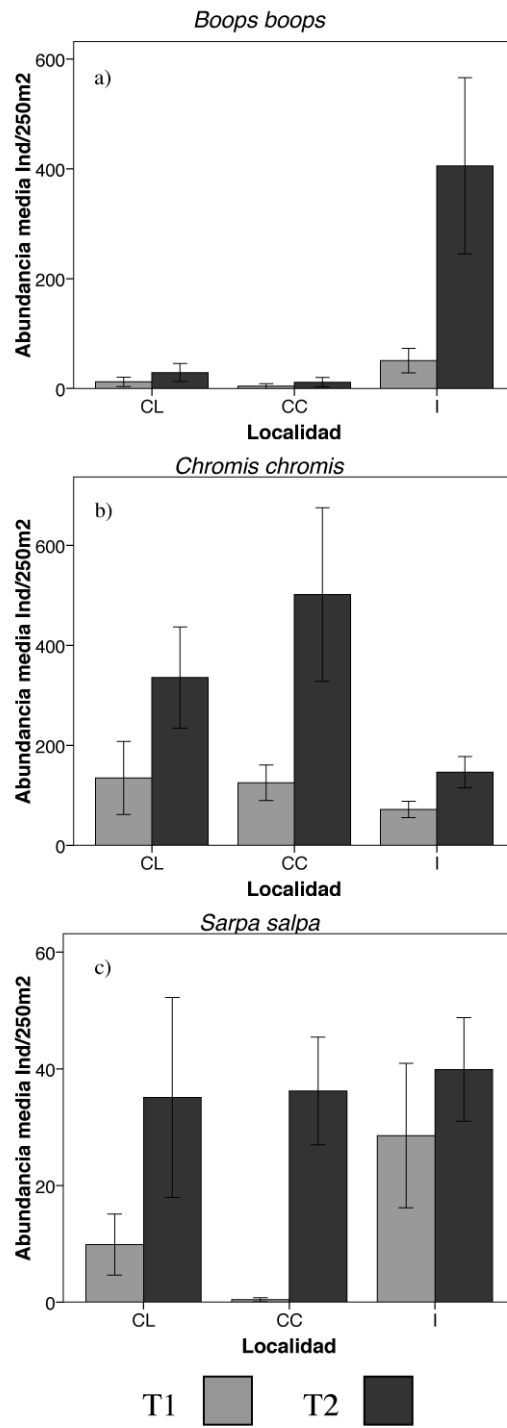


Figura 5: Abundancia media ( $\pm$ ET) por transecto y para cada réplica temporal de las especies para las que se detectan cambios significativos. CL: Control Lejos; CC: Control Cerca; I: Impacto.

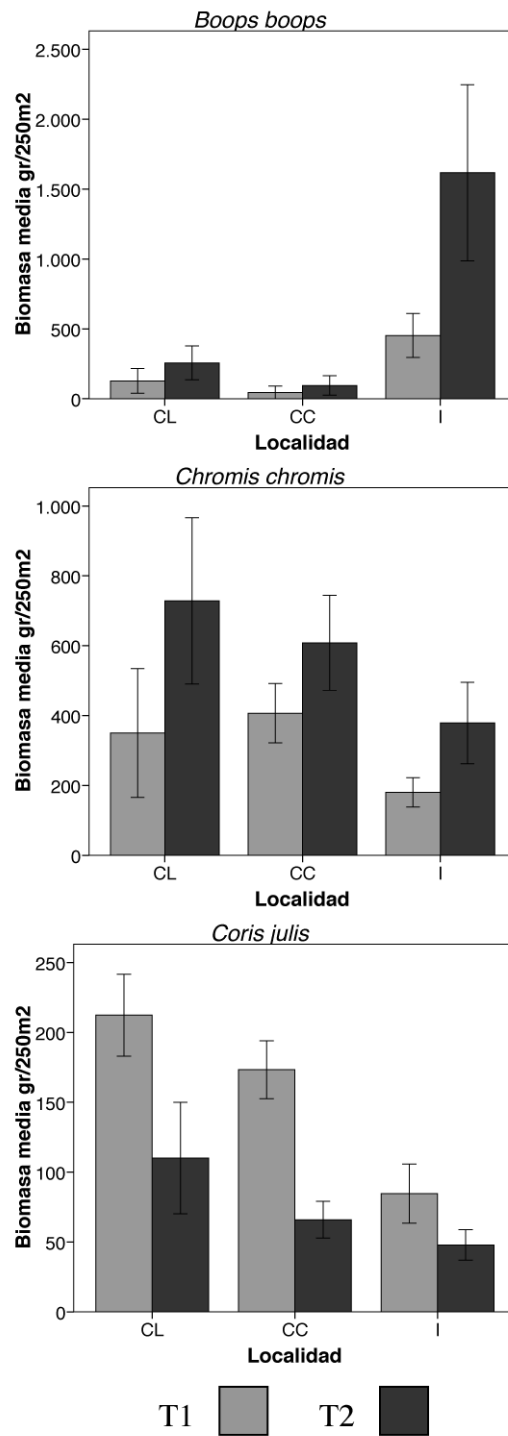


Figura 6: Biomasa media ( $\pm$ ET) por transecto y para cada réplica temporal de las especies para las que se detectan cambios significativos. CL: Control Lejos; CC: Control Cerca; I: Impacto.

## Tratamientos selvícolas en el Parque Regional de Sierra Espuña. Análisis de regenerado y de biodiversidad.

CABRERA, J. <sup>1</sup>; ANDÚJAR, J.J. <sup>1</sup>; CARRILLO, A.F. <sup>2</sup>; VELAMAZÁN, M. <sup>2</sup> y CABEZAS, J.D. <sup>2</sup>

*1 Latizal S.L. C/Pedro García Villalba 22, 3<sup>o</sup>I. 30150-La Alberca, Murcia.*

*2 Dirección Gral. de Patrimonio Natural y Biodiversidad. Región Murcia.*

*Catedrático Eugenio Úbeda, 3, 30008 Murcia. [parqueforestal@listas.carm.es](mailto:parqueforestal@listas.carm.es)*

*Dirección de correo electrónico: [mario.velamazan@carm.es](mailto:mario.velamazan@carm.es)*

### Resumen

El análisis de los niveles de regenerado del arbolado y de biodiversidad es fundamental para alcanzar un conocimiento adecuado del comportamiento de una masa arbolada y para ajustar, de manera adaptativa, la gestión forestal de un territorio. En el caso del Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia, España), este análisis se hace todavía más necesario debido al origen antrópico de la masa forestal.

El análisis realizado sirve de base para averiguar qué tratamientos selvícolas son los más indicados para lograr la persistencia de la masa forestal arbórea y que a su vez favorezcan la biodiversidad vegetal.

**Palabras clave:** cortas de regeneración, biodiversidad, gestión forestal

### Abstract:

The analysis of levels of regeneration of trees and biodiversity is basic to achieving an adequate understanding of the behavior of a massive tree and to adjust, in an adaptative the forest management of a territory. In the case of the Regional Park of Sierra Espuña (Murcia, Spain), this analysis becomes ever more necessary because of the anthropic origin of the forest.

The analysis provides a basis to determine which silvicultural treatments are the best suited to achieve the persistence of forest trees and that in turn promote plant biodiversity.

**Key Words:** Regeneration thinning, biodiversity, forest management

### 1. Introducción

El Parque Regional de Sierra Espuña está integrado en buena parte por un bosque procedente de repoblaciones forestales de finales del siglo XIX y principios del XX (Figura 1.1). Este origen antrópico (Figura 1.2) hace todavía más incierta la evolución del regenerado y el efecto de los tratamientos selvícolas sobre el resto de las especies. El análisis de la regeneración natural de las masas forestales es de gran importancia para optimizar su gestión (RODRIGUEZ-GARCÍA *et al*, 2007). Por otro lado, el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (*Decreto n° 13/1995*), define el incremento de la biodiversidad como objetivo prioritario para el proyecto de ordenación de sus montes (Plan Sectorial Forestal). Así pues, el análisis de los niveles de biodiversidad es fundamental para valorar el cumplimiento de los objetivos del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales.



Figura 1.1 Corrección hidrológico-forestal de finales del s. XIX.



Figura 1.2. Sierra Espuña en la actualidad.

### 1.1. Zona de estudio.

El Parque Regional de Sierra Espuña, situado en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (Figuras 1.3 y 1.4), ocupa 17.804 ha de los términos municipales de Alhama, Totana y Mula. Se trata de un macizo montañoso cubierto casi en su totalidad por una masa de pino carrasco (*Pinus halepensis*) de repoblación que destaca en el paisaje agrícola circundante. Presenta una orografía compleja, con altitudes que oscilan entre los 200 y los 1600 m e importantes variaciones de pendiente. La precipitación media es de 480 mm anuales (Ombrotipo Seco). En cuanto a los termotipos, la masa forestal se encuentra en su mayoría dentro de los pisos Meso- y Supramediterráneo, con enclaves oromediterráneos relícticos en zonas cacuminales de fuertes vientos. Los suelos son principalmente de naturaleza caliza (ALCARAZ Y PEINADO, 1987; SÁNCHEZ, P. et al, 1996).

El territorio incluido dentro del Parque alberga elementos naturales de gran interés. De hecho, ha sido declarado Zona de Especial Protección para las Aves (*Resolución de 30 de septiembre de 1998*), debido a la existencia de importantes poblaciones de Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y Búho Real (*Bubo bubo*). Se ha incluido además en la lista de Lugares de Importancia Comunitaria (*Decisión de la Comisión, de 19 de julio de 2006, por la que se adopta, de conformidad con la Directiva 92/43/CEE del Consejo, la lista de lugares de importancia comunitaria de la región biogeográfica mediterránea*) de la Región de Murcia por albergar los hábitats de interés comunitario que se muestran en el cuadro 1.2 (*Directiva 92/43/CEE*), la mayor parte de ellos se encuentra en la zona de cumbres, por encima de la masa forestal, pero algunos se ven afectados de manera directa por las actuaciones definidas en el Plan Sectorial Forestal, como los bosques de galería de *Salix alba* y *Populus alba* o las formaciones de carrasca o encina (*Quercus ilex subsp. ballota*) localizadas en las umbrías (BARAZA, 1999). También es Área de Sensibilidad Ecológica (según la *Ley 7/1995 de 21 de abril de 1995, de la fauna silvestre, caza y pesca fluvial*).

- 4090** NR Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.  
**5210** NR Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp  
**5334** NR Matorrales y tomillares termófilos, principalmente semiáridos.  
**5335** NR Retamares y matorrales de genisteas.  
**6110** \* R Prados calcáreos cársticos o basófilos del Alysso-Sedion albi.  
**6175** NR Pastizales psicroxerófilos supraoromediterráneos  
**6220** \* NR Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea  
**6420** R Prados húmedos  
**8211** R Vegetación casmofítica calcícola del Mediterráneo occidental.  
**8230** R Roquedos silíceos con vegetación pionera del Sedo-Scleranthion  
**9240** NR Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*.  
**92A0** R Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.  
**92D0** R Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos  
**9340** NR Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*  
**9561** \* NR Sabinars albares (*Juniperus thurifera*) de España, Francia y Córcega

Cuadro 1.2. Hábitats de interés comunitario en el Parque Regional de Sierra Espuña. NR: no raro; R: raro; \*: prioritario.

La zona objeto de estudio es Zona Especial de Protección de Aves, Lugar de Importancia Comunitaria, Parque Regional y Área de Sensibilidad Ecológica. A esto hay que añadirle la Reserva Regional de Caza, ubicada en el mismo territorio, que completa el escenario de partida. La superposición de figuras de protección hace compleja la gestión, que se ve compensada en parte por la distribución de la propiedad, mayoritariamente pública. De las 17.804 ha del Parque, aproximadamente 11.000 pertenecen a la Administración Autonómica, además la titularidad también es pública en las 4.000 ha que componen el monte “Umbría de Sierra Espuña”, propiedad del Ayuntamiento de Mula.

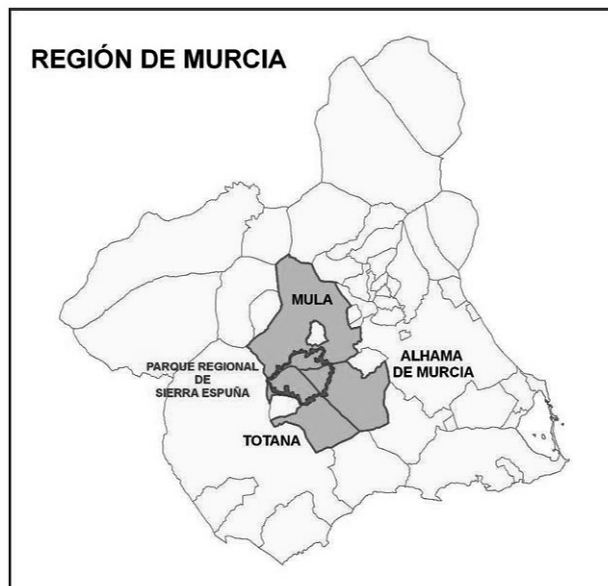


Figura 1.3. Localización del Parque Regional de Sierra Espuña en la Región de Murcia.

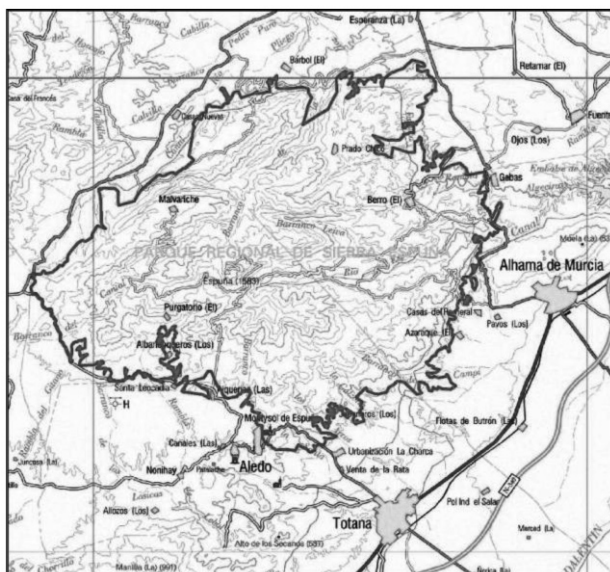


Figura 1.4. Mapa topográfico del Parque Regional de Sierra Espuña.

### 1.2. Antecedentes.

A raíz de la restauración hidrológico-forestal de finales del siglo XIX y principios del XX, Sierra Espuña pasó a ser un espacio natural a tener en cuenta para su conservación. En el siguiente cuadro se resumen las figuras de protección con las que contó Sierra Espuña el pasado siglo.

Año	Figura de protección
1931:	Sitio Natural de Interés Nacional.
1979:	Parque Natural.
1992:	Parque Regional. <u>Ley 4/92</u> de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia.
1995:	El <u>Decreto nº 13/1995</u> , de 31 de marzo (BORM nº 85 del 11 de abril de 1995), aprueba definitivamente el Plan de Ordenación de Recursos Naturales del Parque Regional de Sierra Espuña.  La <u>Ley 6/1995</u> , de 21 de abril modifica los límites del Parque Regional de Sierra Espuña  La <u>Ley 7/1.995</u> de La Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial, establece que las Zonas de Especial Protección para las Aves pasen a ser consideradas Áreas de Protección de la Fauna Silvestre. Regula además las actividades cinegéticas.
1998:	La Resolución de 30 de septiembre (BORM nº 236 del 13 de octubre de 1.998) designa el territorio como ZEPA en cumplimiento de la Directiva del Consejo de las Comunidades Europeas 79/409/CEE, de 2 de abril de 1.979.

Cuadro 1.2. Figuras de protección del Parque a lo largo del tiempo.

### 1.3. Plan Sectorial Forestal.

El Plan de Ordenación de los Recursos Forestales exigía la realización de un Plan Sectorial de Ordenación Forestal y definía las líneas generales que este debía seguir para la compatibilidad de la gestión forestal con el resto de los usos del Parque. Los objetivos, especificados en el artículo número 95, son los cuatro que se exponen a continuación:

- a) *Conservar y garantizar la perdurabilidad de los recursos forestales de Sierra Espuña.*
- b) *Favorecer la evolución de la masa forestal hacia sistemas más maduros y estables.*
- c) *Incrementar la diversidad vegetal y faunística de los ecosistemas forestales.*
- d) *Compatibilizar la conservación y aprovechamiento de los recursos forestales con la funcionalidad del espacio natural.*

El Plan Sectorial Forestal establece como meta una masa forestal que se ha considerado como óptima para responder a las diferentes funciones de Sierra Espuña. Esa meta forestal es una masa pluriespecífica y de estructura irregular.

Las actuaciones que contempla el Plan Sectorial Forestal para la consecución de dicha meta son:

- Cortas de Regeneración.
- Cortas de Mejora.
- Resalveos.
- Restauración vegetal.
- Protección del Regenerado.

En el año 2002 se realizó un proyecto piloto de cortas de regeneración en diferentes ubicaciones del Parque con características ecológicas similares. El objetivo de estos tratamientos selvícolas es del de crear pequeños huecos en la masa para conseguir que llegue la luz y el calor que las semillas necesitan para germinar y las plántulas para crecer. De esta forma se consigue renovar el arbolado en aquellas zonas donde ya es maduro o extramaduro y existe un riesgo de decaimiento general de la masa forestal.

A continuación se describen las posibles cortas de regeneración que contempla el Plan Sectorial Forestal:

- Cortas a hecho: eliminación total de los ejemplares en la zona que se trata. Existen dos modalidades:
  - Corta a hecho en un tiempo: se elimina toda la vegetación arbórea en el claro de corta.
  - Corta a hecho en dos tiempos: se dejan algunos árboles para producir semilla.
- Aclareo sucesivo uniforme: este método origina menos problemas de erosión que el anterior, ya que no hay ningún momento en el que se elimine toda la cubierta vegetal arbórea, sino que se ejecuta de forma paulatina. Se realiza en tres fases:
  - Cortas preparatorias
  - Cortas diseminatorias
  - Cortas finales
- Entresaca: este sistema de corta altera las condiciones de la masa forestal en menor grado que los anteriores métodos. Se eliminan pies aislados o en pequeños grupos para que la masa forestal pueda regenerarse.

Los objetivos de este estudio son el análisis de regenerado y biodiversidad en las áreas donde se realizaron los tratamientos selvícolas de 2002.

## 2. Metodología

En el año 2008 se realiza un muestreo en los rodales donde se realizaron los tratamientos selvícolas de 2002, estratificado en base al tipo de tratamiento selvícola realizado en cada rodal y sistemático (parcelas distribuidas en una malla de 20 metros de lado). En cada rodal se realizó una única tipología de tratamiento silvícola, englobando entre todos los rodales los

cuatro tipos de tratamientos selvícolas descritos (cortas a hecho un tiempo, cortas a hecho en dos tiempos, aclareo sucesivo uniforme y entresaca). Con este muestreo se pretende evaluar las respuestas de las especies, arbóreas o no, a los tratamientos selvícolas efectuados. Una vez conocidas dichas respuestas se podrán corregir o definir mejoras en el diseño y ejecución de los tratamientos selvícolas.

### 2.1. Parcelas de muestreo.

El muestreo se realizó mediante parcelas circulares, de radio fijo (2,5 m) y 19,6 m<sup>2</sup> de superficie. El tamaño de la parcela es el equivalente al espacio disponible para 4 pies adultos hipotéticos con cabida completa, distribución regular y densidad aproximada de 2000 pies/ha. Dicha densidad corresponde con la cantidad mínima para considerar exitosa la regeneración (MATNEY Y HODGES, 1991).

La distribución de las parcelas se realizó de forma sistemática, a intervalos regulares de 20 metros formando una malla cuadrada, en toda la superficie de los rodales de corta.

### 2.2. Parámetros estudiados.

Se han tenido en cuenta diversos parámetros, como densidad de regenerado y del resto de las especies, viabilidad y dominancia de los pies de regenerado, cobertura del suelo y árboles de más de un año de edad.

## 3. Resultados

Los resultados obtenidos se pueden observar en el cuadro 3.1 y arrojan varias conclusiones interesantes, entre las que destacan:

- La existencia de una mayor densidad de regenerado en los rodales en los que se realizaron los tratamientos selvícolas más agresivos (corta a hecho en un tiempo), debido a que *Pinus halepensis* es una especie con marcado carácter heliófilo (RUIZ DE LA TORRE, 1979), a excepción del rodal de entresaca, donde la densidad de regenerado resulta muy alta debido a que la mayoría de pies son menores de un año de edad, por lo que se deberá analizar la viabilidad del regenerado después de la época estival. También hay que tener en cuenta que muchas plántulas no podrán desarrollarse en el rodal de entresaca debido a la sombra que proporcionan los árboles en pie, muriendo en esas condiciones en un periodo inferior a dos años (SCHILLER, 1979).
- En cuanto al porcentaje de pies viables, destaca el bajo valor obtenido en el rodal de corta a hecho en un tiempo, debido a la elevada densidad de regenerado existente y los consiguientes efectos generados de competencia por nutrientes, agua y luz. No obstante, los resultados son, en general, satisfactorios y el porcentaje de pies viables suele ser alto, de esta forma se puede presuponer, si ningún otro factor lo impide, que un elevado porcentaje de pies que ahora son plántulas o pinatos llegarán a ser adultos.
- En los rodales en los que se realizaron los tratamientos selvícolas más agresivos (corta a hecho en un tiempo y corta a hecho en dos tiempos) existe una mayor cobertura de matorral. Al crearse huecos mayores en la masa forestal, hubo una colonización más rápida de los matorrales heliófilos. Sin embargo, este hecho no parece afectar a la germinación y posterior instalación del regenerado.

<b>DATOS MEDIOS</b> ( <i>Pinus halepensis</i> )	<b>Corta a hecho en un tiempo</b>	<b>Corta a hecho en dos tiempos</b>	<b>Estresaca</b>	<b>Aclareo sucesivo uniforme</b>
DENSIDAD (pies/ha)	6222	848	3563	424
ALTURA (m)	1,00	1,16	0,26	1
% PIES DE MÁS DE 1 AÑO	95,45	90,00	51,79	83
% PIES VIABLES	76,36	100,00	91,07	100
% COBERTURA MATORRAL	57,89	52,50	24,50	50
ÍNDICE DE SHANNON-WIEVER	0,99	1,29	1,89	1,49

Cuadro 3.1. Resumen de los resultados medios obtenidos en los rodales donde se realizaron cada uno de los tratamientos selvícolas que se especifican en el cuadro. Estos datos se representan posteriormente de forma gráfica.

- La obtención de una correlación entre índice de biodiversidad (Shannon-Wiever) e intensidad de tratamiento, ha dado como resultado que en los tratamientos menos agresivos (entresaca y aclareo sucesivo uniforme) la biodiversidad obtenida es mayor y viceversa. Este dato refuerza la idea de buscar una fórmula adecuada que permita compatibilizar los tratamientos selvícolas con la conservación.

A continuación se exponen todos los resultados obtenidos en forma de gráfica. Para cada parámetro se realiza una gráfica donde se reflejan los resultados medios obtenidos para cada tipo de tratamiento realizado.

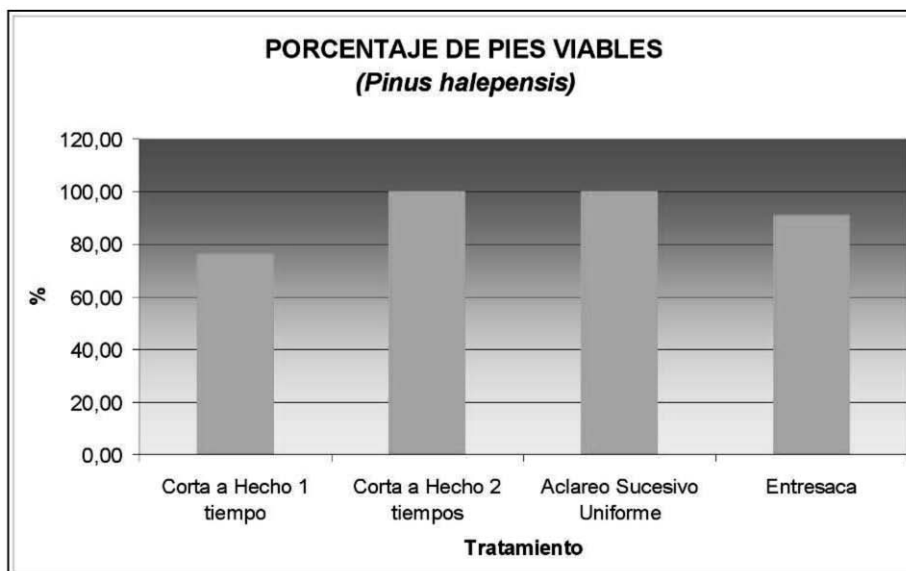


Figura 3.1. Porcentaje de pies viables de Pinus halepensis. El menor porcentaje se obtiene en el rodal de corta a hecho en un tiempo, debido a la elevada competencia generada en dicho rodal.

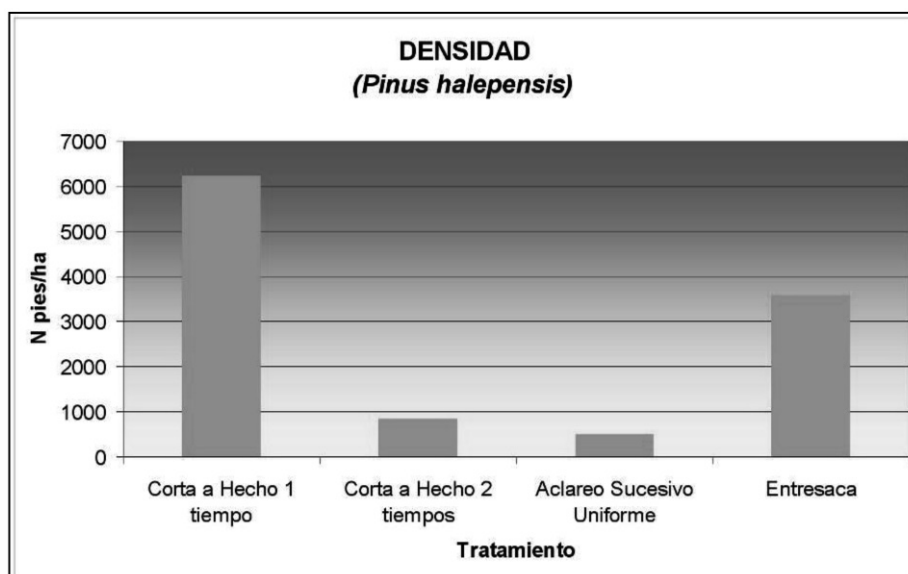


Figura 3.2. Densidad media de Pinus halepensis. Destaca la elevada densidad del rodal de corta a hecho en un tiempo.



Figura 3.3. Pies de más de un año de edad de *Pinus halepensis*. En esta gráfica destaca el reducido porcentaje obtenido en el rodal de entresaca, donde la sombra proporcionada por los árboles que hay en pie impide que los pinatos vivan más de dos años.

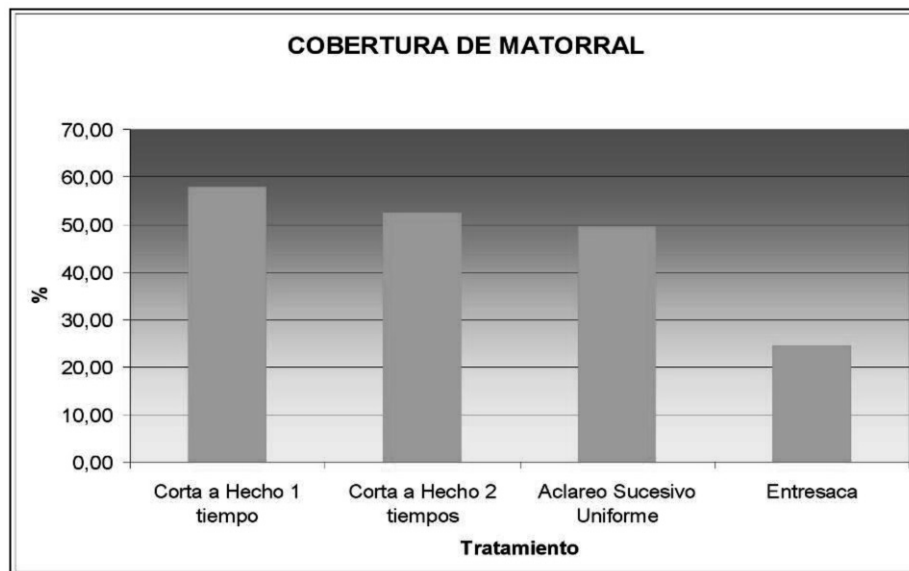


Figura 3.4. Porcentaje de cobertura del suelo por matorral leñoso. Se observa claramente como la cobertura aumenta conforme aumenta la agresividad del tratamiento selvícola utilizado.

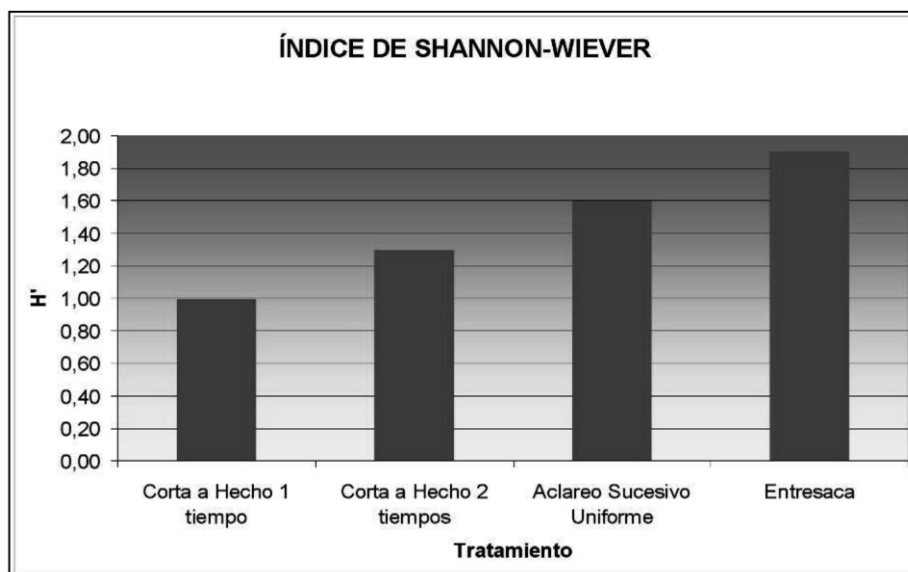


Figura 3.5. Índice de Shannon-Wiever. Se observa como el índice de biodiversidad aumenta conforme disminuye la agresividad del tratamiento selvícola utilizado.

#### 4. Conclusiones

Los tratamientos selvícolas más indicados para alcanzar la “meta forestal” propuesta para el Parque Regional de Sierra Espuña son aquellos que garantizan la persistencia de la masa forestal arbórea (regenerado) y que a su vez favorezcan la biodiversidad vegetal, ello se consigue mediante las cortas de entresaca y aclareo sucesivo uniforme, que en definitiva, son las que mejor se adaptan a los objetivos establecidos en el PORN.

Estos resultados sirven de experiencia práctica para la gestión forestal del Parque, a modo de guía para las siguientes actuaciones forestales que se realicen, y mejorar, de esta forma, la conservación y biodiversidad del Parque Regional de Sierra Espuña.

#### 5. Bibliografía

- RODRÍGUEZ-GARCÍA E., JUEZ L., GUERRA B., BRAVO F. (2007). “Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. En los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España)”. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, INIA. 16,1: 25-38. Madrid.
- ALCARAZ, F. Y PEINADO, M. (1987). El sudeste ibérico semiárido. In M. PEINADO Y S. RIVAS-MARTÍNEZ (Eds.). *La Vegetación de España*: 257-281. Universidad de Alcalá de Henares.
- SÁNCHEZ, P.; GUERRA, J.; COY, E.; HERNÁNDEZ, A.; FERNÁNDEZ, S.; CARRILLO, A.F. (1996). *Flora de Murcia. Claves de Identificación de Plantas Vasculares*. D.M. Murcia.
- BARAZA, F.; ALEDO, E.; LÓPEZ HERNÁNDEZ, A.; VICENTE, M; FRANCO, A.; ALCARAZ, F. Y SÁNCHEZ GÓMEZ, P. (1999). Los hábitats comunitarios en la Región de Murcia. Aplicación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Natura 2000 & Dirección General de Medio Ambiente, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*. Murcia.
- MATNEY, D. T. & HODGES, D. J. (1991). Evaluating Regeneration Success. In DURYEA M. L., DOUGHERTY, P. M., ed. *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- RUIZ DE LA TORRE J., (1979). *Árboles y arbustos*. ETSI de Montes. Madrid.
- SCHILLER G., 1979. Factors involved in natural regeneration of Aleppo pine. *Ph. D. dissertation. University of Tel-Aviv*.



## Efecto del vertido de aguas residuales en el poblamiento de poliquetos en San Pedro del Pinatar.

DEL PILAR-RUSO, Y.<sup>1a</sup>; DE LA OSSA-CARRETERO, J.A.<sup>a</sup>; LOYA-FERNANDEZ, A.<sup>a</sup>;  
FERRERO-VICENTE, L. M.<sup>a</sup>; GIMENEZ-CASALDUERO, F.<sup>a</sup>, SÁNCHEZ -LIZASO, J.L.<sup>a</sup>.

*Correo electrónico: yoana.delpilar@ua.es*

*<sup>a</sup> Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Unidad de Biología Marina.  
Universidad de Alicante. Ap. C. 99. 03080 Alicante. Spain*

### Resumen

Los vertidos de aguas residuales son una de las principales fuentes de contaminación del medio marino. El objetivo principal de este estudio es determinar el grado de afección del vertido sobre el poblamiento de poliquetos asociado a fondos blandos. Las estaciones fueron distribuidas en dos transectos, uno de los cuales incluye la zona de influencia del vertido, y otro control a 4 km al sur. Se detectó una segregación del poblamiento de poliquetos en dos grandes grupos. Uno, caracterizado por una mayor proporción de fangos y materia orgánica; dominado por las familias Paraonidae, Lumbrineridae y Cirratulidae. El otro grupo, dominado por la familia Syllidae, se caracteriza por una gran heterogeneidad de los sedimentos. Se observa una alta correlación entre los factores ambientales y la estructura del poblamiento de poliquetos.

**Palabras clave:** Poliquetos; aguas residuales; fondos blandos, indicadores.

### Abstract:

Sewage effluents have long been recognized as one of the principal causes of impacts in marine environments. The aim of this study is to examine the effect of sewage discharge over soft bottom Polychaete assemblage. We compared a grid of 8 sites established in two transects, one within the potentially impacted area and the other one at a distance of 4 Km. Two principal groups are identified. One group dominated by Paraonidae, Lumbrineridae and Cirratulidae. In this group higher percentage of mud and organic matter are detected. The other group is characterized by the heterogeneity of the sediments. Syllidae dominate this group. A high correlation is observed between biotic parameters and Polychaeta assemblage.

**Key words:** Polychaeta, sewage, soft-bottoms, indicators

### 1. Introducción

El incremento de población en las zonas costeras está directamente relacionado con el incremento de la actividad antrópica y por tanto, con el aumento del número, así como de la magnitud de los impactos (Hewitt et al., 2005). Los vertidos de aguas residuales son una de las actividades más extendidas por todo el litoral y una de las principales fuentes de contaminación del medio marino (Pearson and Rosenberg, 1978; Koop and Hutchins, 1996). En el mediterráneo existen aproximadamente 665 plantas depuradoras, cuyos tratamientos de aguas varían entre los tratamientos de tipo primario y terciario, en el caso de 463 ciudades, mientras que existen 138 ciudades en las que las plantas depuradoras no presentan ningún tipo de tratamiento (UNEP/MAP, 2004a). Estos vertidos actúan como un factor de estrés en un ecosistema, alterando tanto su productividad como el desarrollo de la comunidad, y afectando a la flora y fauna bentónica. Los fondos seleccionados para la ubicación de dichos vertidos suelen ser fondos blandos sedimentarios, ya que según numerosos autores poseen una menor sensibilidad y una mayor capacidad de recuperación tras una perturbación (Höpner and Winddelber, 1996). Las comunidades bentónicas asociadas a estos fondos blandos han sido muy utilizadas como indicadoras de impactos antrópicos en zonas costeras ya que, reflejan los efectos derivados de la contaminación (Pearson y Rosenberg, 1978.; Warwick et al., 1990, Del-Pilar-Ruso et al., 2007, De -la-Ossa-Carretero et al., 2007; Del-Pilar-Ruso et al., 2008).

Debido a la extrema complejidad de las comunidades bentónicas, lo que las hace difíciles de analizar en su globalidad, es más adecuado centrar el análisis en grupos taxonómicos representativos (Belan, 2004). Los poliquetos

son uno de los grupos taxonómicos dominantes, en términos de riqueza y de abundancia (constituyen más de la mitad de los organismos que habitan fondos blandos). Numerosos autores consideran a los poliquetos como un grupo taxonómico idóneo para el “registro” de las alteraciones del medio en fondos de sustrato blando, ya que incluye tanto organismos sensibles como tolerantes a diferentes tipos de perturbación (Tsutsumi, 1990; Pocklington and Wells, 1992). De manera que, cualquier alteración o perturbación del medio será percibida por los poblamientos de poliquetos, provocando un cambio en su estructura (Bellan, 1984; Ros et al., 1990). El objetivo principal de este estudio es determinar el grado de afección del vertido de aguas residuales de San Pedro del Pinatar, sobre el poblamiento de poliquetos asociado a fondos de sustrato blando.

## 2. Material y métodos

### 2.1 Área de estudio

El estudio se ha realizado frente a la costa de San Pedro de Pinatar, en las proximidades de un emisario submarino de aguas residuales (Figura 1). En el 2007 entró en funcionamiento la nueva estación depuradora de aguas residuales (E.D.A.R) de tipo terciario de San Pedro del Pinatar, diseñada para tratar un caudal medio de 20.000 m<sup>3</sup>/día (meses de verano) y con el objetivo de dar servicio a una población equivalente de 130.000 habitantes y una reutilización parcial de las aguas. Sin embargo, previo a la instalación de la nueva E.D.A.R. durante décadas, las aguas residuales eran depuradas mediante un sistema de lagunaje y las aguas residuales eran vertidas al mar Mediterráneo

### 2.2 Recogida y procesado de las muestras

Las muestras se tomaron en ocho estaciones, distribuidas en dos transectos perpendiculares a la costa, uno de los cuales incluye la zona de influencia del vertido (N), y otro control distanciado lo suficiente de la zona de influencia del vertido a 4 km al sur (S). En cada transecto se muestreó en cuatro sitios, en un gradiente de profundidad entre 29 y 37 metros (Figura 1). Se realizaron un total de 4 muestreos durante los años 2006 y 2007. Las muestras fueron procesadas según el protocolo descrito por Del Pilar et al (2007). La identificación de poliquetos se realizó a nivel de familia. (Warwick, 1988, Dethier y Schoch, 2006)

### 2.3 Tratamiento de los datos

Se aplicaron técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional para evaluar las diferentes familias de poliquetos presentes en el área de estudio; así como los posibles cambios en la estructura de la comunidad de poliquetos asociados a la presencia del vertido. Todos los análisis multivariantes se realizaron mediante el paquete estadístico PRIMER. La matriz de similitud entre los valores de abundancia de las muestras se calculó mediante el índice de Similitud de Bray – Curtis (Clarke, 1993). La representación gráfica se llevó a cabo mediante un MDS, donde se representaban las muestras más cercanas conforme aumenta la similitud con relación a la estructura de la comunidad. Se utilizó el Test de Análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER) para determinar el porcentaje de contribución de cada familia en relación a cada factor seleccionado. Esta información podría ser útil para detectar posibles familias indicadoras del efecto del vertido de aguas residuales. La correlación entre los factores abióticos analizados (granulometría, materia orgánica, pH y profundidad) se analizó mediante RELATE. El protocolo BIOENV indicó cual de los parámetros ambientales influye en la composición faunística del medio.

## 3. Resultados

Se identificaron un total de 5265 individuos pertenecientes a 41 familias de poliquetos, de los cuales dominaron las familias Paraonidae (23%), Lumbrineridae (13.8%), Syllidae (10.60%), Cirratulidae (7.6%), Nephtyidae (5.6%) y Magelonidae (5.4%) (Tabla 1). El análisis multivariantes de los datos muestra una segregación del poblamiento en dos grandes grupos (Figura 2). Grupo A, con una similitud de un 55.91%, establecido por la mayoría de las estaciones próximas al vertido, dominado por las familias Paraonidae, Lumbrineridae y Cirratulidae (Tabla 2). Este grupo se caracteriza por el dominio de la fracción fangosa del sedimento y una mayor concentración de materia orgánica (Tabla 3). El grupo B, con un 47.81% de similitud (Tabla 2), incluye todas las estaciones del transecto S junto a la localidad del transecto N más alejada del vertido. Este grupo se caracteriza por la presencia de las familias Syllidae, Paraonidae, Onuphidae, Lumbrineridae, Nephtyidae y Eunicidae (Tabla 2). Cabe destacar la heterogeneidad de los sedimentos en este grupo (Tabla 3). Las familias implicadas en la disimilitud entre ambos grupos (71,14%), son Paraonidae, Lumbrineridae, Cirratulidae y Magelonidae, que dominan en el grupo A, mientras que la familia Syllidae es la más representativa del grupo B (Tabla 4).

Los valores de abundancia media de las estaciones del grupo A, son superiores a los obtenidos en el grupo B. Sin embargo, se detecta un descenso de la riqueza y de la diversidad en este grupo A (Figura 3). Se observa una gran correlación mediante entre los factores ambientales y la estructura del poblamiento de poliquetos al aplicar BIO-ENV, concretamente con la combinación de los factores profundidad, materia orgánica y granulometría (gravas, arena gruesa y fangos) determina

la composición del poblamiento de poliquetos ( $Cor.=0,638$ ). Alta correlación que también se detecta al aplicar el RELATE ( $Rho=0,381$ ;  $p=0,001$ ). Al analizar cada uno de los factores por separado se observa una correlación positiva entre la abundancia de las familias de poliquetos y los factores profundidad ( $Rho=0,201$ ;  $p=0,003$ ); gravas ( $Rho=0,394$ ;  $p=0,001$ ); arena gruesa ( $Rho=0,579$ ;  $p=0,001$ ); arena media ( $Rho=0,425$ ;  $p=0,001$ ); arena fina ( $Rho=0,215$ ;  $p=0,003$ , materia orgánica ( $Rho=0,254$ ;  $p=0,002$ ); y fangos ( $Rho=0,546$ ;  $p=0,001$ ), con un mayor porcentaje en las estaciones próximas al vertido en estos dos últimos, mientras que las gravas, arenas gruesas, medias y finas dominan la estructura sedimentaria de las estaciones incluidas en el grupo B (Figura 4).

### 3. Discusión

Al estudiar un área afectada desde hace décadas por un aporte de aguas residuales, se detectaron diferencias en la composición del poblamiento de poliquetos próximos a la presencia del vertido con respecto a las zonas control. De manera que, aquellas estaciones situadas en el área de influencia del vertido; a menos de 1 km, mostraron mayor homogeneidad en cuanto a la composición de familias de poliquetos. Estas estaciones se caracterizaron por un alto contenido en fangos y un mayor porcentaje de materia orgánica, situación probablemente debida a la influencia del vertido. En un estudio realizado por Martínez y Adarraga (2003) en el que determinaban la estructura y la evolución temporal de los sedimentos y las comunidades bentónicas afectadas por vertidos de aguas residuales, también detectaron un incremento de la fracción de los sedimentos finos en las estaciones más próximas al colector y una evolución paralela en el contenido de materia orgánica. Asociado a estos cambios en las características del sedimento se ha observado una disminución de la riqueza y la diversidad de poliquetos. Los poblamientos presentan un dominio en abundancia de tres familias Paraonidae, Lumbrineridae y Cirratulidae. La estrategia trófica dominante en la zona es detritívoras. Estos resultados corroboran los obtenidos por Cardell et al. (1999) en una zona influenciada por un vertido de aguas residuales en el noreste español, que observaron un descenso de la riqueza y diversidad así como una simplificación de la estructura trófica; dominada principalmente por depositívoros.

Por el contrario, las estaciones alejadas de la influencia del vertido se caracterizan por la heterogeneidad de los sedimentos, lo que favorece la presencia de un mayor número de familias de poliquetos, los valores de riqueza y diversidad superan a los obtenidos en aquellas estaciones que han perdido complejidad debido al estrés ambiental. A diferencia de lo observado en las proximidades del vertido; en estas estaciones domina la familia Syllidae. Se ha demostrado la utilidad de los Silidos como un grupo taxonómico indicador de calidad. Esta familia es altamente sensible a la contaminación o a otro tipo de estrés, disminuyendo el número de especies e individuos o desapareciendo completamente ante la presencia de una perturbación (Musco et al., 2004). Giangrande et al., (2005) observó que los Silidos eran los mejores descriptores de cambios medioambientales al discriminar zonas impactadas.

Tras la mejora establecida en el tipo de tratamiento de las aguas depuradas en San Pedro del Pinatar cabe esperar una recuperación, o por lo menos una situación de mejora, en las áreas de influencia del vertido. Por lo tanto, futuros estudios serían de interés a la hora de poder determinar la evolución de la población de poliquetos asociada a estos fondos blandos.

### 4. Agradecimientos

Queremos agradecer a los miembros del Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada por su colaboración en la recogida y separación de las muestras. Este trabajo ha sido financiado por Canales del Taibilla.

### 5. Bibliografía

- BELAN, T.A, (2004). "Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour". *Marine Environmental Research*. 57: 89-101
- CARDELL, M.J, SARDÁ, R, ROMERO, J, (1999). "Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges". *Acta Oecologica*. 20, 4: 343-351.
- CLARKE, K.R, (1993). "Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure". *Australian Journal of Ecology*. 18, 117-143.
- DEL-PILAR-RUSO Y, DE LA OSSA CARRETERO J.A, GIMÉNEZ-CASALDUERO F, SÁNCHEZ LIZASO J.L. (2007). "Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge". *Marine Environmental Research*. 64, 492-503
- DE LA OSSA CARRETERO, J.A; DEL PILAR RUSO, Y; GIMENEZ CASALDUREO, F, SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., (2008). "Effect of Sewage Discharge in *Spisula subtruncata* (da Costa 1778) Populations". *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 54, 226-235.

- DEL-PILAR-RUSO, Y; DE LA OSSA CARRETERO, J.A; GIMENEZ CASALDUREO, F, SÁNCHEZ-LIZASO, J.L, (2008). "Effects of brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage". *Environmental Pollution*. 156, 240-250.
- DETHIER, M.N, SCHOCH, G.C, (2006). "Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline". *Marine Ecology Progress Series*. 306, 41-49.
- GIANGRANDE, A, LICCIANO, M, MUSCO, L, (2005). "Polychaetes as environmental indicators revisited". *Marine Pollution Bulletin*. 50, 1153-1162.
- HEWITT, J.E, ANDERSON, M.J, THRUSH, S.F, (2005). "Assessing and monitoring ecological community health in marine systems". *Ecological Applications*. 15,3: 942-953.
- HÖPNER, T, WIDDELBERG J, (1996). "Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants". *Desalination* 108, 11-18.
- KOOP, K., HUTCHINS, P, (1996). "Disposal of sewage to the ocean a sustainable solution?" *Marine Pollution Bulletin* 33, 121-123.
- MARTINEZ, J, ADARRAGA, I, (2003). "Estructura y evolución temporal de los sedimentos y de las comunidades bentónicas afectadas por los vertidos de un colector de aguas residuales en San Sebastián (Guipúzcoa) (golfo de Vizcaya)". *Boletín Español de Oceanografía*. 19,1-4: 345-370.
- MUSCO, L, CAVALLO, A, GIANGRANDE A, (2004). "I sillidi (Annelida: Polychaeta) del litorale brindisino: possibilità di un loro impiego come indicatori di qualità dell'ambiente". *Thalassia salentina*. 27: 161-174.
- POCKLINGTON, P, WELLS, P.G, (1992). "Polychaetes. Key taxa for marine environmental quality monitoring". *Marine Pollution Bulletin*. 24, 593-598.
- ROS, J.D, CARDELL, M.J, ALVA, V, PALACIN, C, LLOBET, I, (1990). "Comunidades sobre fondos blandos afectados por un aporte masivo de lodos y aguas residuales (litoral frente a Barcelona, Mediterráneo Occidental): resultados preliminares". *Benthos*. 6, 407-423.
- WARWICK, R.M, (1988). "Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species". *Marine Ecology Progress Series*. 46, 167-170.
- WARWICK, R.M, PLATT, H.M, CLARK K.R, AGARD, J, GOBIN, J, (1990). "Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilto Harbour, Bermuda". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 138, 119:142.

Tabla 1. Abundancia relativa (ind/m<sup>2</sup>) y porcentaje de cada una de las familias de poliquetos presentes en la zona de estudio.

	<b>Abundancia relativa (Ind/m<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentaje</b>
Ampharetidae	816.67	1.86
Aphroditidae	25.00	0.06
Capitellidae	991.67	2.26
Chaetopteridae	8.33	0.02
Cirratulidae	3350.00	7.64
Cossuridae	1058.33	2.41
Dorvilleidae	1641.67	3.74
Eunicidae	983.33	2.24
Flabelligeridae	483.33	1.10
Glyceridae	658.33	1.50
Goniadidae	158.33	0.36
Hesionidae	83.33	0.19
Lacydonidae	8.33	0.02
Lumbrineridae	6058.33	13.81
Magelonidae	2375.00	5.41
Maldanidae	683.33	1.56
Nephtyidae	2450.00	5.58
Nereididae	550.00	1.25
Oeonidae	191.67	0.44
Onuphidae	1666.67	3.80
Opheliidae	941.67	2.15
Orbiniidae	8.33	0.02
Oweniidae	275.00	0.63
Paralacydoniidae	641.67	1.46
Paraonidae	10050.00	22.91
Pectinariidae	50.00	0.11
Phyllodocidae	158.33	0.36
Pilargidae	50.00	0.11
Pisionidae	250.00	0.57
Poecilochaetidae	283.33	0.65
Polynoidae	125.00	0.28
sabellaridae	66.67	0.15
Sabellidae	1291.67	2.94
Scalibregmatidae	16.67	0.04
Serpulidae	16.67	0.04
Sigalionidae	41.67	0.09
Spionidae	533.33	1.22
Sternaspidae	8.33	0.02
Syllidae	4650.00	10.60
Terebellidae	141.67	0.32
Trichobranchidae	33.33	0.08

Tabla 2. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de poliquetos respecto a cada grupo. Ab. media: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado. S: Porcentaje de similitud.

<b>Grupo A</b>		S: 55.91
Familia	Ab.media	P.A
Paronidae	664.58	35.43
Lumbrineridae	368.75	61.58
Cirratulidae	165.97	70.07
<b>Grupo B</b>		S:47.81
Familia	Ab.media	P.A
Syllidae	231.67	21.83
Paraonidae	103.75	31.68
Onuphidae	80.83	39.75
Lumbrineridae	81.67	47.56
Nephtyidae	73.75	54.42
Eunicidae	45.5	59.43

Tabla 3. Resumen de las características físicas de cada una de las estaciones (Prof. =profundidad (metros); Mat. Org.= materia orgánica; A= arena; T1= junio 2006; T2= diciembre 2006, T3= junio 2007; T4= diciembre 2007).

Estación	Año	Tiempo	Prof. (m)	Mat. Org. (%)	pH	Gravas (%)	A. gruesa (%)	A.media (%)	A.fina (%)	Fango (%)
N1	2006	T1	34.40	13.13	7.51	0.33	0.33	0.67	2.33	96.33
N2			34.90	7.35	7.54	1.87	1.25	1.56	8.10	87.23
N3			35.90	<b>15.85</b>	7.04	1.38	3.31	3.59	6.91	91.67
N4			36.70	6.97	7.70	2.18	9.45	36.36	42.91	9.09
S1			29.40	4.94	6.81	17.04	23.47	5.79	16.40	37.30
S2			33.00	9.67	7.37	2.24	12.22	28.61	27.27	29.66
S3			35.70	9.01	7.53	3.70	7.41	5.56	7.41	75.93
S4			35.50	6.59	7.53	14.29	34.88	15.95	13.62	21.26
N1	2006	T2	34.70	3.19	7.69	0.00	0.18	0.18	6.84	92.81
N2			35.30	3.52	7.71	0.19	0.19	0.00	5.07	94.54
N3			35.50	3.62	7.82	0.00	1.02	0.51	8.40	90.08
N4			36.40	1.72	7.85	1.11	16.14	34.14	31.54	17.07
S1			30.30	1.28	7.89	13.27	69.53	5.65	0.25	11.30
S2			33.00	1.77	7.72	2.04	11.04	29.65	40.70	16.56
S3			36.10	1.89	7.78	15.96	36.84	20.00	10.18	17.02
S4			36.00	1.88	7.77	4.00	22.86	32.57	17.43	23.14
N1	2007	T3	34.30	4.58	7.46	0.59	0.79	0.79	8.68	89.15
N2			35.00	13.24	7.39	0.23	0.47	0.47	3.97	94.86
N3			35.80	13.28	7.48	0.93	2.10	3.03	9.32	84.62
N4			36.50	1.41	7.80	1.78	7.47	32.21	49.82	8.72
S1			29.20	3.37	7.65	48.22	42.13	4.57	0.51	4.57
S2			33.40	1.27	7.79	1.38	14.21	40.69	35.31	8.41
S3			34.90	4.66	7.35	10.41	54.29	19.39	5.10	10.82
S4			35.60	2.95	7.49	6.58	23.27	36.76	21.42	11.97
N1	2007	T4	34.30	3.29	7.84	1.08	5.38	7.53	12.90	73.12
N2			35.00	3.48	7.48	1.92	2.69	1.15	6.92	87.31
N3			35.80	3.52	7.59	0.83	0.83	0.41	3.72	94.21
N4			36.50	2.13	7.38	9.70	4.01	20.40	35.45	30.43
S1			29.20	1.29	7.66	48.03	41.73	3.41	1.05	5.77
S2			33.40	1.66	7.77	3.85	14.10	37.50	32.69	11.86
S3			34.90	1.79	7.60	11.86	33.76	17.27	11.86	25.26
S4			35.60	1.93	7.76	15.57	37.98	21.31	8.47	16.67

Tabla 4. Resumen del análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de poliquetos entre ambos grupos. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

	<b>Grupo A</b>	<b>Grupo B</b>	D:71.14
Familia	Ab.media	Ab.media	P.A
Paronidae	664.58	103.75	24.34
Lumbrineridae	368.75	81.67	37.79
Syllidae	1.39	231.67	49.08
Cirratulidae	165.97	67.92	55
Magelonidae	151.39	27.92	60.84

Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo. La distancia entre las estaciones localizadas al norte y las situadas al sur es de 4Km. Las estaciones 1, 2 y 3 esta distanciadas 250 metros mientras que la estación 4 está situada a 750 metros de la estación 3.

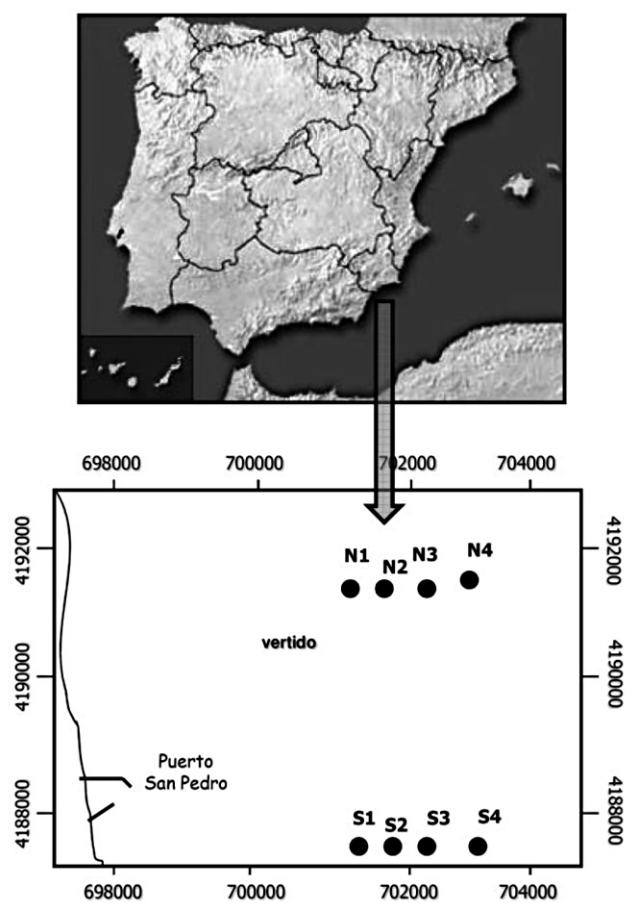


Figura 2. Representación del Cluster y del MDS de la composición de las familias de poliquetos de las distintas estaciones de muestreo.

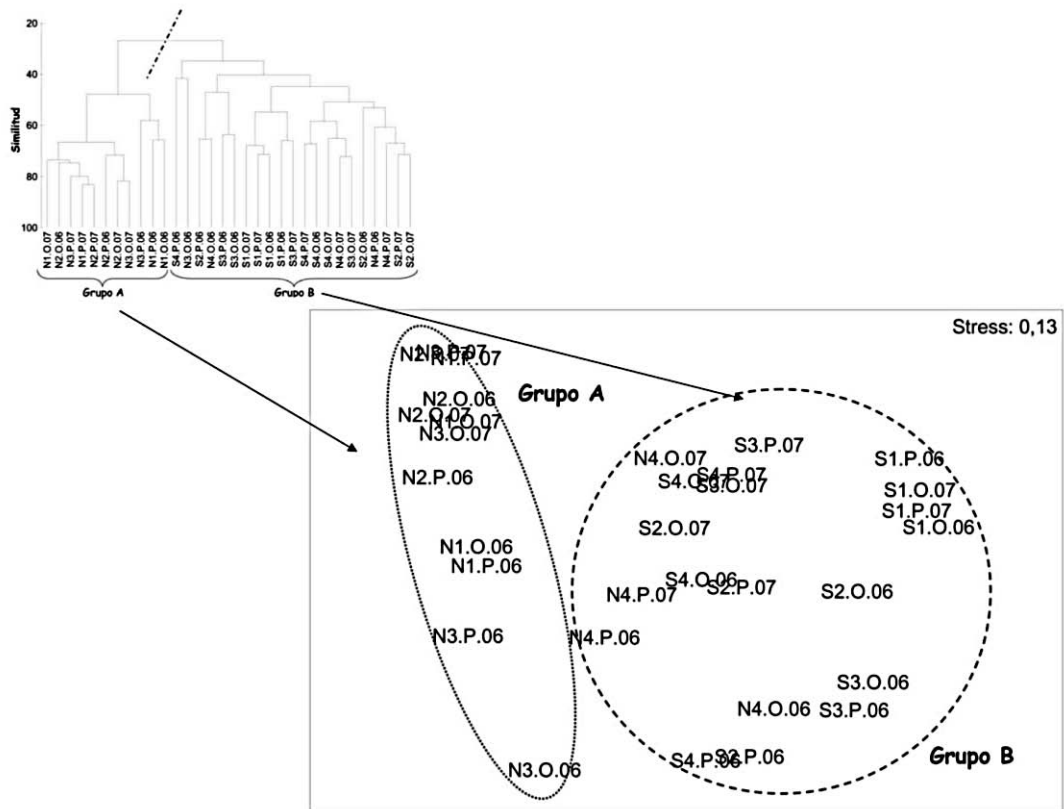


Figura 3. Abundancia media, riqueza y diversidad de poliquetos en cada uno de los grupos establecidos a partir de las técnicas multivariantes. Las barras indican los valores de error estándar.

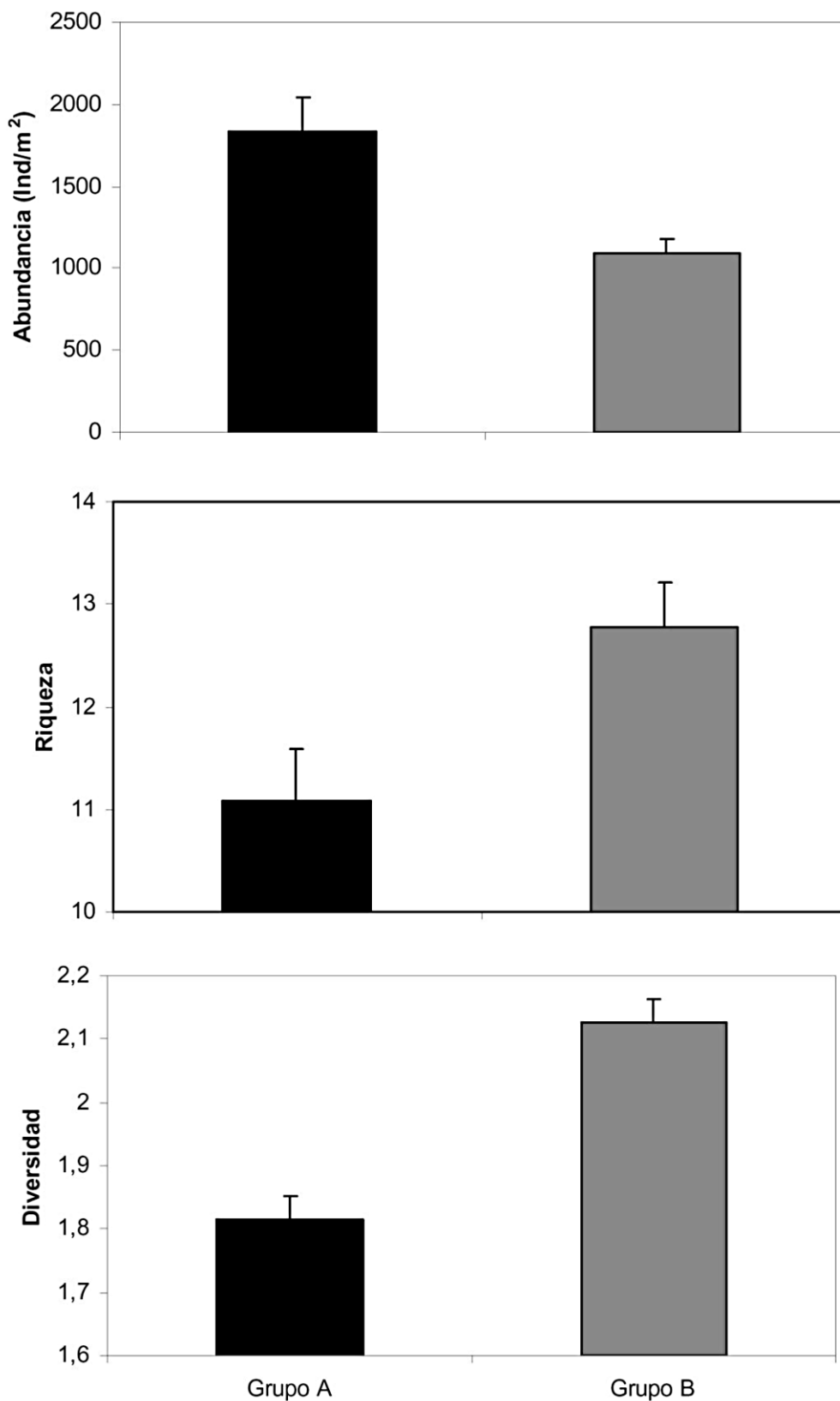
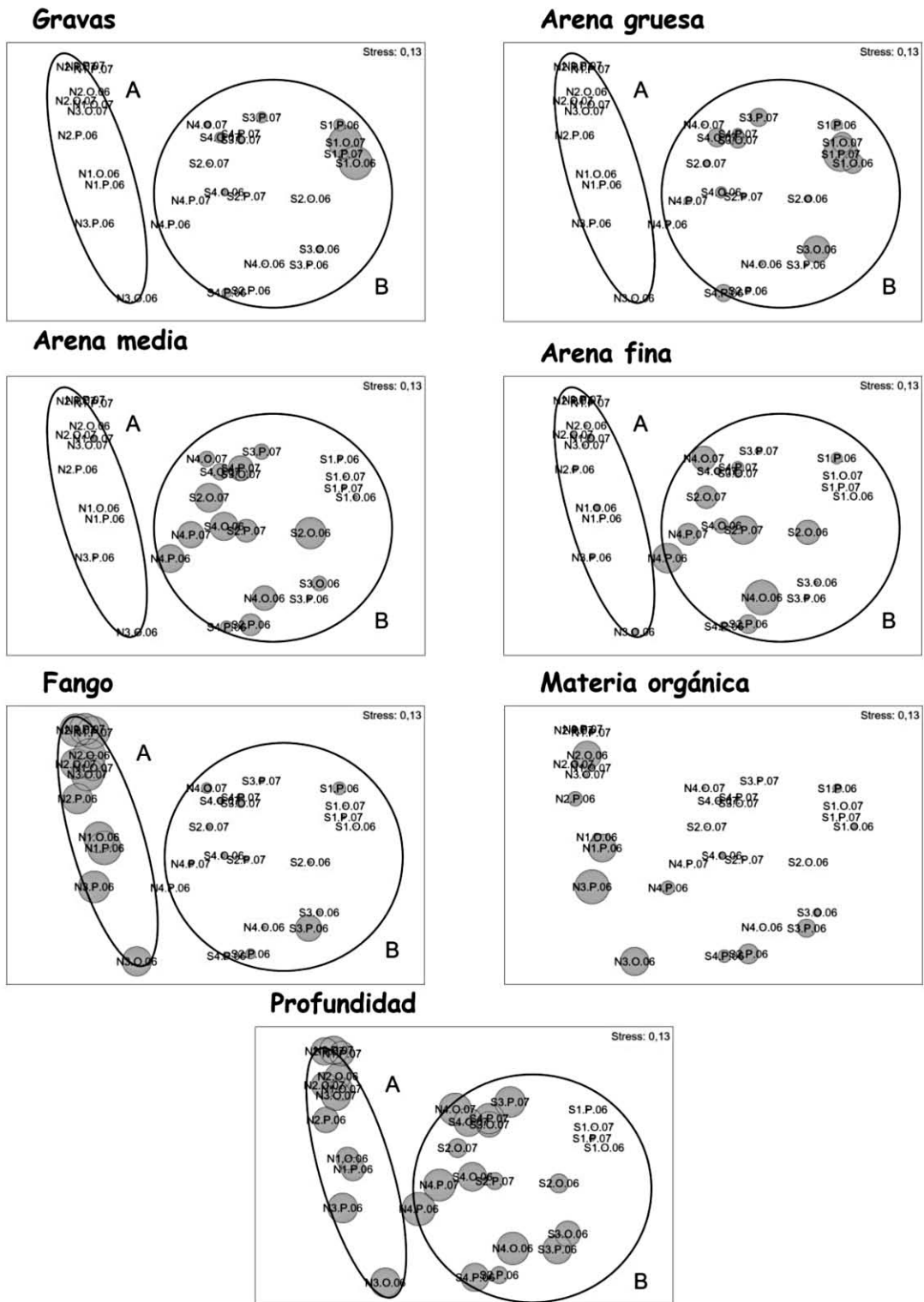


Figura 4. Representación bidimensional de la ordenación de las estaciones en función de la abundancia de las familias de poliquetos. El Bubble Plot representa los gradientes proporcionales de los factores ambientales.



# Riesgos para el medio ambiente y la población derivados de la contaminación ambiental de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión

GARCÍA, G.; ALEDO, I.; APARICIO, R.; CELDRÁN, A. Y MARTÍNEZ, M<sup>a</sup>.M.  
Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria.  
Universidad Politécnica de Cartagena.

Paseo de Alfonso XIII, 48, 30203 Cartagena. Tfno.: 968-325755, Fax: 968-325433. e-mail: gregorio.garcia@upct.es

## Resumen

la minería que se ha desarrollado durante siglos en el sureste español, en el mediterráneo occidental, ha generado grandes áreas degradadas. aunque esta actividad ha sido abandonada a lo largo de las últimas décadas, aún persisten toda una serie de riesgos ambientales que inciden sobre todo en las áreas naturales circundantes. esto implica la adopción de medidas correctoras y de manejo que aseguren una minimización de los riesgos y una integración ecológica de estas zonas.

**Palabras clave:** minería metálica, residuos, minimización de riesgos, integración ecológica

## Abstract

Huge areas of degraded areas have been generated by metallic mining activity in SE of Spain, in the west Mediterranean coast. Although this activity has been abandoned over the last few decades, a lot of environmental risks still remain, mainly for surrounding areas. It concerns the establishment of management and correction procedures in order to get a risk minimization and an ecological integration of these areas.

**Key words:** metallic mining, mining wastes, risk minimization, ecological integration

## 1. Introducción

A lo largo del tiempo y en todos los continentes, la presencia de una importante actividad de minería metálica ha supuesto la contaminación ambiental y paisajística (Body *et al.*, 1991). Este ha sido el caso, también, del distrito minero de Cartagena - La Unión, que ha sufrido desde tiempos remotos una importante explotación minera y de sus recursos minerales. Esto ha provocado la presencia de una importante contaminación por metales tales como Pb, Zn, Cd, As y Cu, entre otros, que ha acabado por afectar no solo a sus suelos, flora y fauna, sino también a la población humana de la zona (García *et al.*, 2003). A este respecto, conviene destacar que esta zona minera incluye una serie de localidades tales como La Unión, Portman, El Llano del Beal, El Beal, El Estrecho de San Ginés y Alumbres, que pertenecen a los municipios de La Unión y de Cartagena, estando igualmente esta última ciudad en un rango de proximidad inferior a la decena de kilómetros del núcleo minero (Figura 1).

La existencia, y abandono generalizado que se ha producido, de las zonas de minería metálica de ámbito europeo y las carencias normativas adecuadas durante los tiempos pasados ha generado la presencia de importantes depósitos de residuos mineros sobre todo en antiguas zonas mineras. Estos, en función de las características geoclimáticas, pueden llegar a producir un elevado impacto ambiental sobre los suelos y ecosistemas circundantes (Fetter, 1999), sobre la calidad del agua (Queralt *et al.*, 2002), sobre las comunidades vegetales (Margui *et al.*, 2006) y sobre la fauna local (Traina and Laperche, 1999).

Desde la época prerromana hasta los años 50 del siglo XX, la minería desarrollada en esta zona minera se hizo basándose en minería de galería. El tipo de extracción cambió a mediados del siglo pasado cuando una empresa multinacional, de nombre Peñarroya España S.A., inició sus actividades en la zona con técnicas de minería a cielo abierto de menas de baja ley de sulfuros metálicos, lo que supuso un incremento notable en la alteración ambiental y paisajística de la zona (Martínez *et al.*, 1993). Este proceso de explotación a cielo abierto finalizó en 1991, cuando tras generar

impactos tan notables como son la colmatación de la bahía de Portman con sedimentos mineros, o la propia destrucción de gran parte del paisaje natural de la zona, la empresa entonces propietaria de la zona, llamada Portman Golf S.A., acabó por clausurar la explotación minera de la zona.

Consecuencia de todo lo anterior, fue la generación de grandes cambios ambientales y paisajísticos. Estos cambios incluyeron aspectos tales como la contaminación de los suelos y sedimentos de la zona por metales pesados, sobre todo Pb, Zn y Cd, así como la aparición de balsas, cortas y escombreras que acabaron por modelar el paisaje, cambios que siguen estando vigentes aún hoy día con importantes riesgos sobre la flora y fauna, y también sobre las poblaciones humanas citadas anteriormente, y que en su conjunto superan las 200.000 personas que viven en este territorio de forma permanente.

Esta afección que se produce tanto sobre la población como sobre el ecosistema de la zona, se debe básicamente a los propios residuos mineros que, como los lodos generados durante el lavado del mineral, o bien se acumularon en balsas o pantanos de finos, o bien se arrojaron libremente al mar, generando problemas ambientales tan notorios como son la colmatación y contaminación por residuos metálicos de la cubeta sur del Mar Menor o de la misma bahía de Portman, ya en la vertiente mediterránea de la Sierra. En este sentido, hay que destacar que las balsas, al igual que las escombreras, son fuente muy importante de sedimentos y residuos mineros de diversa granulometría, si bien las primeras aportan un mayor volumen de material a la vez que presentan problemas específicos como los de deslizamiento y soliflucción, riesgos que se ven incrementados por la climatología y sismología de la zona (García *et al.*, 2003).

El manejo y gestión de estos residuos mineros, así como la corrección de los impactos que producen, requieren de una caracterización de los mismos así como de una evaluación de riesgos y de la aplicación de una serie de medidas correctoras adecuadas. En este sentido, el presente trabajo pretende llevar a cabo una revisión general del estado ambiental de esta antigua zona minera, con identificación de los riesgos subyacentes, a la vez que plantear las posibles medidas de manejo que ayuden a la minimización de riesgos ambientales en la zona.

## 2. Descripción de la zona de estudio

La zona de estudio se encuentra situada en el sureste de la Región de Murcia, dentro del distrito minero de Cartagena - La Unión, con una superficie aproximada de 50 km<sup>2</sup> (Oen *et al.*, 1975). Este ha experimentado una importante explotación minera y de sus recursos minerales desde tiempos remotos, que se remontan cuando menos a los fenicios (García *et al.*, 2003), siendo una de las áreas de minería metálica de mayor extensión y más antiguas de Europa.

Aunque esta minería se encuentra hoy día mayoritariamente abandonada, la gran cantidad de residuos generados a lo largo de su explotación durante siglos hace que existan un gran número de focos contaminantes, algunos de ellos sujetos a unos importantes procesos de erosión y transferencia de metales al medio. En este sentido, conviene resaltar al antiguo distrito minero de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión como el de mayor importancia en el marco de la Región de Murcia debido tanto a sus dimensiones como cantidad de residuos acumulados en perímetro.

La Sierra de Cartagena- La Unión, debido a la situación geográfica en la que se encuentra, con unas condiciones propias del clima mediterráneo subtropical semiárido, está caracterizada por una pluviometría muy baja, concentrada en los períodos otoñales y primaverales, así como por unos rangos térmicos moderados y en su mayor parte carentes de heladas.

Por otro lado, y si bien la Sierra Minera en sí presenta una geología eminentemente silicatada, con una importante presencia de recursos minerales de origen hidrotermal y ricos en especies minerales como la galena argentífera, blenda, pirita, cerusita, casiterita y óxidos de hierro (Manteca y Ovejero, 1992). Por otro lado, el fondo geológico regional predominantemente en las zonas circundantes es el calcáreo, y por tanto con procesos de movilidad de metales altamente condicionados por el alto pH de los sustratos, que como los suelos, se forman a partir de estos materiales.

Este área está caracterizada por la gran extensión de antiguas zonas de minería a cielo abierto, así como la profusión de muchas otras zonas de minería de extracción por galería, presentando una extensión algo superior a los 50 km<sup>2</sup>, si bien el área de influencia de la dispersión de metales pesados es mucho mayor, afectando cerca de unos 500 km<sup>2</sup>, incluyendo los sedimentos del cercano Mar Menor, con concentraciones muy elevadas de metales. A través de la zona han sido identificados al menos 442 depósitos de residuos mineros (escombreras y balsas) que han sido clasificadas en ocho distintas tipologías (Robles-Arenas *et al.*, 2006).

El distrito minero se caracteriza por una excepcional concentración de metales, principalmente aquellos que alguna vez fueron explotados como son Zn, Pb y Fe, mucho mayor que en otros grandes distritos mineros españoles y europeos, si bien es posible identificar la presencia de otros metales como Mn, Ag, Sn, Ba, Cu, As y Cd. Todos esos metales son, en

mayor o menor medida transferidos a las áreas circundantes. Durante los escasos eventos lluviosos que se producen en la zona, las aguas superficiales alcanzan concentraciones de Zn de hasta 800 g/L y de Pb de hasta 300 g/L. A su vez, los suelos de la zona tienen unos contenidos metálicos que rondan, y en algunos casos superan, el 1% para metales como Pb y Zn. Estos valores, aunque algo superiores, están en concordancia con algunas zonas y distritos mineros cercanos como el de Sierra Almagrera de Almería (Navarro *et al.*, 2004), así como con otros del mediterráneo occidental como son los de la zona minera de Cerdeña, en Italia, (Concas *et al.*, 2006).

### 3. Discusión de los problemas ambientales asociados a la minería metálica

La prolongada actividad minera en la zona de estudio ha generado más de 150 millones de toneladas de residuos (Ortega *et al.*, 1993), ha conducido a la presencia de estos metales en las aguas subterráneas, alcanzado valores importantes en los pozos mineros (García, 2004), siendo más elevados en sedimentos y en las aguas del Mar Menor. Por otro lado, los niveles metálicos presentes en los depósitos de residuos mineros y la zona no saturada de los suelos próximos, así como la especiación de los mismos, hacen que esta zona presente un importante riesgo potencial como foco de contaminantes metálicos justificando así la realización de acciones de recuperación que palien esta situación (Peñas *et al.*, 2004).

Dado el alto nivel de metales que hay en la zona el riesgo existente se debe, básicamente, a la movilidad de una importante fracción de los metales allí presentes, que se mueven hasta la superficie de los suelos y sedimentos mineros asociados a sales minerales (García *et al.*, 2008). Una vez allí son fácilmente puestos a disposición del sistema ambiental, a través de los procesos erosivos tanto eólicos, como hídricos, que facilitan la movilidad e integración de estos metales dentro de la cadena ambiental trófica y antrópica de la zona.

Diversos estudios previos han puesto de manifiesto que los riesgos derivados de la presencia de metales pesados se encuentran íntimamente relacionados con los procesos de movilidad de estos elementos traza (García *et al.*, 2007, 2008; Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2007; Marín-Guirao *et al.*, 2007). Esta movilización metálica se debe, entre otros, a los procesos de flujo y transporte en el medio poroso, así como a las diversas formas de especiación de los metales y su integración en fases sólidas metaestables. Por último, otros procesos con gran influencia sobre este fenómeno son los de migración por procesos de sorción en partículas, en muchos casos de tipo coloidal (Citeau *et al.*, 2003; Gadd 2004).

En este sentido, los valores obtenidos para elementos traza tales como Pb, Zn, Cd y As, tanto en muestras de polvo atmosférico, como de agua y sedimentos de escorrentía procedentes de la zona de minería metálica de Cartagena-La Unión, fueron muy superiores a los admitidos como valores máximos tanto para el aire, como para el agua y los suelos (García *et al.*, datos no publicados; Marín-Guirao *et al.*, 2007), lo que nos está indicando la importancia del problema en cuestión, máxime si estos valores son también muy altos en las fracciones más móviles de estos metales y metaloides (García *et al.*, 2008). Por otro lado, y con carácter general, la concentración de los contaminantes era mayor en las zonas internas y más próximas a la zona minera, existiendo un gradiente de disminución conforme se incrementaba la distancia a la zona minera (García *et al.*, 2003). Desafortunadamente, no son muchos los datos disponibles, a fecha de hoy, sobre otras zonas mineras similares con vistas a establecer comparaciones efectivas en relación a las magnitudes y riesgos asociados a estos contaminantes dispersados de forma hídrica y/o eólica.

### 4. Conclusiones generales

Como consecuencia de lo anterior, y sobre todo de la movilización hídrica y aérea de los metales, algo que facilita su inhalación directa por la población así como su puesta a disposición de los sistemas agrícolas, se generan unos niveles de toxicidad y peligro para la zona que han de ser tenidos muy en cuenta. A este respecto, hay que considerar que en estos lugares existen tanto campos agrícolas como poblaciones que, ya sea de manera indirecta a través del consumo de agua y de vegetales cultivados en terrenos contaminados, o de manera directa, inhalando las partículas de polvo suspendidas en el aire, se ven afectadas en mayor o menor medida por esta situación.

En cualquier caso, y buscando un objetivo finalista de las tareas de investigación llevadas a cabo en la zona durante los últimos años, habría que concluir resaltando las líneas de investigación a trabajar en el futuro con el fin de conseguir soluciones técnicas que ayuden a minimizar los riesgos ambientales, así como los riesgos para la población que se derivan de los procesos descritos, produciendo a la vez una adecuada recuperación paisajística que ayude a la integración de los ambientes degradados en un entorno de alto valor. En este sentido, y siendo conscientes de la gran complejidad de los procesos que intervienen en esta movilización de los metales (Allen *et al.*, 1993; Jenne, 1998; Nikolaidis, 2000), y tras experiencias previas llevadas a cabo en este sentido en la Sierra Minera (Murcia *et al.*, 2007; Zanuzzi *et al.*, 2005, García *et al.*, datos no publicados), se han determinado una serie de conclusiones a modo de acciones que serían de interés a la hora de generar un tratamiento integral de los problemas ambientales y de salud pública que se derivan de la contaminación metálica y su dispersión mediante los agentes erosivos. Estas acciones serían las siguientes:

1. Inmovilización y/o minimización de los flujos metálicos a través de la columna de suelo o residuos mineros: la liberación de metales desde residuos mineros constituye un riesgo potencial para la calidad ambiental. Por tanto, una acción encaminada a esta inmovilización y/o minimización, así como de la posterior erosión de estos regolitos

cargados en metales y metaloides en superficie resultaría fundamental para todo el proceso de minimización de riesgos en la zona (Doerr *et al.*, 2005; Kashir & Yanful, 2000).

2. Promoción de las labores de restauración: mediante la aplicación de tratamientos edáficos adecuados, así como a través de la instalación de comunidades biológicas naturales que ayuden a la estabilización, minimización de riesgos de erosión y dispersión de los metales y, finalmente, a la integración y recuperación ambiental y paisajística de estos ambientes enriquecidos en metales.
3. Evaluación y seguimiento de la implantación de las medidas correctoras aplicadas: este tercer y último paso sería el de la evaluación y seguimiento de la implantación de las medidas anteriores a través de parámetros edáficos (Malley *et al.*, 2006), así como de la evaluación de las comunidades biológicas allí instaladas (Gans *et al.*, 2003; Hankard *et al.*, 2005; Sourkova *et al.*, 2005).

Un seguimiento de estas conclusiones-recomendaciones ayudaría, en nuestra opinión, a una reducción significativa, y por tanto a una minimización importante, de los riesgos ambientales y para la salud pública asociados a la contaminación ambiental por metales y otros elementos traza de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión.

### **5. Problemas ambientales derivados de la minería metálica: movilidad y toxicidad**

La prolongada actividad minera en la zona de estudio ha generado más de 150 millones de toneladas de residuos (Ortega *et al.*, 1993), ha conducido a la presencia de estos metales en las aguas subterráneas, alcanzado valores importantes en los pozos mineros (García, 2004), siendo más elevados en sedimentos y en las aguas del Mar Menor. Por otro lado, los niveles metálicos presentes en los depósitos de residuos mineros y la zona no saturada de los suelos próximos, así como la especiación de los mismos, hacen que esta zona presente un importante riesgo potencial como foco de contaminantes metálicos justificando así la realización de acciones de recuperación que palien esta situación (Peñas *et al.*, 2004).

Dado el alto nivel de metales que hay en la zona, el riesgo existente, se debe básicamente a la movilidad de una importante fracción de los metales allí presentes, que se mueven hasta la superficie de los suelos y sedimentos mineros asociados a sales minerales. Una vez allí son fácilmente puestos a disposición del sistema ambiental, a través de los procesos erosivos tanto eólicos, como hídricos, que facilitan la movilidad e integración de estos metales dentro de la cadena ambiental trófica y antrópica de la zona. Como consecuencia de lo anterior, y sobre todo de la movilización hídrica y aérea de los metales, algo que facilita su inhalación directa por la población así como su puesta a disposición de los sistemas agrícolas, se generan unos niveles de toxicidad y peligro para la zona que han de ser tenidos muy en cuenta. A este respecto, hay que considerar que en estos lugares existen tanto campos agrícolas como poblaciones que, ya sea de manera indirecta a través del consumo de agua y de vegetales cultivados en terrenos contaminados, o de manera directa, inhalando las partículas de polvo suspendidas en el aire, se ven afectadas en mayor o menor medida por esta situación.

Diversos estudios previos han puesto de manifiesto que los riesgos derivados de la presencia de metales pesados se encuentran íntimamente relacionados con los procesos de movilidad de estos elementos traza (García *et al.*, 2008; Marín-Guirao *et al.*, 2007). Esta movilización metálica se debe, entre otros, a los procesos de flujo y transporte en el medio poroso, así como a las diversas formas de especiación de los metales y su integración en fases sólidas metaestables. Por último, otros procesos con gran influencia sobre este fenómeno son los de migración por procesos de sorción en partículas, en muchos casos de tipo coloidal (Citeau *et al.*, 2003;).

En cualquier caso, y buscando un objetivo finalista de las tareas de investigación llevadas a cabo en la zona durante los últimos años, habría que concluir resaltando las líneas de investigación a trabajar en el futuro con el fin de conseguir soluciones técnicas que ayuden a minimizar los riesgos ambientales, así como los riesgos para la población que se derivan de los procesos descritos, produciendo a la vez una adecuada recuperación paisajística que ayude a la integración de los ambientes degradados en un entorno de alto valor. En este sentido, y siendo conscientes de la gran complejidad de los procesos que intervienen en esta movilización de los metales (Allen *et al.*, 1993; Jenne, 1998), y tras experiencias previas llevadas a cabo en este sentido en la Sierra Minera (Zanuzzi *et al.*, 2005), se han determinado una serie de acciones que serían de interés a la hora de generar un tratamiento integral de los problemas ambientales y de salud pública que se derivan de la contaminación metálica y su dispersión mediante los agentes erosivos. Estas acciones serían las siguientes:

1. La liberación de metales desde residuos mineros constituye un riesgo potencial para la calidad ambiental. Por tanto, una acción encaminada a la inmovilización y/o minimización de los flujos metálicos a través de la columna de suelo o residuos mineros, así como de su posterior erosión en superficie resultaría fundamental para todo el proceso de minimización de riesgos en la zona (Doerr *et al.*, 2005).
2. Un segundo paso sería el de promover las labores de restauración, mediante la aplicación de tratamientos edáficos adecuados, así como a través de la instalación de comunidades biológicas naturales que ayuden a la estabilización,

minimización de riesgos de erosión y dispersión de los metales y, finalmente, a la integración y recuperación ambiental y paisajística de estos ambientes enriquecidos en metales.

3. Un tercer y último paso sería el de la evaluación y seguimiento de la implantación de las medidas anteriores a través de parámetros edáficos (Malley *et al.*, 2006), así como de la evaluación de las comunidades biológicas allí instaladas (Gans *et al.*, 2003).

## 6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el MCYT con la aportación de fondos FEDER, a través del Proyecto CGL2007-66861-C04-04/HID, titulado “Movilidad y distribución de metales en la zona no saturada y sus efectos sobre los cambios de calidad de aguas subterráneas”.

## 7. Bibliografía

- ALLEN, H; PERDUE, EM; BROWN, D, (1993). Metals in groundwater. *Ed Lewis 437pp*
- BODY, PE; DOLAN, PR, MULCAHY, DE. (1991). “Environmental lead: a review”. *Critical Reviews in Environmental Control*, 20: 299-310.
- CITEAU, L, LAMY, I, VAN OORT, F, ELSASS, F. (2003). “Colloidal facilitated transport of metals in soils under different land use”. *Colloids and Surfaces*, 217: 11-19
- CONCAS, A, ARDAU, C, CRISTINI, A, ZUDDAS, P, CAO G. (2006). “Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site”. *Chemosphere*, 63:244-253
- DOERR NA., PTACEK, CJ, BLOWES, DW, (2005). “Effects of a reactive barrier and aquifer geology on metal distribution and mobility in a mine drainage impacted aquifer”. *Journal of Contaminant Hydrology*, 78: 1-25
- FETTER, C. 1999. Contaminant hydrogeology. *Ed. Prentice Hall*.
- GANS, J, WOLINSKY, M, DUNBAR, J. (2003). “Computational Improvements Reveal Great Bacterial Diversity and High Metal Toxicity in Soil”. *SCIENCE*, 309: 1387-1390
- GARCÍA, C. (2004). Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). *Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, 423 p*
- GARCÍA, G, MANTECA, JI, FAZ, Á. (2003). Riesgos y calidad ambiental de los terrenos del antiguo distrito minero de La Unión-Cartagena, Murcia. *In Instituto Geológico y Minero de España (Ed.), Defensa del Patrimonio y Desarrollo Regional*. p. 301-306. Madrid.
- GARCÍA, G, PEÑAS, JM, MANTECA, JI. (2008). “Zn mobility and geochemistry in surface sulfide mining soils from SE Spain”. *Environmental Research*, 106: 333-339
- JENNE, E. (1998). Adsorption of metals by geomedia. *Academic Press 583 pp*
- MALLEY, C, NAIR, J, HO, G. (2006). Impact of heavy metals on enzymatic activity of substrate and on composting worms *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, 97 (13), 1498-1502
- MANTECA MARTÍNEZ, JI, OVEJERO ZAPPINO, G. (1992). Los yacimientos Zn, Pb y Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética oriental. *In CSIC (Ed.) Recursos minerales de España*. 1085-1101.1448 pp. Madrid.
- MARGUI, E, PADILLA, R, HIDALGO, M, QUERALT, I, VAN GRIEKEN, R. (2006). “High-energy polarized-beam EDXRF for trace metal analysis of vegetation samples in environmental studies”. *X-Ray Spectrometry*, 35:169-177
- MARÍN-GUIRAO, L, LLORET, J, MARÍN, A, GARCÍA, G, GARCÍA FERNÁNDEZ, AJ. (2007). “Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: water chemistry and toxicity”. *Chemistry and Ecology*, 23 (3): 217-231
- MARTÍNEZ, JM, VALERO, F, GONZÁLEZ, S. (1993). “Environmental problems and proposals to reclaim the areas affected by mining exploitations in the Cartagena mountains (southeast Spain)”. *Landscape and Urban Planning*, 23: 195-207
- NAVARRO, A, COLLADO, D, CARBONELL, M, SANCHEZ, JA. (2004). Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environmental Geochemistry and Health*, 26: 383-393
- OEN, IS, FERNÁNDEZ, JC, MANTECA, JI. (1975). The lead-Zinc and associated ores of La Unión, Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology*, 70: 1259-1278
- ORTEGA, M, NICOLÁS, E, ESTEVE, MA, TORRES, A, RAMÍREZ-DÍAZ, L. (1993). Prioridades en la restauración e integración paisajística de la Sierra Minera de La Unión y Cartagena (Murcia, Sureste de España): inventario, cartografía y tipología de cortas, balsas y escombreras. *In R. Ortiz (ed.) Problemática geoambiental y desarrollo*, Tomo I, p. 307-316. S.E.G.A.O.T., Murcia.
- PEÑAS, JM, GARCÍA, G, MANTECA, JI, GARCÍA, C. (2004). Evaluation of transference risks of metallic pollutants to natural and agricultural soils from abandoned mining areas. *In: UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CARTAGENA Y UNIVERSIDAD DE MURCIA (Ed.), CD: Extended Abstracts Fourth International Conference on Land Degradation Topic 6: 48: 1-4 -*. Cartagena, España.

- QUERALT, I, PUJALS, I, BARREIROS, A, BORDALO, M. (2002). Efectos del abandono de Mina Victoria (Val d' Aran, Lleida, España) sobre el quimismo de las aguas superficiales. *In SEDPGYM (Ed.) Actas do II Congresso Internacional sobre Património Geológico e Mineiro*, p. 575-582. Beja, Portugal.
- ROBLES-ARENAS, VM, RODRIGUEZ, R, GARCÍA, C, MANTECA, JI, CANDELA, L. (2006). "Sulphide mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain) case study". *Environmental Geology*, 51: 47-64
- TRAINA, SJ, LAPERCHE, V. (1999). "Contaminant bioavailability in soils, sediments aquatic environments". *Proc. Natl. Acad. USA*, 96: 3365-3371
- ZANUZZI, A; FAZ, A.; GARCIA, G. (2005). Effect of organic and carbonate amendments on heavy metal bioavailability. *In TECHNICAL UNIVERSITY OF CRETE (Ed.) Proceedings of the Third European Bioremediation Conference, Crete, Greece*



Figura 1: localización de la zona de estudio.



Región de Murcia  
Consejería de Presidencia



**ANISE**  
ASOCIACIÓN DE NATURALISTAS DEL SURESTE