SGHN

REVISTA
DE LA
SOCIEDAD GADITANA
DE
HISTORIA NATURAL

VOLUMEN V
2008

INDICE

EDITORIAL……Pág. 5

JUAN GARCÍA DE LOMAS, CARLOS M. GARCÍA Y ÓSCAR ÁLVAREZ. Vegetación de las marismas Aletas- Cetina (Puerto Real). Identificación de Hábitat de interés comunitario y estimaciones preliminares de posibles efectos de su inundación. ……..……..Pág. 9

JUAN JOSÉ JIMÉNEZ Y MATÍAS DE LAS HERAS. Invernada del Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en la provincia de Cádiz……..Pág. 39

IÑIGO SÁNCHEZ GARCÍA, FRANCISCO VASAYO LÓPEZ, JAVIER HERNÁNDEZ ORTIZ & JOSÉ MANUEL MUÑOZ ANDRADES. Contribución al conocimiento de la flora de la Bahía de Cádiz…….Pág. 49

JOSÉ RAMÓN BENÍTEZ*, OLEGARIO DEL JUNCO, MANUEL BARCELL, JOSÉ LUIS PAZ, FRANCISCO JAVIER CHICANO, JUAN BELMONTE, JAIME NIETO, FRANCISCO SOLERA y MARÍA LUISA CARRASCO. Seguimiento de la población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Cádiz (1980-2005): Evolución demográfica y calidad de los territorios……..Pág. 79

IGNACIO GARCÍA MAS, MANUEL FERRERAS-ROMERO, FRANCISCO J. CANO-VILLEGAS & JOAQUÍN MÁRQUEZ-RODRÍGUEZ. Contribución al conocimiento de las sanguijuelas (Annelida Hirudinea) de cursos fluviales del parque natural Los Alcornocales (Andalucía, sur de España)…….….Pág. 93

ENRIQUE GONZÁLEZ ORTEGÓN. Las especies de camarones de los Géneros Palaemon y Palaemonetes ene la provincia de Cádiz. ……..……Pág. 100

EMILIO GARCÍA-ROBLEDO, ALFONSO CORZO, STEF VAN BERGEIJK & MANUEL YÚFERA. Impacto de las acumulaciones de microalgas en la comunidad biológica intermareal……..……Pág. 115

JOSÉ RAMÓN SOGORB CASTRO. Hongos termófilos del Parque Natural de los Alcornocales y comarca del Camppo de Gibraltar……..……..Pág. 139

NOTICIARIO……...…….Pág. 143

NORMAS DE PUBLICACIÓN ……..…….……..…..Pág. 154

EDITORIAL

Han transcurrido dos años desde la celebración de las III JORNADAS DE HISTORIA NATURAL DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ celebradas en Marzo de 2006 en Jimena de la Frontera, donde de nuevo se ha puesto de manifiesto el interés mostrado por los naturalistas y profesionales del medio ambiente, consolidando las Jornadas como escaparate para la presentación de cuantos trabajos, y sobre todo dando a conocer las novedades, que se han ido produciendo en este ámbito.

Tras cuatro volúmenes editados donde se ha podido constatar la clara proyección de la publicación, no solo en artículos sino en participación, calidad y variedad de temas tratados, nos encontramos ante este Volumen V de la Revista con una reducción considerable en cuanto al número de artículos presentados. Diversos avatares han propiciado esta situación, de los que destacamos las IV JORNADAS DE HISTORIA NATURAL DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ a celebrar en Jerez de la Frontera a mediados del próximo mes de Octubre. No obstante, los ocho trabajos presentados mantienen el mismo nivel y rigor científico por lo que se merecen una lectura pausada y detallada de los mismos, los cuales nos muestran las posibilidades de estudio en la naturaleza así como el potencial del que disponemos en nuestra provincia.

Una vez más, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, apuesta por la financiación de esta obra, demostrando con ello su voluntad de colaboración con las organizaciones no lucrativas vinculadas al medio natural y haciéndonos ver que uno de los pilares de la protección medioambiental está en la difusión de los valores naturales con los que compartimos nuestra existencia y de los que afortunadamente aún podemos disfrutar. Por ello, aprovechamos estas líneas para agradecer sinceramente su colaboración y volver a insistir en nuestra disposición para que el flujo se produzca en los dos sentidos, creando canales de comunicación que nos permitan generar toda la creatividad y el trabajo necesarios para mantener y mejorar nuestro patrimonio natural y cultural.

ARTÍCULOS

VEGETACIÓN DE LAS MARISMAS DE ALETAS-CETINA (PUERTO REAL). IDENTIFICACIÓN DE HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO Y ESTIMACIONES PRELIMINARES DE POSIBLES EFECTOS DE SU INUNDACIÓN.

JUAN GARCÍA DE LOMAS[1], CARLOS M. GARCÍA[1] Y ÓSCAR ÁLVAREZ[2].
[1]Departamento de Biología (área de Ecología). [2]Departamento de Física Aplicada. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales- Univ. de Cádiz. Pol. Río San Pedro s/n – 11510- Puerto Real (Cádiz). E-mail: juan.garciadelomas@uca.es

RESUMEN

En este trabajo se realiza un estudio de la composición de la vegetación asociada a las marismas desecadas de Aletas-Cetina, a partir de muestreos estacionales realizados en el período 2005-2006. Los resultados obtenidos sirvieron de base para identificar y cartografiar asociaciones de plantas correspondientes a hábitats de interés comunitario contemplados en la Directiva 92/43/CEE. Adicionalmente, y con vistas a realizar una exploración prospectiva de los efectos que una reinundación de la zona podría provocar en la estructura de esta vegetación, se estudió la distribución de la vegetación a lo largo de un gradiente mareal en el tramo bajo del caño de San Pedro, mediante topografía-GPS. De esa forma, se relacionó la zonación de las especies marismeñas con la cota sobre el nivel medio del mar y con la frecuencia de inundación por mareas. Los resultados muestran que las marismas de Aletas-Cetina están mayormente representadas por una estepa salina con vegetación anual pionera de *Salicornia* spp. y subarbustos halófilos (*Suaeda vera* y *Sarcocornia* spp.), con algunas zonas mixtas de estepa y pastizal situadas al Sur de la Aletas y zonas húmedas de salinidad y temporalidad variables salpicadas por todo el área de estudio. La vegetación en el tramo alto presentó una menor densidad y mayor dispersión que en el tramo bajo, como consecuencia de la restricción a la entrada de marea impuesta por La Corta. Esta restricción sin embargo, incrementa la influencia relativa de los factores climáticos respecto a los mareales, favoreciendo una mayor heterogeneidad ambiental. Por último se presenta una previsión de la inundabilidad potencial del sistema basada en modelos 2D ante posibles cambios

relacionados con la apertura de La Corta en ciertas condiciones, así como una discusión sobre los efectos potenciales sobre la distribución de la vegetación.

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES.

Las marismas pueden ser definidas como ambientes marítimo-terrestres con vegetación herbácea y pequeños arbustos sometidos a inundaciones periódicas como consecuencia de fluctuaciones mareales (Knox, 2000; Adam, 1990; Ranwell, 1972). Entre otras funciones y servicios, las marismas dan refugio a especies de fauna y flora con adaptaciones genéticas muy singulares a condiciones extremas de insolación, temperatura, estrés hídrico, anoxia e inundación periódica (Adam, 1990). Presentan una elevada productividad (Knox, 2000), son áreas de alevinaje para numerosas especies de peces de interés comercial (Boesch y Turner, 1984) y tienen una importancia reconocida en la cría y mantenimiento de numerosas poblaciones de aves. Las marismas tienen también un papel importante en la protección del litoral frente a fenómenos catastróficos y tormentas (French, 2001) y su crecimiento y estabilización depende en gran medida del desarrollo de la vegetación (Adam, 1990; Randerson, 1979).

Aunque son ambientes con diversidad relativamente baja en comparación con otros ecosistemas, su importancia como hábitat ha sido reconocida tanto a nivel internacional a través de la Directiva 92/43/CEE (relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres) y el programa CORINE 85/338/CEE (relativo a biotopos), como a nivel nacional, al formar parte del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT), en aplicación de la Ley 22/88 de Costas. A nivel regional y local, el interés en la conservación se ha reconocido con la incorporación de marismas y estuarios a la Red de Espacios Naturales Protegidos con diferentes figuras de protección: Parque Natural (PN) o Paraje Natural (PJN). Más concretamente, en la provincia de Cádiz se encuentran: el PJN “Marismas del río Palmones”, PN “La Breña y marismas del Barbate”, PN “Bahía de Cádiz”, PRN “Marismas de Sancti-Petri”, PJN “Playa de Los Lances”, PN “Doñana” (BOJA, 1989). La Bahía de Cádiz es además una zona

de cría y refugio de aves limícolas (Pérez-Hurtado et al., 1993) y de paso migratorio de numerosas especies entre Europa y África (de Lucas et al., 2004; Fernández-Palacios et al., 1988), reconociéndose su importancia con figuras adicionales de protección tales como Zona de Especial Interés para las Aves (ZEPA) en aplicación de la Directiva 79/409/CEE (relativa a la conservación de las aves silvestres), y sitio RAMSAR, en aplicación del Convenio Ramsar (Irán, 1971).

El caño San Pedro, también llamado río San Pedro, presenta en su tramo bajo un conjunto de marismas bien desarrolladas y escasamente transformadas, incluidas en el PN "Bahía de Cádiz" (Los Toruños y El Pinar de La Algaida de Puerto Real). Las partes altas del caño San Pedro, conocidas como marismas de Aletas y de Cetina, carecen de figura de protección legal. A diferencia del tramo bajo (Toruños y Algaida), las marismas de Cetina han sufrido serias transformaciones en los últimos siglos. En torno a 1700, el desvío del cauce de los ríos Guadalete y San Pedro a su paso por los actuales poblados de Doña Blanca y el Portal conllevó una modificación drástica de la dinámica del San Pedro dando lugar a una disminución de su caudal (MMA, 1999). Más tarde, la construcción de los diques por parte del Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA) entre 1962-1964, provocó, por un lado, la desconexión del San Pedro del río Guadalete y, por otro lado, el taponamiento del San Pedro (con la consecuente interrupción o fuerte restricción del flujo mareal) a su paso por el cruce entre la CA-32 y la variante de la A-IV, en un punto denominado "La Corta" (Fig. 1b). Aunque no hay medidas concretas, parece obvio que el cierre del San Pedro en ambos puntos redujo de forma significativa los aportes de agua dulce (desde el N) y el trasiego mareal (desde el S), motivando una pérdida de inundabilidad del sistema. Adicionalmente, el Instituto Andaluz de Reforma Agraria (IARA) procedió a la instalación de diversas conducciones (canales de desecación, tuberías y canaletas) en Aletas-Cetina con el objetivo de transformar las marismas en terrenos agrícolas (MMA, 1999). Estos objetivos fracasaron al no conseguirse la desalinización de los suelos (MMA, 1999), y los restos de conducciones persisten hoy en el paisaje (Fig. 1). En la actualidad, el conjunto Aletas-Cetina ha quedado como una planicie marismeña extensa utilizada como coto de caza menor (nº matrícula CA-11112)

y zona de pastoreo extensivo ocasional para ganados ovino y bovino.

A pesar de su origen y condición marismeña y lindar con el PN "Bahía de Cádiz", no se han realizado estudios sistemáticos sobre las características naturales de Aletas-Cetina, lo que ha podido motivar una escasa valoración por parte del público en general y su simple consideración de "polvero". Algunos estudios recientes han citado en la unidad algunas especies de flora amenazada como *Halopeplis amplexicaulis* (Sánchez-García, 2000) y han encontrado una intensa actividad reproductora de aves limícolas y esteparias (Muñoz, 2006). Por otro lado, recientemente se ha planteado la recuperación ambiental de gran parte de la unidad (marismas de Cetina) y entre las actuaciones previstas se incluye la reapertura de La Corta para favorecer la entrada de marea (MMA, 1999). Con esta finalidad, la Demarcación de Costas Andalucía-Atlántico muy recientemente (mayo de 2004) procedió a la reapertura parcial de La Corta. El conocimiento de sus valores naturales puede servir de base para la gestión y para guiar futuras actuaciones de recuperación. También puede servir como información de base sobre la que analizar la evolución del sistema ante futuros cambios derivados bien de actuaciones locales, o bien de potenciales cambios globales como el ascenso del nivel del mar (Nicholls et al., 1999; Douglas, 1995). Con estos propósitos, en este trabajo se realiza una caracterización de la vegetación de las marismas de Aletas-Cetina entre abril, 2005 y febrero, 2006. Se incluye, en un primer apartado, el estudio de la banda de vegetación en las proximidades de su desembocadura para reconocer los factores que controlan la segregación de las especies en una marisma activa para ayudar a entender la distribución de la vegetación en el tramo alto. Por último, a partir de la descripción de la vegetación, se reconocen los hábitats de interés comunitario (HIC) asociados a las marismas desecadas, apoyándose para ello en la Directiva 92/43/CEE.

2. MATERIAL Y MÉTODOS.

2.1. Zona de estudio y estrategia de muestreo.

Se analizó la vegetación asociada a las marismas de Aletas-Cetina (Puerto Real), a lo largo de un área de 1526 Ha. La zona de Las Aletas comprende unas 480 Ha. y está ubicada entre el caño San Pedro (por el Norte), la variante de la

autovía A-4 (por el NE) y la carretera CA-32 y la vía del tren (por el SO) (Fig. 1). La zona conocida como Cetina ocupa una superficie mayor (1046 Ha.) y linda con el arroyo Salado (por el N), el cauce del San Pedro y las salinas industriales (por el Oeste), la dehesa de las Yeguas (por el Este) y la A-4 y la barriada de Carrahola (por el Sur) (Fig. 1). No se incluyeron aquellas marismas que, a pesar de presentar un aspecto similar, están situadas más al Norte y próximas al río Guadalete.

Para llevar a cabo el estudio sistemático de la vegetación, se realizaron varios transectos en la orilla izquierda del caño San Pedro y perpendiculares a su curso, procediendo a su marcado mediante estacas de madera referenciadas con GPS (latitud y longitud), para proceder a su estudio comparativo durante las distintas estaciones del año. Una vez marcados, se distinguieron *de visu* las bandas de vegetación paralelas al cauce, procediéndose a un muestreo estratificado al azar dentro de cada una de ellas. Teniendo en cuenta la escasa densidad de plantas en muchas zonas, se utilizó un método consistente en el lanzamiento repetido (100 veces) de un cuadrado-parcela de 50 cm de lado dentro de cada banda de vegetación, anotando la presencia de especies en cada uno de ellos (Kent y Cocker, 1992). La determinación taxonómica se realizó mediante las claves de Valdés et al. (1987). A partir de estos datos, se calculó la riqueza específica (*S*) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver (*H'*) (Shannon y Weaver, 1949) (ec. 1). La contribución (en porcentaje) de cada especie al conjunto de la unidad, sirvió para otorgar una denominación a cada unidad vegetal en función de la especie/s dominante/s.

$$H' = -\Sigma\, p_i \ln p_i; \qquad p_i = n_i / N \qquad (1)$$

Donde p_i es la abundancia relativa de cada especie i, siendo n_i el número de cuadros de la especie i y N el número total de cuadros ($N = 100$).

Adicionalmente se analizó la composición y zonación de la vegetación en el margen oriental del caño principal del San Pedro en las cercanías del Campus Universitario (próximo a su desembocadura). Aunque este perfil muestra una pendiente más pronunciada que en la flecha de Los Toruños, donde la marisma mareal presenta un desarrollo mucho mayor, la zona estudiada alberga en poco espacio las franjas de vegetación (y fauna) esperadas en un ambiente de marisma con mayor regularidad y frecuencia de

inundación mareal. En este tramo se realizaron medidas de cotas con GPS de gran resolución y se asociaron a la presencia y distribución de especies de plantas. Posteriormente, usando el modelo hidrodinámico de muy alta resolución para zonas anegadizas UCA 2D, cuyos detalles se exponen en el párrafo 2.4., se asoció a cada cota (y con ello a cada franja de vegetación) un tiempo promedio de inmersión anual en porcentaje, como factor ambiental simple que asumimos podría explicar una buena parte de los gradientes ambientales presentes en el intermareal que determinan la distribución de las especies vegetales.

Cabe mencionar que la frecuencia estacional del estudio y su duración anual han podido pasar por alto especies y ambientes de menor permanencia, que pueden asociarse a oscilaciones interanuales del clima. De hecho, durante los últimos años (muy lluviosos) se observó que una parte de la superficie ocupada por estepa salina de *Salicornia* spp. quedó completamente inundada durante algunos meses, lo que pudo dar lugar a episodios en los que la comunidad pudo variar ostensiblemente con respecto a los datos que se aportan.

2.2. Terminología utilizada para las unidades de vegetación.

En las marismas de Aletas y Cetina, la vegetación es en general rala y presenta una densidad bastante baja. Hay una ausencia casi total de especies arbóreas y grandes arbustivas, exceptuando únicamente la presencia de algunos tarajes (*Tamarix canariensis*) en la ribera del arroyo "Salado". Esta característica de planicie desarbolada permite calificar a toda la extensión con el término de "estepa" (Font Quer, 2000; Begon et al., 1999). Considerando además la naturaleza marismeña de la zona, con suelos bastante salinos y presencia de comunidades halófilas con quenopodiáceas subarbustivas crasas (*Arthrocnemum, Suaeda, Sarcocornia*), permite otorgarle el calificativo de "estepa salina" o "estepa suculenta" (Font Quer, 2000). Sin embargo, para el caso que nos ocupa y, considerando la presencia de heterogeneidades y alternancia de especies dominantes en distintas áreas de Aletas-Cetina, se ha considerado conveniente acompañar el término estepa salina con la especie o especies que dominan la unidad, o bien con el tipo funcional dominante (anual/perenne, herbacea/subarbustiva) y que describe mayormente su aspecto general (Tabla 1). De este modo, se

pueden distinguir unas unidades de otras con mayor claridad y se acerca a la realidad de patrones de distribución de especies individuales en gradientes, pero conservando la simplicidad de representación de la cartografía de zonas. Adicionalmente, se incluye en la cartografía la presencia de ambientes diferentes de la estepa salina, como encharcamientos salobres de diferente temporalidad y que albergan una comunidad de plantas muy diferente a la de la estepa.

2.3. Cartografía y reconocimiento de los hábitats de interés comunitario.

Los datos de los transectos realizados durante las distintas estaciones se integraron sobre una foto aérea reciente en color (2004), extrapolando los resultados a aquellas zonas más alejadas de los transectos mediante un ejercicio de fotointerpretación y una posterior validación con visitas de campo. Finalmente, las distintas unidades ambientales reconocidas se asociaron con la descripción de hábitats naturales de interés comunitario presentes en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE.

2.4. Modelado hidrodinámico e incursión de la lámina de agua.

Desde el punto de vista hidrodinámico, el caño San Pedro representa un caño sometido al régimen de mareas de la Bahía de Cádiz, con características de flujo y reflujo mareal propias de un comportamiento típicamente estacionario. En la actualidad su cauce está configurado por un canal principal de 4 m de profundidad media, y una amplia zona intermareal en ambas orillas que sigue el curso ascendente 6 Km aguas arriba hasta la presa de "La Corta" atravesando el PN de la Bahía de Cádiz. La presa, de origen antrópico, permite en la actualidad, a pesar de la apertura parcial de la misma, un escaso intercambio de agua entre esta zona y la amplia región intermareal actualmente desecada potencialmente anegadiza, cuya extensión estimada es de 4 Km^2. Debido a la presencia de la presa, la marea por encima de este punto no supera cotas superiores a 60 cm sobre el nivel medio local, por lo que la planicie, exceptuando el cauce principal del río y su región adyacente, no se inunda en la actualidad.

Con el fin de analizar la evolución dinámica de la marea y el área potencialmente anegadiza, se ha aplicado a la región de estudio el modelo hidrodinámico de muy alta resolución para zonas intermareales no

lineal UCA 2D (detalles del modelo en Álvarez et al., 1998). Para la obtención de las características morfobatimétricas empleadas en el mismo se han realizado observaciones topográficas de muy alta precisión, cubriendo las secciones radiales desde el cauce del río en el área de interés. Los resultados han permitido determinar las pendientes topográficas características del área de estudio y la implementación de las isolíneas de nivel con un alto grado de fiabilidad y precisión centimétrica. En su tramo navegable, la batimetría se ha medido explícitamente a través de ecosondas de muy alta resolución, y complementadas con las cartas 443 A y 443 B publicadas por el IHM. Con el fin de referir los datos batimétricos al mismo sistema de referencia topográfico, se midieron cotas respecto a la lámina de agua simultáneamente en el vértice 305 situado en la Cabezuela, el mismo que fue utilizado en la determinación de las cotas topográficas. Adicionalmente, durante los meses de enero, febrero y julio de 2004, se realizaron campañas de campo consistentes en la adquisición de datos de elevación y corrientes en lugares estratégicos para obtener las características hidrodinámicas de elevación y velocidad asociada en todo el dominio de interés, cuyos resultados han sido convenientemente confrontados con el modelo numérico para asegurar la fiabilidad de los resultados.

Este modelo se ha usado en este trabajo teniendo en cuenta la restricción hidráulica que supone el puente de la actual autovía y la propia existencia de la misma, que la limita hacia algunos sectores, por lo que la inundación no equivale exactamente a la que pudo tener la zona antes de la actuación de cierre de La Corta mencionada. Tampoco se ha simulado un restablecimiento completo y absoluto de la anchura de cauce preexistente antes de la interrupción, habiéndose incluido una sección algo inferior, equivalente a la eliminación de la presa y de parte de los márgenes que la rodean. Por último, las tendencias topográficas de dicha extensión se ven interrumpidas por la existencia de caminos elevados que pueden actuar de diques y cuyo efecto sobre la inundación prevista real no ha sido completamente incluida. De hecho, estos caminos elevados y los canales existentes podrían ser empleados como elementos de regulación del flujo singulares en estudios de restauración ecológica.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

3.1. Tramo bajo del caño San Pedro: Zonación de las especies.

El tramo bajo alberga una marisma propiamente dicha o marisma "mareal", que presenta una zonación de la vegetación en franjas o pisos paralelos a las curvas de nivel o a las isóbatas. Esta zonación en los intermareales se debe al acusado y predecible gradiente de diversas variables del medio físico (grado y frecuencia de inundaciones, anoxia y potencial redox del sedimento, salinidad, etc.) por el que quedan perfectamente distribuidas las especies según sus óptimos y tolerancias (Adam, 1990). El horizonte inferior o marisma baja, sometido a un marcado control físico por la inmersión, aparece completamente colonizado por *Spartina maritima*, con valores mínimos de riqueza específica y diversidad. En bandas progresivamente más elevadas y alejadas del cauce principal, la comunidad se sustituye en pocos metros para dar lugar a una marisma media de *Sarcocornia perennis subsp. perennis, Sarcocornia fruticosa* y *Halimione portulacoides*. Más hacia tierra, se va dando un gradual aumento de la riqueza y la diversidad hacia tierra que va acompañado de un incremento en el control por competencia (Snow y Vince, 1984; Pielou y Routledge, 1976). Esta banda más alejada, o marisma alta, está dominada por arbustos de mayor porte como *Arthrocnemum macrostachyum*, *Limoniastrum monopetalum, Inula crithmoides* y *Suaeda vera*, con matas de *S. fruticosa* y *H. portulacoides* de mayor porte que en la marisma media y con algunas juncáceas (*Juncus effusus*). También aparecen algunas especies de menor porte como Siemprevivas (*Limonium* spp.), *Frankenia boissieri*, y la parásita *Cistanche phelypaea* (Fig. 2).

Sobre el perfil de cotas (Fig. 2) se han marcado las cotas promedio en las que empieza y acaba cada una de estas franjas generales, de *Spartina maritima*, marisma media y marisma alta. El cálculo del porcentaje del tiempo anual que permanecen sumergidas, llevado a cabo usando el modelo de mareas, reveló que los llanos intermareales fangosos tienen tiempos de inundación > 38% anual, la franja de *S. maritima* permanece inundada del 12-38% del tiempo anualmente, la marisma media (sin tener en cuenta las irregularidades del terreno) será la franja que permanece inundada entre un 3-12% del tiempo anualmente, mientras que la marisma alta se establecerá en zonas a las que llega ocasionalmente la marea (< 3% del tiempo). También pueden

darse ocasionales reversiones en el perfil, debido a la existencia de microtopografía, que llevan a la nueva aparición de *Spartina* o incluso a la desaparición de vegetación y aparición de cubetas más permanentemente inundadas.

3.2. Tramo alto: marismas desecadas de Aletas-Cetina.

a) Estructura y composición general de la vegetación.

En el tramo alto del caño San Pedro, la disposición de la vegetación en bandas paralelas respecto al cauce es mucho menos clara que en el tramo bajo y es frecuente la presencia de claros completamente desprovistos de vegetación subarbustiva halófila. Si bien en la cartografía de vegetación (Fig. 3) se intuye esta sucesión en bandas desde el cauce principal, los gradientes son menos acusados, las fronteras poco definidas y la presencia de heterogeneidades es más frecuente, especialmente conforme nos alejamos del mismo.

Hay una completa ausencia de marisma baja de *Spartina maritima* y/o *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis*, y las planicies fangosas que aparecen mayormente asociadas a las curvas meandriformes que describe el recorrido del San Pedro carecen de praderas de *Zostera* spp., que son sustituidas por floraciones de clorofitas oportunistas como *Ulva*, *Enteromorpha* y *Cladophora*. Puntualmente se han medido salinidades muy variables en el tramo alto del San Pedro, con valores menores que el agua de mar (S = 17-21) en épocas lluviosas durante invierno y primavera, y salinidades relativamente mayores (S> 40) en verano, presumiblemente debidas a los procesos de evaporación propios de la época y, en ocasiones, a los lixiviados de las salinas. Estas oscilaciones dificultan el desarrollo de vegetación propia de marisma baja, adaptada a frecuentes episodios de inmersión a lo largo de todo el año y una salinidad del suelo relativamente constante y que raramente excede la del agua de mar debido a la mayor tasa de renovación.

La marisma media está muy escasamente representada, apareciendo una estrecha banda pegada al cauce entre La Corta y el arroyo Salado con ciertos rasgos de marisma alta. A diferencia del tramo bajo, está formada por pies dispersos de *Halimione portulacoides* y *Sarcocornia fruticosa*,

salpicados ocasionalmente por *Arthrocnemum macrostachyum*. Hay una ausencia casi total de algunas especies propias de marisma alta como *Limoniastrum monopetalum* y *Limonium* spp., únicamente representadas en los bordes de los canales de drenaje en la zona de Las Aletas, que son alimentados regularmente con agua salada desde el caño del Molino (Fig. 1b). El grueso de las marismas de Cetina sufre inundación mareal únicamente durante episodios de pleamares vivas equinocciales, según se ha podido comprobar en vuelos realizados durante las mareas vivas equinocciales recientes (10 septiembre, 2006; JM Abarca, com. pers). Estas condiciones pueden dar lugar a concentraciones muy elevadas de sales en el suelo, al favorecer la cristalización de la sal. La vegetación asociada es una estepa salina dominada (72,4% de la superficie total) por vegetación anual pionera (*Salicornia ramosissima* y *S. europaea*) salpicado por algunas especies perennes de porte subarbustivo como *Suaeda vera*, *Sarcocornia fruticosa* y *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini* (ES-AA, Fig. 3). Otras anuales propias de marismas y suelos fangosos más o menos salinos como *Hymenolobus procumbens*, *Hordeum marinum*, *Chamaemelum fuscatum*, *Plantago coronopus*, *Medicago* sp., etc. (Tabla 2), aparecieron normalmente asociadas a pequeñas variaciones en la microtopografía local o a la presencia de zonas menos expuestas al abrigo de los arbustos halófilos mencionados, que suelen desarrollarse en invierno y primavera, para marchitarse en verano. En algunas zonas desaparece la vegetación subarbustiva halófila y, *Salicornia* spp. aparece acompañada de otras anuales de pequeño porte como *Parapholis incurva*, *Poa infirma* y *Halopeplis amplexicaulis* (ES-A, Fig. 3). Estas estepas pierden toda su vegetación conforme avanza el verano, tornándose temporalmente en un paisaje de aspecto sumamente árido.

Al sur de Las Aletas principalmente aparecen zonas mixtas de estepa salina carente de elementos subarbustivos halófilos, mezclada con especies propias de pastizal (ES-mixta, Fig. 3), que sugiere un mayor lavado de los suelos y condiciones de menor salinidad, donde pasan a dominar especies como *Chamaemelum fuscatum*, *Trifolium* spp., *Plantago coronopus* y *Leontodon* spp., frente a *Salicornia* spp., que pasa a ocupar áreas más restringidas aunque llamativamente está acompañada de *Frakenia pulverulenta*.

b) Encharcamientos salobres.

La restricción a la entrada de marea que ejerce La Corta da lugar a una modificación tanto de la representación de especies típicamente marismeñas como de su zonación. Esta restricción mareal y las subsecuentes debidas a canales y caminos también implica que el medio pueda verse influido en mayor medida por la climatología, dando lugar a un gradiente de ambientes más o menos lavados a los que se asocian, a su vez, comunidades vegetales muy distintas a las típicamente, aumentando así la biodiversidad. Este hecho se pone especialmente de manifiesto con la presencia de encharcamientos de temporalidad variable y más o menos salobres (Fig. 4), que dan cabida a una comunidad vegetal también diferente a la típicamente marismeña, con abundantes ciperáceas, juncáceas, eneas y poligonáceas, salpicados por algunas cañas y tarajes (Tabla 1). En estas zonas encharcadizas, se invierte la zonación característica del cauce del San Pedro, y la vegetación típicamente halófila aparece en bandas alejadas de la orilla, lo que corrobora el papel de la salinidad en el control de la zonación de la vegetación en marismas (Adam, 1990; Ranwell, 1972; Beeftink, 1966).

Entre los distintos encharcamientos se advierten diferencias en la composición de la vegetación, en respuesta a la temporalidad y la salinidad. Así, en primer lugar y ocupando una mayor extensión (55,7 Ha; 2,4% de la superficie total estudiada), aparece un encharcamiento de elevada permanencia (E-Perm, Fig. 3) y baja salinidad (intervalo de salinidad en el período marzo-junio, 2005 = 3-6), que parte del pinar de las Yeguas y que cruza la marisma de Cetina en dirección E-W hasta desembocar en el caño de San Pedro. Las aguas permanentes están colonizadas por eneas (*Typha dominguensis*), y sus márgenes están temporalmente colonizados por una orla de ciperáceas (*Scirpus maritimus*) y juncáceas (*Juncus effusus*, *J. acutus)* que se va sustituyendo progresivamente por una estepa salina de *Salicornia* spp. en la zona no encharcable. Destaca la presencia de la invasora *Cotula coronopifolia* (Asteraceae). En segundo lugar por extensión, la ribera del arroyo Salado, al Norte de la unidad estudiada y con salinidades de entre 16-20, alberga una vegetación mixta de marismas y humedales salobres con variaciones importantes a lo largo de su curso. Así, la zona más próxima al caño del San Pedro, está densamente poblada por una estrecha línea de juncos (*J.*

effusus) y castañuelas (*Scirpus maritimus*). En el resto de la banda (25 m de anchura) domina *Sarcocornia fruticosa*, salpicada de *Polygonum equisetiforme* y algunas hierbas anuales (Fig. 5a). Algo más al NE, la orla de vegetación del arroyo Salado se hace más dispersa y *S. fruticosa* pierde representación en favor de hierbas anuales como *Atriplex patula, Bromus lanceolatus, Lolium rigidum, Polypogon monspeliensis* y *Pulicaria paludosa*. También en esta zona Norte de Cetina y próxima al arroyo Salado, aparece una zona más amplia (6,7 Ha) en torno a un antiguo caño parcialmente cegado, que se inunda por período de pocas semanas durante episodios de fuertes lluvias. Esta zona alberga singularidades significativas como la presencia de *Salsola soda* (ES-Soda, Fig. 3), especie bastante rara en la provincia y sólo encontrada con anterioridad por los autores en un pequeño encharcamiento temporal en Barbate; y una orla de *Scirpus litoralis* ausente en el resto de la unidad.

En tercer lugar destacan otros pequeños encharcamientos débilmente salobres y de muy pequeña extensión que reúnen las características de "estanques temporales mediterráneos" según la Directiva 92/43/CEE y que aparecen como ETM en la cartografía (Fig. 3). A diferencia del resto, muestran proliferaciones de vegetación acuática como *Ranunculus peltatus* y algunos helófitos en las zonas de ribera como *Scirpus maritimus, Carex divisa* y gramíneas como *Polypogon maritimus* subsp. *subspathaceus* y *P. monspeliensis*. En conjunto, constituyen una superficie pequeña (2,25% de la superficie total estudiada), pero su baja salinidad les otorga un valor adicional en un entorno altamente salino.

3.3. Influencia de "La Corta" en la distribución y composición de la vegetación. Consideraciones sobre la conservación.

Del estudio de vegetación se deduce la existencia de condiciones ambientales muy diferentes en los tramos del caño del San Pedro situados más cercanos a la Bahía, antes de llegar a La Corta y los situados en la zona interna, después de La Corta (Tabla 2). Entre la Corta y la desembocadura (tramo bajo) la vegetación propia de intermareal de marisma alcanza una densidad y vigor muy elevados en comparación con el aspecto que presenta entre la Corta y el arroyo Salado (tramo alto, correspondiente a las marismas de Cetina). En el tramo bajo, la ribera del

San Pedro experimenta un grado y frecuencia de inundación mareal más intensos que se traduce en un mayor desarrollo de la vegetación de marisma baja, media y alta. Sin embargo, la fuerte restricción que ejerce La Corta a la propagación de la onda de marea da lugar a un ambiente completamente diferente. Aunque pueden identificarse algunas áreas ocupadas por marisma media, los pies de *S. fruticosa* y *H. portulacoides* son mucho más aislados, y en general de menor vigor y porte que en el tramo bajo. En contraste aparece una amplia superficie cubierta por una estepa salina sólo inundada (y además no completamente) durante mareas vivas equinocciales, lo que redunda en una mayor salinidad del suelo y en condiciones aún más extremas si cabe para el desarrollo de la vegetación. Estas condiciones de restricción mareal permiten, sin embargo, una mayor influencia de las fluctuaciones del clima que se revela a través de una mayor heterogeneidad ambiental, con presencia de varios humedales de salinidad y temporalidad variable. De este modo, la restricción mareal ha favorecido un aumento de la beta-diversidad, con la identificación de varios HIC recogidos en el anexo I de la Directiva 92/43/CEE, como "marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales", "vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras de zonas fangosas y arenosas", "llanos fangosos no cubiertos por el agua en marea baja" y "estanques temporales mediterráneos". Por otro lado, y como consecuencia de la mayor influencia relativa de las fluctuaciones climáticas sobre el medio, la diversidad de hábitats redunda en una mayor riqueza específica global, con presencia de algunas especies altamente especializadas a estos ambientes extremos y que presentan algún grado de amenaza, como *Halopeplis amplexicaulis*, *Frankenia pulverulenta*, *Frankenia boissieri, Frankenia laevis, Salsola soda* (Sánchez-García, 2000).

Aunque no se han incluido en este estudio, otros eslabones superiores de la cadena trófica responden a esta diversidad de ambientes y fueron observadas, por ejemplo, un buen número de limícolas (e.g., Avoceta *Recurvirostra avosetta*, Cigüeñuela *Himantopus himantopus*, Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*), anátidas (Ánade real *Anas platyrhynchos*, espátula *Platalea leucorodia*, Calamón *Porphyrio porphyrio*) y otras especies de aves asociadas a ambientes esteparios (e.g., Alcaraván *Burhinus oedicnemus*,

Aguilucho cenizo *Circus pygargus*, Terrera marismeña *Calandrella rufescens*, etc.), menos representadas en el conjunto de la Bahía de Cádiz, sometidas actualmente a un nivel severo de amenaza (Franco y Rodríguez, 2001; Collar 1996). Estos factores se han traducido a nivel regional, por ejemplo, en un plan andaluz para la conservación de estepas y su avifauna asociada (Yanes y Gutiérrez, 2005).

3.4. Previsiones ante posibles cambios relacionados con la apertura de La Corta. Aspectos relacionados con la conservación.

Finalmente, en lo que se refiere a la predicción de cambios en la comunidad vegetal de Aletas-Cetina, como consecuencia de una futura apertura total de La Corta, (restablecimiento del flujo mareal), adelantaremos que es un buen punto de partida el empleo de modelos de inundabilidad potencial para tener una idea aproximada de las tendencias de esta evolución. El modelo predice que la influencia de la marea se dejará sentir de una manera mucho más intensa, frecuente y sobre una porción mayoritaria del sistema Aletas-Cetina a la que experimenta en la actualidad, relegando la estepa salina a una franja más estrecha.

La figura 5 representa en tres niveles (gris oscuro, gris intermedio y gris claro) áreas equivalentes a las observadas en el tramo bajo del San Pedro en zonas de marisma con flujo más regular de mareas. La franja coloreada en gris más oscuro representa la zona de llanos mareales fangosos y termina en las zonas donde potencialmente al menos podría aparecer la *Spartina maritima*. La franja de tono gris intermedio representa la franja de marisma media y parte de alta, con límite superior en la línea hasta la que alcanzaría el agua en un periodo extremo de mareas máximas vivas equinocciales. Por último, la franja coloreada en gris claro añade una extensión suplementaria que se inundaría cuando estas mareas vivas equinocciales coincidiesen con periodos de presión atmosférica favorable que llevaran a elevar unos pocos cm el nivel de agua, con una gran repercusión sobre la inundabilidad dada la escasa pendiente de Aletas-Cetina. En esta franja gris claro se darían hipotéticamente buenas condiciones para el establecimiento de flora de marisma alta distal y vegetación de influencia marismeña.

Los cambios en la dinámica del sistema originados por su reinundación, pese a ser ésta una actuación de restauración de marismas en principio conveniente, podrían llevar a la pérdida incontrolada de ambientes que están menos representados en el conjunto del Parque Natural, como es el caso de las mismas estepas salinas, los encharcamientos temporales y sus riberas asociadas si ésta se realizase sin un diseño adecuado. En este sentido, pensamos que la cartografía presentada junto con un meditado uso de las anomalías de topografía existente (caminos y canales especialmente) o bien de las que se podrían crear con actuaciones (restauración de caños o bien obras adicionales) debería ser considerada si se plantea la ampliación de la apertura de La Corta para tratar de conservar una parte de la extensión ocupada por este abanico de ambientes y por especies raras o poco representadas. Este diseño, combinado con predicciones particulares de modelos mareales que incluyan nuevas condiciones o condiciones más detalladas en determinadas zonas de la extensión Aletas-Cetina serían una buena base para mantener una alta beta-diversidad en la zona.

REFERENCIAS:

ADAM, P. (1990). Saltmarsh ecology. Cambridge University Press.

ALVAREZ, O., IZQUIERDO, A., TEJEDOR, B., MAÑANES, R., TEJEDOR, L., KAGAN, B.A. (1999). The influence of sediment load on tidal dynamics, a case study: Cadiz Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 48, 439-450.

BEEFTINK, W.G. (1966). Vegetation and habitat of the salt marshes and beach plains in the south-western part of the Netherlands. *Wentia* 15: 83-108.

BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. (1999). Ecología. Omega. 1148 pp.

BOESCH, D.F., TURNER, R.E. (1984). Dependence of Fishery Species on Salt Marshes: The Role of Food and Refuge. *Estuaries* 7 (4), 460-468.

BOJA. (1989). BOJA nº 60, de 27/07/1989, en el que se publica la Ley 2/1989 de 18 de julio del inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía.

MOREIRA, J.M., MONTES, C. (coord.). (2005). Caracterización ambiental de los humedales en Andalucía. Consejería de Medio ambiente. Junta de Andalucía.

COLLAR, N.J. (1996). The conservation of grassland birds: towards a global perspective. En: Fernández J y Sanz-Zuasti J (eds). Conservación de las aves esteparias y su hábitat. Pp. 9-18. Junta de Castilla y León. Valladolid.

DE LUCAS, M., JANSS, G.F.E., FERRER, M. (2004). The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and conservation* 13(2): 395-407.

DOUGLAS, B.C. (1995). Global sea level change: determination and interpretation. *Reviews of Geophysics (Suppl)* 33: 1425.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, A., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J., GIL, B.J. (1988). Guías naturalísticas de la provincia de Cádiz. I: El Litoral. Libros de la diputación de Cádiz.

FONT QUER, P. (2000). Diccionario de Botánica. 1244 pp.

FRANCO, A., RODRÍGUEZ, M. (coords). (2001). Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

FRENCH, P.W. (2001). Coastal defences: processes, problems and solutions. Routledge. taylor and Francis Group.

KENT, M., COCKER, P. (1992). Vegetation description and analysis. New York, Wiley.

KNOX, G.A. (2000). The ecology of seashores. CRC Press, New York.

MMA. (1999). Estudio de recuperación ambiental de la zona marismal de los ríos Guadalete y San Pedro (ref. 11-1041/96). Demarcación de Costas Andalucía-Atlántico. Dirección General de Costas.

MUÑOZ, G. (2006). Avifauna asociada a las marismas desecadas de Aletas-Cetina. Comunicación oral. III Jornadas de Historia Natural de la provincia de Cádiz. Jimena de la Forntera. 24-26 marzo.

NICHOLLS, R.J., HOOZEMANS, F.M.J, MARCHAND, M. (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change* 9: S69-S87.

PACKHAM, J.R., WILLIS, A.J. (1997). Ecology of dunes, salt marsh and shingle. Chapman & Hall.

PÉREZ-HURTADO, A., HORTAS, F., RUIZ, F., SOLÍS, F. (1993). Importancia de la Bahía de Cádiz para las poblaciones de limícolas invernantes e influencia de las transformaciones humanas. *Ardeola* 40: 133-142.

PIELOU, E.C., ROUTLEDGE, R.D. (1976). Salt marsh vegetation: latitudinal gradients in the zonation patterns. *Oecologia (Berlin*) 24: 311-321.

RANDERSON, P.F. (1979). A simulation model of salt-marsh development and plant ecology. En: Estuarine and Coastal Land Reclamation and Water Storage, ed. B. Knights & A.J. Phillips, pp. 48-67. Farnborough: Saxon House.

RANWELL, D.S. (1972). Ecology of salt marshes and sand dunes. Chapman & Hall.

SÁNCHEZ-GARCÍA, I. (2000). Flora amenazada del litoral gaditano. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

SHANNON, C.E., WEAVER, W. (1949). The mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana.

SNOW, A.A., VINCE, S.W. (1984). Plant zonation in Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72: 669-684.

VALDÉS, B., TALAVERA, S., GALIANO, E.F. (1987). Flora vascular de Andalucía Occidental. Vols. I, II and III. Ketres editora, S.A, Barcelona.

YANES, M., GUTIÉRREZ, J.E. (2005). Bases y criterios para la conservación de aves esteparias en Andalucía (borrador). Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

VEGETACIÓN DE LAS MARISMAS DE ALETAS-CETINA (PUERTO REAL)

Descripción de la unidad vegetal	**Especie dominante**	**Abreviatura en la cartografía**
Planicie fangosa no cubierta por agua en bajamar, con o sin algas	*Ulva, Enteromorpha, Cladophora* (Clorophyta).	PF
Marisma baja	*Spartina maritima; Sarcocornia perennis* subsp. *perennis*.	M-Baja
Marisma media	*Haliomione portulacoides; Sarcocornia fruticosa*.	M-Media
Marisma alta	*Limoniastrum monopetalum; Arthrocnemum macrostachyum; Haliomione portulacoides; Sarcocornia fruticosa; Inula crithmoides.*	M-Alta
Estepa salina con vegetación anual pionera (*Salicornia* spp.) y elementos subarbustivos halófilos	*Salicornia* spp.; *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini*; *Sarcocornia fruticosa; Suaeda vera; Hordeum marinum; Hymenolobus procumbens; Chamaemelum fuscatum*.	ES-AA
Estepa salina con vegetación anual pionera (*Salicornia* spp.) y ausencia de elementos subarbustivos halófilos	*Salicornia* spp.; *Parapholis incurva; Poa infirma; Melilotus messanensis; Plantago coronopus; Halopeplis amplexicaulis.*	ES-A
Estepa salina encharcable muy temporalmente por precipitaciones y con *Salsola soda*.	*Salsola soda; Hordeum marinum; Beta* sp.*; Plantago coronopus; Halopeplis amplexicaulis; Suaeda splendens.*	ES-Soda
Estepa salina mixta con pastizal, dominados por vegetación anual	*Chamaemelum fuscatum; Plantago coronopus; Leontodon* spp.*, Trifolium* spp.*, Salicornia spp., Frankenia pulverulenta.*	ES-mixta
Ribera arroyo salado	*Sarcocornia fruticosa; Scirpus maritimus; Juncus effusus; Polygonum equisetiforme.*	Arroyo-Salado
Encharcamiento de alta permamencia.	*Typha dominguensis; Scirpus maritimus;Cotula coronopifolia; Juncus effusus.*	E-Perm
Encharcamiento temporal salobre	*Ranunculus peltatus; Juncus effusus; Juncus acutus; Carex divisa.*	ETM
Pastizal	*Trifolium* spp., etc.	P
Campos cultivados	Monocultivos variables.	CC

Tabla 1. Unidades de vegetación asociadas a las marismas desecadas de Aletas-Cetina, en función de las especies y/o los tipos funcionales dominantes.

Unidad vegetal y Habitats de interés comunitario asociados	**Especies**
Planicie fangosa no cubierta por agua en bajamar, con o sin algas: **"Llanuras fangosas no cubiertas por agua en bajamar: desnudos o con praderas de *Zoostera* y algas"**	*Ulva* spp.; *Enteromorpha* spp.; *Cladophora* sp. (Clorophyta).
Marisma baja: **"Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales. Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritimi)*".**	*Spartina maritima; Sarcocornia perennis* subsp. *perennis.*
Marisma media: **"Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales". "Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos *(Sarcocornetea fruticosi)".***	*Sarcocornia perennis subsp. perennis; Halimione portulacoides; Sarcocornia fruticosa; Spergularia salina.*
Marisma alta: **"Marismas y pastizales salinos atlánticos y continentales". "Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos *(Sarcocornetea fruticosi)".***	*Arthrocnemum macrostachyum; Cistanche phelypaea; Frankenia boissieri; Halimione portulacoides; Inula crithmoides; Juncus effusus; Limoniastrum monopetalum; Limonium angustifolium; Limonium ferulaceum; Limonium virgatum; Sarcocornia fruticosa; Suaeda vera.*
Estepa salina con vegetación anual pionera con *Salicornia* y con/sin elementos subarbustivos halófilos: **"Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras de zonas fangosas y arenosas"**	*Arthrocnemum macrostachyum; Atriplex postrata; Beta* sp.; *Cerastium pulchellum; Chamaemelum fuscatum; Frankenia boissieri; Frankenia laevis; Frankenia pulverulenta; Halopeplis amplexicaulis; Hordeum marinum; Hymenolobus procumbens; Lolium rigidum; Melilotus messanensis; Medicago* sp.; *Mesembryanthemum nodiflorum; Parapholis incurva; Poa infirma; Plantago coronopus; Salicornia europaea; Salicornia ramossisima*; *Salsola soda; Sarcocornia fruticosa; Sarcocornia perennis* subsp*. alpini; Spergularia salina;Suaeda splendens; Suaeda vera.*
Caños y encharcamientos dulces y salobres: **"Estanques temporales mediterráneos"**	*Atriplex patula; Carex divisa; Cotula coronopifolia; Typha* sp.; *Hordeum marinum; Juncus effusus; Juncus pygmaeus; Melilotus elegans; Melilotus messanensis; Phalaris paradoxa ; Plantago coronopus; Polygonum equisetiforme; Polypogon maritimus subsp. subspathaceus; Polypogon monspeliensis; Ranunculus*

	peltatus; Rumex dentatus ; Salsola soda; Scirpus litoralis; Scirpus maritimus; Tamarix canariensis; *Typha dominguensis*.
Ribera arroyo Salado: **"Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos *(Sarcocornetea fruticosi)".***	*Arthrocnemum macrostachyum; Atriplex patula; Bromus lanceolatus; Carthamus lanatus; Cynara cardunculus; Frankenia laevis; Juncus acutus; Juncus effussus; Lolium rigidum; Phalaris paradoxa; Phragmites australis altissima; Plantago coronopus; Polygonum equisetiforme; Polypogon monspeliensis; Pulicaria paludosa; Scirpus maritimus; Sarcocornia fruticosa; Sonchus asper; Tamarix canariensis.*
Pastizales: -	Al Norte de Cetina *Arenaria hispanica; Biscutella auriculata; Brassica oleraceae; Bromus lanceolatus; Bupleurum* sp.; *Calendula arvensis; Capnophyllum peregrinum; Catananche lutea; Chamaemelum fuscatum; Colvolvulus althaeoides; Daucus* sp.; *Euphorbia pterococca; Fedia cornucopiae; Malva sylvestris; Mandragora autumnalis; Medicago* sp.; *Oxalis pes-caprae; Plantago coronopus; Scandix pecten-veneris; Scorzonera laciniata; Sonchus asper.* Al Sur de Aletas *Anacyclus radiatus; Anagallis arvensis; Arctotheca calendula; Bromus diandrus; Bromus hordeaceus; Bromus lanceolatus; Alendula arvensis; Carduus sp.; Chamaemelum fuscatum; Diplotaxis virgata; Dittrichia viscosa; Echium plantagineum; Erodium sp.; Euphorbia helioscopia; Frankenia boissieri; Galactites tomentosa; Leontodon longirrostris; Medicago polymorpha; Melilotus indica; Plantago coronopus; Plantago lagopus; Raphanus raphiniastrum; Scorpiurus sulcatus; Spergularia salina; Sylibum marianum; Trifolium angustifolium; Trifolium glomeratum; Trifolium resupinatum; Trifolium stellatum; Trifolium tomentosum.*

Tabla 2. Relación de especies asociadas a cada unidad vegetal

Tramo bajo (desembocadura)	**Tramo alto (Corta-Cetina)**
1. Bandas homogéneas claramente paralelas al cauce.	1. Bandas de vegetación menos claras. Heterogeniedad más frecuente.
2. Mayor biomasa por unidad de superficie.	2. Menor biomasa por unidad de superficie.
3. Predominio de marisma media de *Haliomione portulacoides*, *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* y *Sarcocornia fruticosa.*	3. Predominio de estepa salina de *Salicornia* spp., *Suaeda vera* y *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini*.
4. Presencia de marisma baja de *Spartina maritima*.	4. Ausencia de marisma baja de *Spartina maritima*.
5. Composición de la comunidad con variaciones estacionales poco apreciables.	5. Composición de la comunidad con variaciones estacionales marcadas.
6. Mayor influencia de la marea. Menor control físico debido a las variaciones climáticas.	6. Menor influencia de la marea. Mayor control físico por las oscilaciones climáticas.

Tabla 3. Resumen de las diferencias entre el tramo bajo y el tramo alto del río San Pedro, motivado principalmente por la restricción a la entrada de marea impuesta por "La Corta".

FIGURAS

Figura 1. Fotografías aéreas de las marismas de Aletas-Cetina correpondientes a 1956 (a) y 2004 (b), donde puede apreciarse la evolución sufrida. En la foto más reciente se señalan los límites de la zona de estudio (línea gris) y los diques construidos por el Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA), en 1962-1964. También se indica la localización de La Corta, que recientemente ha sido objeto de la apertura parcial.

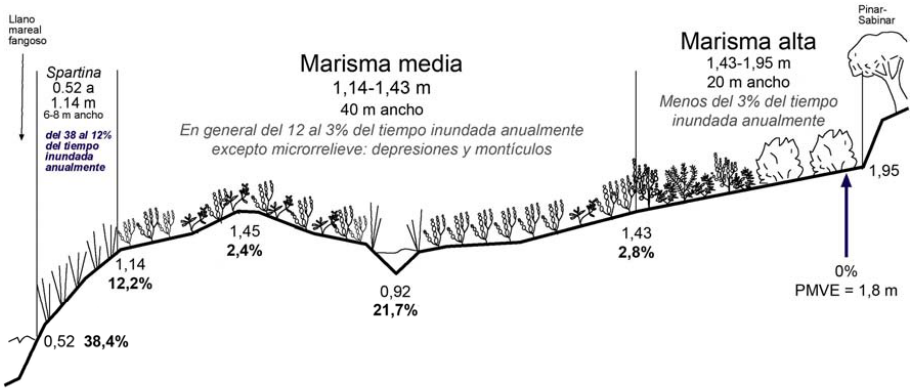


Figura 2. Corte de un transecto real de la marisma en el margen oriental del San Pedro que asocia topografía GPS con la posición promedio de especies vegetales de la marisma. Las cotas promedio se representan asociadas a puntos singulares apreciados sobre el terreno. En negrita aparece el porcentaje de inundación anual a los que éstas cotas están sometidas. El microrrelieve, actuando contra tendencias generales de la pendiente puede llegar a revertir la distribución (aunque no siempre), pudiéndose entonces observar por ejemplo algunas plantas de *Spartina maritima* en depresiones encharcadas más tiempo. La marisma media está dominada por *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* y *Halimione portulacoides*, situada ésta última en cotas ligeramente más altas. La marisma alta es más diversa y compuesta por especies marismeñas de la región, culminando en la franja más alta con *Limoniastrum monopetalum*.

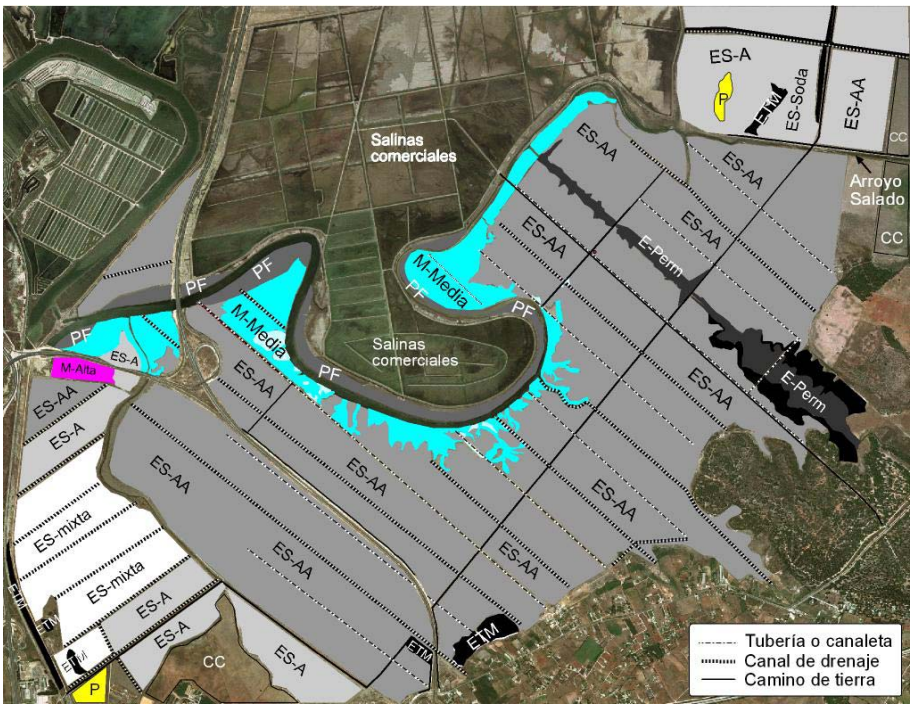


Figura 3. Unidades de vegetación en las marismas de Aletas-Cetina. Los códigos corresponden a las unidades descritas en la Tabla 1: planicie fangosa (PF); marisma media (M-Media); marisma alta (M-Alta); estepa salina con vegetación anual pionera (*Salicornia* spp.) y elementos subarbustivos halófilos (ES-AA); estepa salina con vegetación anual pionera (*Salicornia* spp.) y ausencia de elementos subarbustivos halófilos (ES-A); estepa salina encharcable muy temporalmente por precipitaciones y con *Salsola soda* (ES-Soda); estepa salina mixta con pastizal, dominados por vegetación anual (ES-mixta); ribera arroyo salado (arroyo Salado); encharcamiento de alta permanencia (E-Perm); encharcamiento temporal salobre (ETM); pastizal (P) y campos de cultivo (CC). Por motivos de claridad, no se han indicado las bandas más estrechas de marisma alta en torno a los canales de drenaje de Las Aletas. Las correspondencias de estas unidades vegetales con hábitats de interés comunitario se resumen en la Tabla 2.

Figura 4. Foto aérea de la zona de Cetina mostrando la presencia de cuerpos de agua. Los valores numéricos indicados corresponden la la medida de la salinidad tomada en junio de 2004.

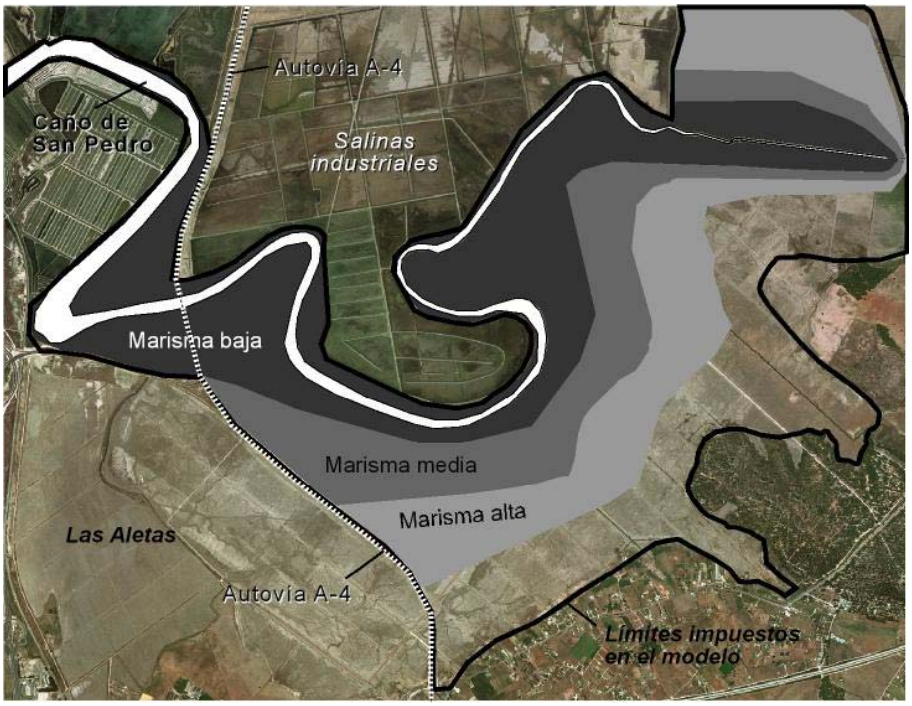


Figura 5. Región intermareal simulada inundada sin la presencia de la presa y zonación esperada de la vegetación en respuesta a la apertura de La Corta. Se ha tenido en cuenta la restricción hidráulica que supone el puente de la actual autovía y la propia existencia de la misma, que la limita hacia algunos sectores, por lo que la inundación no equivale exactamente a la que pudo tener la zona antes de la actuación de cierre de La Corta mencionada. Por último, las tendencias topográficas de dicha extensión se ven interrumpidas por la existencia de caminos elevados que pueden actuar de diques y cuyo efecto sobre la inundación prevista real no ha sido completamente incluida. Estos caminos elevados y los canales existentes podrían ser empleados como elementos de regulación del flujo singulares en estudios de restauración ecológica.

INVERNADA DEL ÁGUILA PESCADORA (*Pandion haliaetus*) EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Juan José Jiménez* y Matías de las Heras

Empresa de Gestión Medioambiental. Consejería de Medio Ambiente.

Junta de Andalucía.

*O. P. Cádiz. Edif. Melkart. 1ªplanta. Mód. 3 a 7. Zona Franca. 11011 Cádiz

jjjimenez@egmasa.es

RESUMEN

Se exponen los resultados de dos años de seguimiento de la invernada del Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en la provincia de Cádiz, incluyendo la descripción de su distribución geográfica, así como el tamaño de su población. En 2004 se censaron 59 aves, mientras que en 2005 fueron 52. Ocupa la mayor parte de los humedales costeros, así como los principales embalses, destacando por su importancia cuantitativa la bahía de Cádiz, seguida por los pantanos del Barbate, Guadalcacín y Bornos. La provincia de Cádiz acogió el principal contingente de la especie a nivel andaluz, con un 45% del mismo. Se aportan, asimismo, datos sobre la procedencia de aves marcadas y la fidelidad a la localidad de asentamiento invernal.

INTRODUCCIÓN

El Águila Pescadora (*Pandion haliaetus* Linnaeus, 1758) es un Falconiforme, perteneciente a la familia monoespecífica Pandionidae, de distribución prácticamente cosmopolita, pero de área de cría casi completamente holártica y australásica (Ferguson-Lees y Christie, 2001; Poole, 1989). La población del Paleártico occidental se reparte principalmente por Escocia, Escandinavia, noreste de Alemania, repúblicas bálticas, Bielorrusia, Polonia, Rusia, Córcega, archipiélagos balear, canario y Cabo Verde y la costa mediterránea magrebí (Cramps y Simmons, 1980; Ferguson-Lees y

Christie, 2001; Madroño *et al*., 2004). Las poblaciones mediterráneas y macaronésicas son de carácter sedentario, a diferencia de las centro y noreuropeas, que son migradoras (Cramps y Simmons, 1980; Gonzalo *et al*., 1992). Los principales cuarteles de invernada de la población migradora europea y de Siberia occidental se encuentran en el África subsahariana, si bien una fracción permanece en el área mediterránea, el mar Rojo y el golfo Pérsico (Cramps y Simmons, 1980; Ferguson-Lees y Christie, 2001).

Según Casado y Ferrer (2003) las áreas más utilizadas a nivel de España continental por las águilas pescadoras invernantes son las zonas costeras del golfo de Cádiz (provincias de Huelva, Sevilla y Cádiz) y Alicante. A nivel andaluz son la bahía de Cádiz y las marismas del Guadalquivir y el Odiel, con 100-150 aves, las zonas de invernada más numerosa (Máñez, 2001). Esta población invernante habría experimentado un incremento en sus efectivos en las últimas décadas, según algunos autores (Casado y Ferrer, 2003).

A nivel de conservación está catalogada en España como "En Peligro Crítico" de extinción (Madroño *et al*., 2004) y en Andalucía "Extinta a nivel regional" (población reproductora) y "Vulnerable" a la extinción" (población invernante) (Consejería de Medio Ambiente, 2001). Recientemente ha sido elevada en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas a la categoría de "Vulnerable" a la extinción (Orden MAM/1498/2006).

En el presente trabajo se describe la distribución y el censo de la población invernante de Águila Pescadora en la provincia de Cádiz y se aporta información sobre el hábitat utilizado, la procedencia de las aves registradas, y su fidelidad a la localidad de invernada.

Actualmente, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, con la colaboración de la Consejería de Obras Públicas y Transportes y la Estación Biológica de Doñana (Consejo Superior de Investigaciones Científicas) desarrolla un proyecto de reintroducción de la especie en Andalucía, que comenzó en 2003 en la provincia de Cádiz y en 2004 en la de Huelva. A través del método de cría campestre o "hacking" se están traslocando pollos procedentes de Escocia, Alemania y Finlandia (Casado, 2003; Casado y Ferrer, 2003; Consejería de Medio Ambiente-Egmasa, 2005a). En 2005 se

ha registrado la primera nidificación de Águila Pescadora en el embalse de Guadalcacín, provincia de Cádiz (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a).

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

La provincia de Cádiz es la más meridional de la España peninsular, quedando delimitada entre los 36º 4' y los 37º 4' Norte de latitud y entre los 6º 26' y los 5º 5' Oeste de longitud, ocupando un total de 7385 Km^2 (Ceballos y Guimerá, 1992).

Cádiz cuenta con una amplia muestra de humedales, tanto naturales como de origen artificial. Destacan por su extensión las marismas mareales, tanto las transformadas por explotaciones salineras o acuícolas como las naturales. Se trata de la bahía de Cádiz -la mayor de todas con unas 10000 ha (Pérez-Hurtado *et al*., 1997)-, las salinas de Bonanza, en Sanlúcar de Barrameda, y las marismas de Barbate, Palmones (Algeciras) y Trebujena (Consejería de Medio Ambiente, 2005a). El endorreísmo se encuentra asimismo bien desarrollado, con varios complejos lacustres, como los de Espera y Puerto Real; la laguna de Medina (Jerez de la Frontera), con unas 121 ha., es la de mayor extensión (Consejería de Medio Ambiente, 2005). Como ejemplo de estuario se halla la desembocadura del río Guadiaro (Consejería de Medio Ambiente, 2005a). Entre los humedales artificiales existe una amplia red de embalses, que jalonan las principales cuencas hidrográficas de la provincia (Bornos, Arcos, Guadalcacín, Hurones y Zahara, en la del Guadalete; Barbate y Celemín en la del Barbate; Guadarranque en la del río homónimo y Charco Redondo en la del Palmones) y cultivos de arroz en el área de la antigua laguna de la Janda (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a).

Los espacios de mayor interés para el Águila Pescadora son las marismas mareales, principalmente las existentes en la bahía de Cádiz, las salinas de Bonanza y la marisma del Palmones, y los embalses de mayor extensión, es decir Barbate, Guadalcacín y Bornos (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a).

Desde otoño de 2003 se ha monitorizado la población invernante en

la provincia de Cádiz, realizándose censos mensuales en los principales embalses (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a). Además, durante los meses de enero de 2004 y 2005 y con el objetivo de conocer el tamaño, la distribución y la tendencia de la población invernante de esta especie en Cádiz, se han efectuado dos censos provinciales. Para ello se han visitado todos los humedales (n=38) gaditanos de interés para aves acuáticas (Consejería de Medio Ambiente-Egmasa, 2005a).

El método empleado es el conteo directo (Tellería, 1986; Bibby *et al*., 1992). Éste se realiza con óptica adecuada desde una serie de puntos seleccionados previamente en cada humedal, de modo que se alcance la máxima cobertura posible de las masas de agua, orillas y posibles posaderos. El hábito que muestra el Águila Pescadora de utilizar posaderos conspicuos (Ferguson-Lees y Christie, 2001), como árboles secos, postes de vallas, apoyos de líneas eléctricas, etc., hacen adecuada esta metodología. A fin de realizar un esfuerzo de muestreo lo más homogéneo posible se estableció una permanencia en cada punto de censo de 20 a 45 minutos. Para evitar dobles conteos se realizaron los muestreos de cada espacio lo más rápido que fue posible, visitando localidades próximas en la misma jornada siempre que resultó factible. Los escasos movimientos que realizan durante el periodo de invernada facilitan el empleo de esta metodología (Poole, 1989). Se escogió el mes de enero por situarse en la parte central del periodo de invernada de la especie (Casado, 1999), considerando como tal al lapso de tiempo comprendido entre la segunda mitad de noviembre y la primera quincena de marzo (Casado y Ferrer, 2003).

El mapa de distribución de la población invernante se ha elaborado a partir de todos los registros realizados de la especie, tanto en los censos anuales, como en los censos mensuales de determinados espacios.

Para el análisis de la procedencia de las aves (todas fueron anilladas en sus regiones de reproducción), así como su fidelidad a la localidad de invernada se han compilado registros de águilas pescadoras marcadas con anillas de lectura a distancia realizados en la provincia de Cádiz en el periodo 2003-2005; estos se han obtenido tanto en el seguimiento llevado a cabo en el seno del proyecto de reintroducción, como en

el Plan Andaluz de Humedales (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005c), así como por agentes de medio ambiente y particulares. Tan sólo un dato procede de una anilla de metal que portaba un individuo rehabilitado en el Centro de Recuperación de Especies Amenazadas Dunas de San Antón (Puerto de Santa María).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Censo y distribución

Los resultados obtenidos en los censos de 2004 y 2005 se exponen en la tabla 1 (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2004; Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a) desglosados por espacios naturales. Asimismo, en el mapa 1 (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a) queda reflejada el área de distribución a nivel provincial.

En 2004 se contabilizaban 59 ejemplares, mientras que en 2005 sumaban 52 individuos (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2004; Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a). En 2004 fueron 13 los humedales con presencia de Águila Pescadora, reduciéndose a 7 en 2005 (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a). En relación a la tipología del hábitat destacan las marismas mareales, en su mayor parte transformadas en salinas o esteros de cultivos acuícolas, por su importancia en la acogida de aves invernantes, con el 55,9% (n=33) del total en 2004 y el 71,1% (n=37) en 2005. Los embalses soportaron el 42,4% (n=25) en 2004 y el 28,8% (n=15) en 2005. Un único individuo observado en una laguna en 2004 supone el 1,7% en dicho año. Ambos años, la bahía de Cádiz, con el 47,4% (n=28) en 2004 y el 67,3% (n=35) en 2005 constituye el núcleo de invernada más importante, con concentraciones de hasta 13 aves en una sola explotación salinera (R. García Costales, com. pers.) en 2005. Los embalses de mayor extensión (Barbate, Guadalcacín y Bornos) le siguen en relevancia con 6-8 individuos como máximo.

En el estudio sobre la invernada de la especie en España continental, Casado y Ferrer (2003) determinan que sólo el 9% de las registradas son observadas en embalses, proporción muy inferior a la

reflejada por el presente trabajo para Cádiz. La existencia de varios pantanos de características muy favorables para la especie (Casado y Ferrer, 2003) podría explicar su elevada importancia relativa en la provincia gaditana. De hecho, es en este tipo de hábitat donde se inició en 2003 la liberación de pollos traslocados a través del método de "hacking" dentro del proyecto de reintroducción de la especie en Andalucía (Casado, 2003; Casado y Ferrer, 2003; Consejería de Medio Ambiente- Egmasa, 2005a).

La población invernante de Águila Pescadora se distribuye de manera regular por la geografía gaditana, encontrándose tanto en localidades costeras (marismas mareales), como interiores (embalses).

El contingente invernante en la provincia de Cádiz constituye el más numeroso a nivel de Andalucía (Jiménez *et al*., en preparación), suponiendo más del 45% de la población regional.

Procedencia de las aves anilladas

En total se han realizado registros de 16 aves diferentes, todas marcadas con anillas de lectura a distancia, a excepción de una que tan sólo portaba anilla metálica. Dos lecturas fueron incompletas, si bien su procedencia ha podido ser determinada. Nueve aves provenían de Alemania, una de Escocia, otra de Finlandia y en cuatro el origen era desconocido. Es probable que las intensas campañas de anillamiento de que es objeto la especie en Alemania (R. Muriel, com. pers.) sesguen el análisis de la procedencia de las aves invernantes. Según la literatura (Österlöf, 1977; Cramps y Simmons, 1980; Casado y Ferrer, 2003) la península Ibérica se encuentra en la ruta migratoria principalmente de las águilas pescadoras suecas, noruegas, alemanas y escocesas, si bien también es alcanzada por aves finlandesas.

Fidelidad a la localidad de invernada

Está documentada la fidelidad de las águilas pescadoras a la localidad de invernada (Consejería de Medio Ambiente- Egmasa. 2005b; Poole, 1989). En Cádiz se han obtenido registros en años diferentes de aves marcadas con anillas de lectura a distancia. Cuatro individuos han repetido, al menos en las temporadas de invernada 2003-2004 y 2004-2005, su asentamiento en la misma localidad.

AGRADECIMIENTOS

Manuel Cabaco y José A. Cabral (Consejería de Medio Ambiente-Egmasa) cedieron amablemente los resultados de sus censos de aves acuáticas. Felipe Oliveros (Delegación Provincial Consejería de Medio Ambiente) ejercía en el periodo de estudio la dirección facultativa del Proyecto de Reintroducción del Águila Pescadora en Andalucía. Miguel Ferrer (EBD-CSIC) es el responsable científico de dicho proyecto. David Gimeno es el responsable técnico de Biodiversidad de Egmasa en Cádiz. Eva Casado, Roberto Muriel, José Ayala (EBD-CSIC) y Víctor Fiscal (Consejería de Medio Ambiente-Egmasa) participan en el proyecto, habiendo proporcionado valiosa información y bibliografía. Rafael García Costales (Consejería de Medio Ambiente) facilitó desinteresadamente importante información sobre lecturas de anillas de PVC. Antonio Román Muñoz y Jaime Nieto (Consejería de Medio Ambiente-Egmasa) revisaron el manuscrito. A todos ellos nuestro más sincero agradecimiento.

BIBLIOGRAFÍA

Casado, E. (1999). *Viabilidad de la reintroducción del águila pescadora* (Pandion haliaetus) *en Andalucía*. CSIC-Junta de Andalucía. Informe inédito.

Casado, E. (2003). Proyecto de reintroducción del Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en Andalucía. *Rev. Soc. Gaditana Hist. Nat. Vol III*: 233-239.

Casado, E. y Ferrer, M. (2003). *Proyecto de reintroducción del águila pescadora* (Pandion haliaetus) *en Cádiz*. EBD-CSIC-Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Informe inédito.

Ceballos, J.J. y Guimerá V.M. (1992). *Guía de las aves de Jerez y de la provincia de Cádiz. Atlas ornitológico de las especies nidificantes*. Biblioteca de urbanismo y cultura. Ayuntamiento de Jerez.

Consejería de Medio Ambiente- Egmasa. (2004). *Proyecto de reintroducción del águila pescadora* Pandion haliaetus *en la provincia de Cádiz*. *Informe mayo 2004*. Junta de Andalucía. Informe inédito.

Consejería de Medio Ambiente- Egmasa. (2005a). *Proyecto de reintroducción del águila pescadora* Pandion haliaetus *en Andalucía. Cádiz*. *Informe anual 2004-05*. Junta de Andalucía. Informe inédito.

Consejería de Medio Ambiente- Egmasa. (2005b). *Proyecto de reintroducción del águila pescadora* Pandion haliaetus *en Andalucía. Huelva*. *Informe anual 2004-05*. Junta de Andalucía. Informe inédito.

Consejería de Medio Ambiente- Egmasa. (2005c). *Propuesta complementaria al Plan Andaluz de Acuáticas para la realización de censos. Provincia de Cádiz. Informe censo de invernantes. Bahía de Cádiz 2005. Mayo 2005*. Informe inédito.

Cramp, S. y Simmons, K.E.L. (1980). *The birds of the Western Paleartic. Vol II*. Oxford University Press. Oxford.

Ferguson-Lees, J. y Christie, D.A. (2003). *Rapaces del Mundo. Guía de identificación*. Omega. Barcelona.

Gonzalo, G.; Santiago, J. y Fernández, L. (1992). *El Águila Pescadora* (Pandion haliaetus) *en España*. *Censo, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.

Máñez, M. (2001). Águila pescadora, *Pandion haliaetus*. En: Franco, A. y Rodríguez, M. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

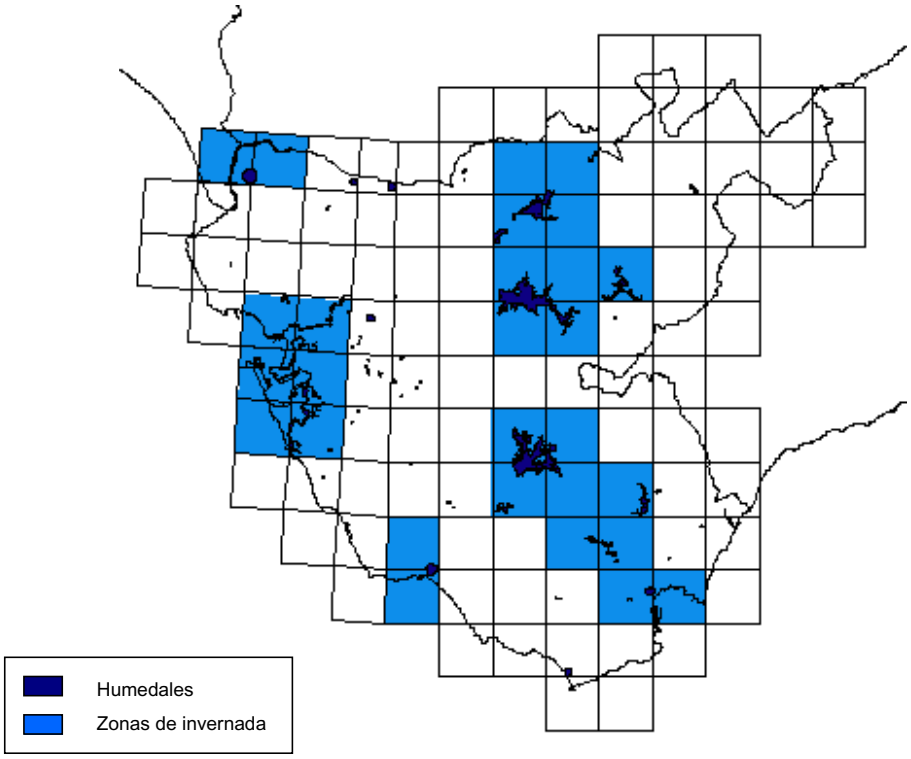
Pérez-Hurtado, A.; Masero, J.A.; Muñoz, G.; Rodríguez, S. y Hortas, F. (1997). *Estudio de la incidencia de la avifauna ictiófaga en los cultivos marinos y otras especies orníticas en el P.N. Bahía de Cádiz*. SEO-GEAM-UCA. Cádiz.

Poole, A. (1989). *Ospreys. A natural and unnatural history*. Cambridge University Press. Cambridge.

Triay, R. y Siverio, M. (2004). En: Madroño, A.; González, C. y Atienza, J.C. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dir. Gral. Para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid: 157-160.

ESPACIO	INDIVIDUOS 2004	INDIVIDUOS 2005
Marismas del río Palmones	2	0
Marismas de Trebujena	2	0
Marismas del río Barbate	1	1
Bahía de Cádiz	28	35
Salinas de Bonanza	0	1
Laguna de Jeli	1	0
Embalse de Arcos	1	1
Embalse de Bornos	5	2
Embalse de Guadalcacín	5	6
Embalse del Barbate	8	6
Embalse de los Hurones	2	0
Embalse del Celemín	1	0
Embalse del Guadarranque	1	0
Embalse de Charco Redondo	2	0
Total	**59**	**52**

Tabla 1. Resultados de los censos de enero de 2004 y 2005.



Mapa 1. Zonas de invernada en la provincia de Cádiz en cuadrículas UTM 10x10 km.

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA FLORA DE LA BAHIA DE CADIZ

Iñigo Sánchez García, Francisco Vasayo López, Javier Hernández Ortiz & José Manuel Muñoz Andrades

En el presente trabajo se contribuye al conocimiento de la flora de la Bahía de Cádiz. Durante los años 2002 a 2006 se han prospectado íntegramente las 6 cuadrículas UTM 10 x 10 km que afectan al Parque Natural de la Bahía de Cádiz (29SQA43, 29SQA44, 29SQA45, 29SQA53, 29SQA54, 29SQA55).

A continuación se relacionan por orden taxonómico una selección de los taxones de mayor interés, para lo que se han seguido los siguientes criterios: Por un lado, las novedades corológicas para el litoral gaditano, comarca natural en la que se enmarca nuestra área de estudio y a la que aportamos 43 taxones nuevos, 7 de ellos nuevos a su vez para la provincia de Cádiz. Además, se han incluido aquellas especies catalogadas en diferentes categorías de amenaza en la lista roja andaluza (Cabezudo et al., 2005), aportándose nuevas localidades para 38 taxones. Por último, se incluyen 25 taxones que habían sido citados en el litoral gaditano antes de comienzos del S XX, pero cuya presencia en la zona no había sido refrendada recientemente.

Isoetes velatum A. Braun in Bory & Durieu. subsp. *velatum* A. Braun in Bory & Durieu

-Chiclana: Pinar del Hierro, en zonas temporalmente encharcadas bajo *Pinus pinea*, 06-02-2004.

Helecho propio de charcas temporales que se encuentra disperso por toda la Península. Aunque este taxón aparece en la Flora Vascular de Andalucía Occidental como presente en el litoral gaditano (Cabezudo & Salvo, 1987), no hemos encontrado ninguna cita o pliego de herbario referidos a una localidad concreta de esta comarca. En cualquier caso, este helecho, catalogado como con "Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y Talavera, 2005), debe ser muy escaso en la provincia. Hemos localizado una única población al sur de la Bahía de Cádiz.

Juniperus navicularis Gand.

-Puerto Real: Dehesa de Las Yeguas, sobre arenas en sotobosque de un pinar de *Pinus pinea*. 15-VI-2002.

Esta especie ha sido hasta ahora considerada un endemismo de zonas arenosas del Suroeste de Portugal, si bien Amaral Franco (1986) la cita en Almería y Cádiz por encima de los 500 m.s.n.m. sin dar referencia alguna sobre la localización exacta de las poblaciones españolas. Pérez Latorre (2006) lo cita recientemente en Sierra de las Nieves (Málaga) bajo el nombre de *J. oxycedrus* subsp. *transtagana*, aunque aquí su ecología es muy diferente (matorrales y pinsapares con pinos en suelos básicos del piso mesomediterráneo).Todas las demás localidades referidas en la literatura y en los pliegos de herbario que hemos consultado corresponden a Portugal. Hemos localizado una población de esta especie en el NE de la Bahía de Cádiz constituida por unos 300 ejemplares repartidos por varias subpoblaciones, la mayoría en una finca privada.

Esta especie debería sin duda ser incluida en las listas rojas nacional y andaluza con la categoría de "en peligro crítico".

Juniperus phoenicea L. subsp. *turbinata* (Guss.) Nyman

-Rota: Pinar de la Almadraba; ídem, Base Militar de Rota.
-El Puerto de Sta. María: Pinar junto a Urbanización Toscano; Dunas de San Antón; Pinar de Coig; Pinar del Cuvillo; La Florida; Coto de La Isleta y Los Toruños.
-Puerto Real: Pinar de Las Canteras; Pinar de Las Yeguas; Pinar de La Algaida.
-Chiclana: Pinar de la Dehesilla, Pinar de Lavaculos, Pinar del Hierro.

En la Bahía había sido citado en el Puerto de Santa María, sin precisar localidad (Ceballos & Martín Bolaños, 1930), en Puerto Real: sin precisar localidad (Pau, 1895) y Estación Radio Naval (Pérez Latorre, Nieto Caldera, & Cabezudo, 1993) y en Chiclana de la Frontera: sin precisar localidad (Ceballos & Martín Bolaños, 1930), Pinar de San José y La Barrosa (Sánchez García & Galán de Mera, 1996).

Dado que varias de sus poblaciones están en riesgo de desaparecer y a que este taxón ha sido catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), hemos creído

oportuno aportar la lista de localidades en las que lo hemos detectado dentro del área de estudio.

Nigella papilosa G. López subsp. *papilosa*

-San Fernando, cuneta de la N-IV, antes del Barrio Jarana.
-Puerto Real, junto a la Pinaleta de Derqui.
-Chiclana, junto al Río Iro.

Este taxón es citado en la Flora Vascular de Andalucía Occidental (Valdés, 1987) en todas las comarcas gaditanas a excepción del litoral. Sin embargo Pérez Lara, bajo el nombre de *N. hispanica*, la cita a finales del s XIX en Sanlúcar (Clemente), Chiclana (Bourgeau y Colmeiro), Puerto de Santa María (Bourgeau) y Vejer (Ball). Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Tetragonia tetragonoides (Pallas) O. Kuntze

- Rota: Punta Candor.

Originaria de Nueva Zelanda, se ha citado como subespontánea en Mallorca, Galicia, Guipúzcoa y la Extremadura portuguesa (Gonçalves, 1990), siendo recientemente registrada por primera vez para Andalucía en Huelva (Alés, et al., 2002), por lo que esta sería la segunda cita andaluza y primera para la provincia de Cádiz.

Loeflingia baetica Lag.

-El Puerto de Sta. María: Pinar de Coig.
-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas, en claros del pinar; Arroyo Zurraque.
-Chiclana: Pinar del Hierro, Claverán y Lavaculos.

Catalogada como especie "Casi Amenazada" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Había sido localizada anteriormente en la Bahía de Cádiz en El Puerto de Santa María, Cádiz y Chiclana, aunque las únicas citas recientes correspondían a esta última localidad (Sánchez García, 2000).

Rhodalsine geniculata (Poiret) F.N. Williams

-San Fernando: Punta del Boquerón y Cerro de los Mártires.
-Cádiz: Cortadura.

Especie de la que había citas antiguas en la Bahía de Cádiz en San Fernando y Chiclana, sin precisar localidad (Pérez

Lara, 1895). Se aportan nuevas localidades en la zona.

Silene pseudatocion Desf.

-Puerto Real: Salinas de los Desamparados, en bordes de caminos, probablemente introducida con material de relleno para los muros.

Especie citada en Andalucía Occidental en Aracena y Campiña Baja gaditana (Talavera, 1987). Se aporta la primera y única cita de esta especie para el litoral gaditano.

Dianthus anticarius Boiss & Reuter

-Jerez: Cerro del Pavo, en laderas de matorral mediterráneo.
-Puerto Real: Pinar de Los Ojuelos y Las Canteras.

Citada hasta el momento en toda la provincia de Cádiz menos en el litoral (Gallego, 1987), donde la localizamos por vez primera.

Armeria gaditana Boiss. in DC.

-Cádiz: Pinares de Matagorda.
-Puerto Real: Pinar de La Algaida; Trocadero; Arroyo Zurraque.
-Chiclana: Caño Zurraque.

Catalogada como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), sus poblaciones en el litoral gaditano son muy escasas. Se aportan algunas localidades nuevas.

Limonium diffusum (Pourret) kuntze

-El Puerto de Sta. María: Marisma de Los Toruños.
-Puerto Real: Salina de San José del Palmar.
-San Fernando: Punta del Boquerón.

Catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), había sido citado como muy escasa en San Fernando (Sánchez García, 2000). Aportamos una nueva localidad en el área de estudio.

Tuberaria commutata Gallego

-El Puerto de Santa María: Pinar de Coig.

Catalogada como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), se ha citado tan sólo de unas pocas localidades del litoral

gaditano. Se aporta una nueva localidad para la Bahía de Cádiz.

Tuberaria echioides (Lam.) Willk.

-El Puerto de Santa María: Pinar de Coig .
-Chiclana: Pinar de Hierro y Loma de la Espartosa, en arenas ácidas.

Catalogada como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Hay citas antiguas que la localizan en Cádiz, Chiclana y El Puerto de Santa María (Pérez Lara, 1895), pero la única cita reciente en la zona es la de Aparicio y col. (2001), que la mencionan en el Pinar de Miguel Guerra (Chiclana).

Helianthemum marifolium subsp. *andalusicum* (Font Quer & Rothm.) G. López

-Puerto Real: Cañada Real de Medina por Venta Catalana.
-Chiclana: Pinar de Hierro.

Sólo se había citado en la provincia en las comarcas de Grazalema y Campiña alta, sobre suelos calizos (Jiménez, 1987). Primeras citas para el litoral.

Fumana scoparia Pomel

-Puerto Real: Pinar de Los Ojuelos; Miramundo; Pinar de Villanueva; Cañada Real del Camino Ancho, Cañada Real de Medina por Venta Catalana; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz.

Especie citada en Andalucía occidental en las comarcas de Grazalema, Campiña Alta y Subbética (Jiménez, 1987). Se registra por primera vez para el litoral gaditano.

Fumana juniperina (Lag. Ex Dunal) Pau

-Puerto Real: Pinar de los Ojuelos, Arroyo Zurraque; Pinar de Villanueva; Cañada Real del Camino Ancho; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz.
-Chiclana: Pinar de Hierro y Loma de la Espartosa.

Catalogada como especie "En Peligro Crítico" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), tan sólo se había citado en la bahía de Cádiz en un par de localidades de Chiclana (Sánchez García y Galán de Mera, 1996). Aportamos nuevas localizaciones.

Hymenolobus procumbens (L.) Nutt. in Torr. & A. Gray subsp. *procumbens*

-El Puerto de Santa María: Los Toruños,
-Puerto Real: Las Yeguas; Marisma Seca.
-San Fernando: Salinas.

En la Flora Vascular de Andalucía Occidental, B. Hidalgo (1987) cita a esta especie únicamente en el litoral de Huelva, a pesar de que fue mencionada por Pérez Lara (1895) en Cádiz, Chiclana y Puerto Real bajo el nombre de *Capsella procumbens* Fries. Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz, donde es localmente frecuente.

Iberis ciliata subsp. *welwitschii* (Boiss.) Moreno

-Puerto Real, Pinar de Las Yeguas, en el sotobosque de un pinar de *Pinus pinea*,

Este endemismo de Andalucía occidental está catalogado como especie "En Peligro" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Es escaso en el litoral gaditano, habiendo sido hallado en nuestra área de estudio tan sólo en una localidad.

Moricandia arvensis (L.) DC.

-Chiclana, carretera que separa La Espartosa de la Laguna de La Paja, en talud de la carretera; salina de Carboneros.

Citada en la Flora Vascular de Andalucía Occidental (Hernández Bermejo & Clemente Muñoz, 1987) tan sólo en la Sierra Norte cordobesa, fue recientemente registrada en la comarca de Algeciras por Sánchez Tundidor (2003). Primera cita para el litoral gaditano.

Carrichtera annua (L.) DC.

-Puerto Real: Casines.
-San Fernando: Camposoto.

Las únicas citas previas para Andalucía Occidental son las que recoge Pérez Lara (1902) en la costa gaditana. En la Bahía de Cádiz se había localizado en Chiclana y Puerto Real, pero durante todo el S XX no hubo ningún registro de la especie en la zona. Hemos encontrado recientemente las dos poblaciones mencionadas.

Cetunculus minimus L.

-Puerto Real, Las Yeguas, en pastizales oligotrofos ácidos y húmedos.

La única cita andaluza para esta especie corresponde a Algeciras (Nilsson in Willkomm, 1893). Se confirma por tanto la presencia actual de esta especie en Andalucía.

Sedum maireanum Sennen in Sennen & Mauricio

-El Puerto de Santa María: Los Toruños.
-Chiclana: Pinar de Hierro; Pinar de El Claverán.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), las únicas citas recientes en el litoral gaditano se localizaban en Chiclana, al sur de la Bahía de Cádiz (Sánchez García, 2000). Se aportan nuevas localidades en la zona de estudio.

Genista tridens (Cav.) DC. subsp. *juniperina* (Spach) Talavera & P.E. Gibbs

-Puerto Real: Pinar de los Ojuelos.
-Chiclana: Pinar del Hierro; Pinar del Claverán.

Subespecie endémica del N de Marruecos y costa de Cádiz de distribución poco conocida y restringida a la franja costera entre Chiclana y Algeciras. Con estas localidades se amplía su distribución hacia el norte. Catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005).

Lupinus cosentinii Guss.

-Rota: En descampados de la ciudad.
-Puerto de Santa María: sin precisar localidad (MA 582237); Sierra de San Cristóbal.

Especie muy escasa, presente en arenales costeros del SW peninsular y citada recientemente en la provincia por Castroviejo & Pascual (1999). Se aportan nuevas localidades.

Astragalus epiglotis L. subsp. *epiglotis*

-Jerez: Cortijo de Frías, sobre suelos básicos.

Citado en la provincia para la Campiña baja gaditana (Dominguez, 1987) y con

citas antiguas en El Puerto de Santa María y Chiclana (Pérez Lara, 1892).

Astragalus echinatus Murria

-Puerto Real: Pinar de Las Canteras.

Domínguez (1987), en Flora Vascular de Andalucía Occidental, lo cita prácticamente en toda la provincia salvo en el litoral. Sin embargo, existen citas antiguas de esta especie (bajo la denominación de *A. pentaglottis* L.) en las localidades de Sanlúcar y el Puerto de Santa María (Pérez Lara, 1892). Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Erophaca baetica (L.) Boiss. subsp. *baetica*

-Puerto Real: Las Yeguas; Pinar del Coto.
-Chiclana: La Barrosa; Coto San José.

Especie citada en Cádiz en Grazalema y Algeciras por Domínguez (1987), mientras que Pérez Lara (1892) la indica como frecuente en toda la provincia, pero hasta el momento no había datos concretos de su presencia en el litoral gaditano. En la Bahía de Cádiz está bastante localizada.

Vicia hybrida L.

-Puerto de Santa María: Sierra San Cristóbal, en matorral sobre calcarenitas.

La única cita previa en la Bahía de Cádiz la ubicaba en Chiclana (Pérez Lara, 1892), donde no ha vuelto a registrarse. Se aporta una nueva localidad.

Hippocrepis rupestris Laza

-Chiclana: La Espartoza, en calcarenitas.
-Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho; Arroyo Zurraque; Cañada Real de Medina por Venta Catalana.

Pérez Lara (1892) lo cita como *H. comosa* L. en El Puerto de santa María y Pinar de Villanueva (Puerto Real), pero no había citas recientes en el litoral gaditano.

Argyrolobium zanonii (Turra) P.W. Ball subsp. *zanonii*

-Puerto Real: Pinar de los Ojuelos; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz; Arroyo Zurraque; Cañada Real de Medina por Venta Catalana, sobre suelos básicos.

Especie citada de la Campiña Alta gaditana y de las Subbéticas sevillana y cordobesa. En la Bahía de Cádiz se había citado en el S XIX en Chiclana (Pérez Lara, 1892). Se aportan nuevas localidades.

Ononis leucotricha Coss.

-El Puerto de Santa María: Pinar de Coig; Canteras de la Sierra de San Cristóbal.
-Jerez de la Frontera: Cortijo de Frías.

Especie endémica del litoral gaditano, catalogada como especie "En Peligro" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Citado en varias ocasiones en la Bahía gaditana en el S XIX (Pérez Lara, 1892), las únicas citas recientes se localizaban sin embargo en la franja litoral de la Comarca de Algeciras (Sánchez García, 2000). Se han vuelto a encontrar 3 poblaciones de la especie en la periferia del Parque Natural Bahía de Cádiz.

Ononis tournefortii Coss.

-Puerto de Santa María: Playa de Levante.
-Cádiz: Playa de Cortadura.
-San Fernando: Playa de Camposoto.
-Chiclana: La Barrosa; Sancti Petri; Lavaculos.

Este endemismo del NW de Marruecos y del litoral gaditano ha sido catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía. En todo el siglo XX sólo se habían registrado dos citas en la Península Ibérica: en 1951, en la playa de Cortadura, Cádiz, y en 1995, en la playa de Atlanterra, Tarifa (Sánchez García, 2000). Sin embargo, la hemos podido localizar en los últimos años en varias playas de la Bahía de Cádiz.

Ononis talaverae Devesa & G. López

-Rota: Base Naval.
-Puerto de Santa María: Los Toruños; Dunas de San Antón; Cantera de La Florida; Coto de la Isleta.
-Puerto Real: Pinar de La Algaida.
-Chiclana: Lavaculos.

Esta especie sólo se conocía en el N de África, Huelva y Almería y la citamos aquí por primera vez para Cádiz, donde se asienta sobre arenas. Ha sido tradicionalmente identificada erróneamente como *O. ramosissima*, especie muy próxima. Catalogada como especie "Vulnerable" en la Lista Roja

de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005).

Ononis talaverae Devesa & G. López x *O. ramosissima* Desf.

-Puerto de Santa María: Dunas de San Antón; Los Toruños.

Tal y como menciona Devesa (2000) en Flora Ibérica, es frecuente encontrar ejemplares con características intermedias.

Trifolium gemellum Pourr. Ex Willd.

-Chiclana, Pinar del Hierro.

Especie citada en Grazalema por Pérez Lara (1903) y, más recientemente, en la comarca de Algeciras (Sánchez Tundidor, 2003). Tercera cita provincial y primera para el litoral gaditano.

Dorycnium pentaphyllum Scop.

-Jerez: Cortijo de Frías.
-Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho; Laguna Seca; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz; Cañada Real de Medina por Venta Catalana; Pinar de Miramundo; Arroyo Zurraque; Cañada Real del Camino de Paterna; Pinar de Villanueva.

Matorral propio de suelos básicos citado en las campiñas Alta y Baja gaditanas, Grazalema y Algeciras (Domínguez, 1987), pero nunca antes en el litoral.

Anthyllis vulneraria L. subsp. *maura* (Beck) Maire

-El Puerto de Santa María: Sierra de San Cristóbal, en matorral sobre calcarenitas.
-San Fernando: Cerro de Los Mártires.

Citado en las campiñas Alta y Baja gaditanas, Grazalema y Algeciras (Domínguez, 1987), se aportan los primeros registros para el litoral gaditano.

Hippocrepis salzmannii Boiss. & Reuter in Boiss.

-Rota: Pinar de La Almadraba.

Catalogado como especie “con Datos Insuficientes” en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). En la Bahía de Cádiz, las únicas citas recientes correspondían a pinares en Chiclana (Sánchez García, 2000). Se aporta una nueva localidad.

Hedysarum boveanum Bunge ex Basiner subsp. *europaeum* Guitt. & Kerguélen

-Chiclana: La Espartosa, en matorral sobre calcarenitas.
-Puerto Real: Arroyo Zurraque, en matorral sobre suelos básicos.

Citada para Campiña alta y Grazalema. Primeras citas para el litoral de Cádiz

Lythrum borystenicum (Schrank) Litv. in Majevski

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas, en depresiones encharcadas temporalmente.
-Chiclana: Pinar de Hierro, en depresiones encharcadas temporalmente.

Primeras citas para esta especie en la provincia de Cádiz.

Oenothera speciosa Nutt.

-Puerto de Santa María: La Puntilla, espontánea en zonas ajardinadas.

Especie de origen americano citada recientemente naturalizada en Andalucía en la Campiña Baja gaditana (Sánchez García, 2004). Primera cita para el litoral gaditano.

Cynomorium coccineum L.

-Cádiz: Playa del Chato, a ambos lados de la carretera.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), se había registrado su presencia en San Fernando y Cádiz (Sánchez García, 2000). Aportamos una nueva localidad en este último municipio.

Euphorbia baetica Boiss.

-Puerto Real: Pinar de La Algaida; Pinar de Las Yeguas; Pinar de Los Ojuelos.
-Chiclana: Pinar del Hierro; Pinar del Vejete.

Catalogada como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), tiene su límite norte en el litoral gaditano en la Bahía de Cádiz, donde es localmente común.

Mercurialis elliptica Poir. in Lam.

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas; Arroyo Zurraque.

-Chiclana: Pinar del Hierro; Loma de la Espartosa; Lavaculos.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), es localmente frecuente en áreas del litoral gaditano y arenales de la campiña baja gaditana, aunque en la Bahía de Cádiz tan sólo se había citado en El Puerto de Santa María (Pérez Lara, 1895) y en varios parajes de Chiclana (Sánchez García, 2000). Aportamos nuevas localidades en la Bahía.

Linum tryginum L.

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas; Pinar de Villanueva,
-Chiclana: Pinar de Hierro, sobre suelos ácidos compactos (glacis de cobertura).

Devesa (1987) localiza a esta especie únicamente en la comarca de Grazalema. Aportamos las primeras citas para el litoral gaditano.

Linum suffruticosum L.

-Puerto Real: Pinar de los Ojuelos; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz; Arroyo Zurraque; Pinar de Laguna Seca; Cañada Real de Medina por Venta Catalana; Cañada Real del Camino Ancho, sobre suelos básicos.

Devesa (1987) localiza a esta especie únicamente en la comarca de Grazalema, a pesar de que Pérez Lara (1895) la localiza en Puerto Real y Chiclana. Confirmamos su presencia actual en la bahía gaditana.

Linum strictum L. var. *spicatum* Pers.

-Puerto Real, Cañada Real del Camino Ancho; Pinaleta de Derqui; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz.

Variedad citada en únicamente en el Andévalo onubense en la Flora Vascular de Andalucía Occidental (Devesa, 1987). Pérez Lara la citó sin embargo en las cercanías de Cádiz y en Gibraltar. Confirmamos su presencia actual en la bahía gaditana.

Polygala rupestris Pourret

-Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho; Los Ojuelos; Arroyo Zurraque; Pinaleta de Derqui; Las Canteras.
-Chiclana: Pinar de Hierro; La Espartoza.

Citada por Ramos (1987) en la Campiña Alta gaditana, Grazalema y Algeciras,

aunque Pérez Lara (1895) ya menciona a esta especie en El Puerto de Santa María y Chiclana. Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz, donde es localmente frecuente.

Haplophyllum linifolium (L.) G. Don fil.

-Puerto Real: Pinar de Santo Domingo; Pinar de Miramundo; Cañada Real del Camino Ancho; Cañada Real de Medina por Venta Catalana; Pinaleta de Derqui; Arroyo Zurraque.

Catalogada como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Citada en el pasado en Sanlúcar, Puerto de Santa María, Puerto Real y Chiclana (Pérez Lara, 1895), tan sólo se había confirmado su presencia reciente en el Pinar de Laguna Seca, en Puerto Real (Sánchez García, 2000). Aportamos más localidades en el mismo término municipal.

Ruta chalepensis L.

-Chiclana: carretera entre La Espartosa y La Paja.
-Puerto de Santa María: Sierra San Cristóbal.

Varios autores del S . XIX mencionan la presencia de esta especie en El Puerto de Santa María, Rota y Chiclana bajo el nombre de *Ruta bracteosa* DC. (Pérez Lara, 1895), a pesar de lo cual Silvestre (1987) no la menciona en el litoral gaditano. Confirmamos su presencia en esta comarca.

Eryngium galioides Lam.

-Chiclana: Pinar de Hierro.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). La única localidad gaditana confirmada en el S XX era la Laguna de La Paja, en Chiclana, (Sánchez García, 2000), a la que añadimos una población próxima.

Eryngium corniculatum Lam.

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas, en encharcamiento temporal.

Esta especie, catalogada como "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005) fue citada en el S XIX en Sanlúcar, entre Cádiz y San Fernando y en Puerto Real (Pérez Lara, 1892). Sin embargo, al igual que la especie anterior, la única localidad gaditana

confirmada en el S XX era la Laguna de La Paja (Sánchez García, 2000).

Conopodium marianum Lange

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas.

Esta especie, citada erróneamente como *C. capillifolium* Boiss., había sido registrada en Grazalema (García Martín, 1987) y Algeciras (Sánchez Tundidor, 2003), pero no había do confirmada su presencia en la Bahía desde que Pérez Lara (1892) la citara en Cádiz y Chiclana.

Pimpinella villosa Schousboe

-Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho.
-Chiclana: Pinar del Vejete; Cerro de San Cristóbal.

Citada en Algeciras y Grazalema por García Martín (1987) a pesar de que Pérez Lara (1892) la localiza en Sanlúcar. Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Thapsia nitida Lacaita var. *meridionalis* Pujadas (= *Th. maxima* auct. non Mill.)

-Puerto Real: Pinar de Las Yeguas.

Pérez Lara (1892) la cita en Chiclana, sin que hubiera referencias posteriores en la zona.

Thapsia transtagana Brot.

-Puerto de Santa María: Sierra San Cristóbal.
-Puerto Real: Camino de los Valencianos.
-San Fernando: Cerro de los Mártires.
-Chiclana: Loma de la Espartosa.

Especie citada erróneamente en el pasado como *T. garganica* L. y que se había registrado en las campiñas Alta y Baja gaditanas y Grazalema (García Martín, 1987) y en la comarca de Algeciras (Sánchez Tundidor, 2003). Aportamos citas para el litoral gaditano, donde se encuentra sobre suelos básicos.

Vinca difformis Pourret

-Puerto Real: Laguna Seca; La Zarza; Arroyo Zurraque.
-Puerto de Santa María: Pinar del Coig.
-Chiclana: Laguna de la Paja.
A pesar de que Pérez Lara (1892) la da como abundante en toda la provincia, García Martín (1987) la cita en toda la provincia menos en el litoral.

Confirmamos su presencia en la Bahía de Cádiz.

Convolvulus lanuginosus Desr. in Lam.

-Puerto Real: Cañada Real de Medina por Venta Catalana; Cañada Real del Camino Ancho.

Citado por Valdés (1987) en Grazalema. Bourgeau lo herborizó en pinares de Puerto Real (Pérez Lara, 1889) donde aún se halla.

Cuscuta epithymum (L.) Murray

-Puerto de Santa María: Poblado Doña Blanca, sobre *Plantago serraria*; Sierra de San Cristóbal, sobre *Fumana thymifolia*.
-Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho, sobre *Sideritis arborescens* subsp. *arborescens*; Laguna Seca; Las Yeguas; Villanueva.
-Chiclana: Sancti Petri; La Espartosa, Pinar de Hierro.

Valdés (1987) la sitúa en toda la provincia menos en el litoral. Aportamos varias localidades en el área de estudio.

Echium gaditanum Boiss.

-Rota: Base de Rota.
-El Puerto de Santa María: Playa de Levante.
-Puerto Real: Pinar de La Algaida.
-Cádiz: Playa de Cortadura.
-San Fernando: Playas de Torresoto y El Castillo.
-Chiclana: Las Mogarizas; Sancti Petri; Lavaculos; Pinar del Hierro.

Sorprendentemente esta especie ha sido catalogada como "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), cuando es bastante común en el litoral gaditano. Aportemos localidades de presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Sideritis arborescens Benthan subsp. *arborescens*

-Puerto Real, Cañada Real del Camino Ancho; Laguna Seca; Cañada Real del Camino Ancho; Cañada de Medina por Venta Catalana; Arroyo Zurraque; Pinar de Miramundo;
-Chiclana: La Espartoza, sobre calcarenitas.

Citada en el litoral gaditano, donde Sánchez García (2000) la considera "Vulnerable", localizándola en la Bahía de Cádiz sólo en el Pinar de El tejón

(Puerto Real). Se aportan nuevas localidades.

Thymus albicans Hoffmanns & Link

-Chiclana: Laguna de la Paja; Pinar del Vejete.

Catalogado como especie "En Peligro crítico" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Se ha citado en varias localidades de la Bahía (Sánchez García, 2000) a las que añadimos un par de citas nuevas.

Verbascum pseudocreticum Benedi & J.M. Monts.

-Puerto Real: Pinar de La Algaida.

Este endemismo del NW de Africa y Cádiz, catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), sólo se había localizado recientemente en San Fernando. Confirmamos la presencia de ejemplares de esta especie en Puerto Real en los años 2002 y 2004.

Verbascum masguindali (Pau)Benedi & J.M. Monts

-Puerto de Santa María: Pinaleta de Valdelagrana
-Puerto Real: Pinar de La Algaida.
-Chiclana: Hoyo de La Espartosa.

Esta especie está catalogada como "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Sólo existía en Cádiz una cita de 1979 en Sanlúcar (Cannon & Ferguson, 1986) que no se ha vuelto a confirmar. Sin embargo, recientemente hemos detectado su presencia en varias localidades de la Bahía de Cádiz.

Scrophularia peregrina L.

-Cádiz: jardines de la ciudad.

Especie que Valdés (1987) localiza en Cádiz únicamente en la costa de la comarca de Algeciras. Ya Colmeiro y Bourgeau (en Pérez Lara, 1889) citan a esta especie en Chiclana y Cádiz respectivamente. Confirmamos su presencia actual en esta última localidad.

Linaria spartea (L.) Chaz.

-El Puerto de Santa María: pinar junto a urb. Toscano.
-Puerto Real: Pinar de las Yeguas.

-Chiclana: Laguna de la Paja.

Valdés (1987) no recoge a esta especie en Cádiz, a pesar de que Pérez Lara (1889) la da como abundante en zonas bajas de la provincia, mencionando expresamente los alrededores de Jerez, en la campiña baja gaditana. Sánchez Tundidor (2003) confirma su presencia en la comarca de Algeciras, aportándose aquí datos sobre su presencia en la Bahía de Cádiz.

Linaria pedunculata (L.) Chaz.

-Cádiz: Playa de Cortadura.
-San Fernando: Punta del Boquerón; Camposoto.
-Chiclana: Sancti Petri.

Esta especie, catalogada como "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), tiene su límite norte de distribución en el litoral gaditano en la Bahía de Cádiz.

Solenopsis laurentia (L.) C. Presl.

-Puerto Real: Las Yeguas, en pastizales oligotrofos ácidos encharcados temporalmente.
-Chiclana: Pinar de Hierro.

En la Flora Vascular de Andalucía Occidental, Cabezudo tan sólo registra a esta especie en Aracena, sin tener en cuenta las citas de Ubrique (Clemente en Pérez Lara, 1889) y Algeciras (Nilsson en Pérez Lara, 1889). Más recientemente, Sánchez Tundidor (2003) menciona su presencia en preturberas de la comarca del Campo de Gibraltar. Aportamos las primeras citas para el litoral de Cádiz.

Galium setaceum Lam.

-El Puerto de Santa María: Pinar de Coig; La Piedad, pastizal en eucaliptal.
-Puerto Real: Pinar de las Yeguas.

Devesa (1987) lo cita en Cádiz tan sólo en la comarca de Grazalema, a pesar de que Pérez Lara (1889) lo menciona cerca de Cádiz. Confirmamos su presencia actual en el litoral gaditano.

Galium minutulum Jordan

-Chiclana: Pinar de Lavaculos y Loma de la Espartosa.

Primeras citas para la provincia.

Valerianella microcarpa Loisel

-Puerto Real: Pinar de las Yeguas.

Especie que tan sólo había sido citada en la provincia de Cádiz en una ocasión en la Campiña baja (Pérez Lara, 1887) y en otra en la Campiña alta (Ruiz de Clavijo, Cabezudo & Domínguez, 1984). Primera cita para el litoral gaditano.

Valeriana tuberosa L.

-Puerto Real, Arroyo Zurraque.

Se conocía su presencia en Gibraltar y Sierra del Aljibe (Pérez Lara, 1887) y Valdés (1987) la cita en Grazalema. Novedad para el litoral gaditano.

Pulicaria sicula (L.) Moris

-Puerto Real: Pinar de La Algaida; Marisma Seca.
-Chiclana: Pinar de Claverán.

Esta especie, calificada como "Vulnerable" en el litoral gaditano (Sánchez García, 2000), había sido localizada en la Bahía de Cádiz únicamente en la Laguna Chica (Puerto de Santa María) y Laguna de la Paja (Chiclana) (Sánchez García, 2000). Añadimos tres localidades más a la limitada distribución de esta planta.

Gamochaeta subfalcata (Cabrera) Cabrera

-Puerto Real: Dehesa de Las Yeguas.

Citada localizada puntualmente en Grazalema, Algeciras y el Litoral onubense (Devesa, 1987). Confirmamos la presencia de este xenófito americano en el litoral gaditano.

Phagnalon rupestre (L.) DC. x *Ph. saxatile* (L.) Cass.

-Puerto de Santa María: Sierra de San Cristóbal.

Se conocían híbridos entre estas dos especies en Bornos (Devesa, 1987). Extendemos su presencia al litoral gaditano.

Anthemis bourgaei Boiss. & Reuter

-Puerto de Santa María: Sierra de San Cristóbal, en calcarenitas.

Endemismo gaditano catalogado como "En Peligro" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía. Tras su localización reciente en Vejer (Sánchez García, 2000) no se tenía noticia de la presencia de esta especie en ningún otro sitio, a pesar de que su localidad clásica

estaba situada entre Jerez y El Puerto de Santa María (Boiss. & Reuter, 1852), lugar en el que la hemos vuelto a localizar en 2005 y años posteriores.

Hymenostemma pseudoanthemis (G. Kunze) Willk.

-Puerto Real: La Zarza.
-Chiclana: Coto de San José.

Catalogada como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), se había registrado en varios puntos de la Bahía de Cádiz (Sánchez García, 2000), a los que ahora añadimos dos nuevas localidades.

Artemisia caerulescens L. subsp. *caerulescens*

-Puerto Real: Marismas del Zurraque, junto al Pinar del Vejete.

Catalogada como "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Se conocían poblaciones en El Puerto de Santa María y Chiclana (Sánchez García, 2000).

Crepis tingitana Ball

-Puerto Real: Pinar de las Yeguas.
-Chiclana: Pinar de Hierro.

Endemismo gaditano, algarviense y bético catalogado como "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005) y citado por Talavera (1987) en Grazalema, Algeciras y subbética Sevillana. Primer registro para el litoral gaditano.

Leontodon salzmanii (Schultz Bip.) Ball.

-Chiclana, alrededores de Laguna de La Paja.

Primera cita para Cádiz.

Hyoseris scabra L.

-Puerto de Santa María: Sierra de San Cristóbal, en calcarenitas.

Especie muy localizada en Andalucía occidental, que sólo se había citado en las comarcas de la vega sevillana y subbética sevillana (Talavera, 1987) y, por primera vez en Cádiz, en la campiña baja gaditana (Sánchez, 2001). Segunda cita provincial y primera para el litoral.

Picnomon acarna (L.) Cass.

-Puerto de Santa María: Sierra de san Cristóbal.

Pérez Lara (1887) menciona a esta especie como frecuente en zonas bajas de la provincia, aunque no menciona localidades concretas, mientras que Talavera (1987) la cita sólo en Grazalema y la Campiña alta gaditana. La hemos encontrado en una sola localidad en la Bahía de Cádiz.

Cheirolophus sempervirens (L.) Pomel

-Puerto Real: Arroyo Zurraque.

Hasta no hace mucho conocida con el nombre de *Centaurea sempervirens* L.*,* esta especie está catalogada como "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). En Andalucía se encuentra sólo en sierras de Málaga y Cádiz, en la comarca de Algeciras. Una saludable población extiende su distribución al litoral de Cádiz.

Centaurea ornata Willd. Subsp. *ornata*

-Puerto Real: Pinar de las Yeguas, sobre glacis de cobertura.

Esta especie estaba citada en las comarcas gaditanas de Grazalema y Algeciras (Talavera, 1987). Se cita por vez primera en el litoral gaditano, donde tan sólo hemos detectado una pequeña población.

Centaurea aspera L. subsp. *scorpiurifolia* (Dufour) Nyman

-Chiclana: Pinar del Vejete.

Catalogada como taxon "En Peligro" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Se extiende por el litoral sur gaditano, llegando por el norte hasta la Bahía de Cádiz, donde se había localizado en algunos pinares de Puerto Real y Chiclana (Sánchez, 2000). Aportamos una nueva localidad en este municipio.

Centaurea aspera L. subsp. *aspera*

-Puerto Real: El Meadero de la Reina; Pinar del Tejón; Arroyo Zurraque.

Este taxón se había citado en todas las comarcas gaditanas (Talavera, 1987), a excepción del litoral, donde se encuentra muy localizada en taludes margosos.

Centaurea exarata Boiss. ex Cosson

-Puerto Real: Pinar de las Yeguas.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Endémica del SW de la Península Ibérica, en Andalucía se encuentra en el litoral onubense y gaditano. Citado recientemente tan sólo en Roche, Chiclana (Sánchez García, 2005).

Crupina crupinastrum (Moris) Vis.

-Puerto Real: Las Canteras; Pinar de Laguna Seca; Pinar de los Ojuelos; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz.

Citada en Cádiz sólo en Grazalema y Campiña alta gaditana (Talavera, 1987). Primeras citas para el litoral gaditano.

Klasea pinnatifida (Cav.) Cass.

-Puerto Real: Pinar de Laguna Seca; Arroyo Zurraque; Cañada Real del Camino Ancho; Pinaleta de Derqui; Pinar de Los Ojuelos; Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz; Villanueva; Cerro de Ceuta, Pinar del Coto; Las Canteras; Cañada Real del Camino de Paterna.
-Chiclana: La Espartosa.

Citada en Cádiz en Grazalema, Algeciras y Campiña Baja gaditana. Primeros registros para el litoral.

Damasonium alisma Miller subsp. *alisma*

-Jerez: Bolaños, en pequeña charca en acebuchal.
-Puerto Real: Pinar de La Algaida.
-San Fernando: encharcamiento junto a tráfico.

En el pasado fue citada por Bourgeau (en Pérez Lara, 1886) en el Puerto de Santa María, pero recientemente sólo se había registrado su presencia en la campiña baja gaditana (Talavera, 1987) y en Benalup, en la comarca de Algeciras (Sánchez Tundidor, 2003). Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Triglochin bulbosa subsp. *barrelieri* (Loisel) Rouy.

-Puerto Real: Las Yeguas.
-Puerto de Santa María: Los Toruños.
-San Franando: Charca de Camposoto; Salinas de Santa Leocadia.
-Chiclana: Laguna de La Paja; Pinar del Hierro.

Catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). En la zona de la Bahía de Cádiz hay citas antiguas en Chiclana (Winkler en Pérez Lara, 1886). Aportamos las localidades en las que hemos registrado a esta especie en los últimos años.

Ruppia drepanensis Tin. Ex Guss.

-San Fernando: Salinas de Tres Amigos.

Catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). En la Bahía de Cádiz se había citado en lagunas de El Puerto de santa María (Sánchez García y col., 1992) y en marismas de Chiclana (Cirujanos & García Murillo, 1990). Aportamos una nueva localidad.

Carex extensa Good.

-Puerto Real: junto a Arroyo del Zurraque.
-San Fernando: Punta del Boquerón.

En Andalucía Occidental su distribución es muy limitada, con citas muy localizadas en las costas onubenses y gaditanas. En la comarca de Algeciras fue citada en el pasado en Palmones (Nilsson en Pérez Lara, 1886) y, recientemente, en Punta Carnero (Sánchez Tundidor, 2003), mientras que Clemente (en Luceño & Marín, 2003) lo herborizó en las proximidades de Cádiz en el S XIX. Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz.

Bromus macrantherus Hackel ex Enriques

-Puerto Real: Arroyo Zurraque.

Catalogado como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Especie escasa en el litoral gaditano, que sólo se había registrado recientemente en las costas de la comarca de Algeciras (Sánchez García, 2000), aunque existía un pliego de Pau recolectado en Puerto Real a finales del S. XIX. Confirmamos su presencia actual en la Bahía de Cádiz. .

Spartina maritima (Curtis) Fernald

-El Puerto de Santa María: Los Toruños; Marismas de Cetinas.
-Puerto Real: Pinar de la Algaida, en Caños del Río San Pedro; los Desamparados.
-San Fernando: Punta canteras.

-Chiclana: Caño de Sancti Petri.

Sorprendentemente ha sido catalogada como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), cuando es frecuente en zonas de marisma baja en todo el área.

Arundo plinii Turra

-Rota: junto a entrada N de la base.
-Puerto Real: junto a Pinar del Coto.

Esta pequeña caña no aparece citada en la provincia de Cádiz en la Flora Vascular de Andalucía Occidental, a pesar de que Pérez Lara (1886) la citó en las proximidades de Jerez y Aparicio y Silvestre (1987) en Olvera. Ampliamos al litoral su distribución en Cádiz.

Merendera filifolia Camb.

-Puerto Real: Las Yeguas; Las Canteras, sobre suelos ácidos.

En la Flora vascular de Andalucía Occidental, Valdés (1987) registra a esta especie en Algeciras y Campiña Baja gaditana, a pesar de que Seidensticker (en Pérez Lara, 1886) la había citado en las proximidades de Chiclana. Confirmamos su presencia actual en el litoral gaditano.

Allium pruinatum Linx ex Sprengel

-Chiclana: Pinar del Hierro.

Catalogado como especie "En Peligro crítico" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005). Se había citado en Puerto Real por Sánchez García (2000).

Ornithogalum arabicum L.

-Puerto de Santa María: Laguna Salada de El Puerto
-Puerto Real: La Chacona.
-San Fernando: Cerro de los Mártires; Camposoto.
-Rota: margen izquierda del Arroyo Salado de Rota.

Catalogada como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía. En Andalucía solo se conoce a esta especie en Cádiz y Málaga. Las escasas citas de Cádiz corresponden en su mayoría al Campo de Gibraltar; solo se conocen dos en el litoral de Cádiz durante el siglo XX (Sánchez García, 2000). Añadimos varias localidades en el entorno de la Bahía.

Narcissus gaditanus Boiss. & Reut.

-Puerto de Santa María: Pinar de Coig; Sierra San Cristóbal, en calcarenitas.

Catalogado como especie "Vulnerable" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005), este endemismo del S de la Península Ibérica había sido registrado en varias localidades costeras al sur de la Bahía de Cádiz (Sánchez García, 2000). Aportamos una nueva localidad en la zona Norte de la Bahía.

Narcissus x alleniae Donn.-Morg. (=*Narcissus viridiflorus* Schousboe x *Narcissus serotinus* L.)

-Chiclana: Laguna de La Paja.

La existencia de este híbrido fue indicada por primera vez por N. Rutherford & J. Rutherford (1971), en una localidad no determinada de la provincia de Cádiz siendo validada recientemente (Donnison-Morgan, 2000), a partir de ejemplares encontrados en la localidad sevillana de Morón de la Frontera. Primera cita para el litoral gaditano.

Narcissus cavanillesii A. Barra & G. López

-Chiclana: Laguna de La Paja.
-Puerto Real: Meadero de la Reina: borde de la Cañada Real de Medina por la Pasada de Cádiz con la Marisma de Ocio.

Citado por Valdés (1987) en toda la provincia excepto en el litoral. Lo hemos encontrado en una sola localidad, al sur de la Bahía de Cádiz.

Narcissus x perezlarae Font Quer

-Chiclana: Laguna de La Paja.

Híbrido citado por primera vez por Pérez Lara (1886) en la campiña baja gaditana (sub *Corregnoa dubia*), cuya distribución amplía Valdés (1987) a toda la provincia, a excepción del litoral. Primera cita para esta comarca.

Limodorum abortivum (L.) Swartz

-Puerto Real: Las Canteras; Pinar de Las Yeguas; Cañada Real del Camino Ancho.
-Chiclana: Pinar de Lavaculos.

Silvestre (1987) la localiza en las comarcas de Grazalema y Algeciras. Primeras citas para el litoral gaditano.

Spiranthes spiralis (L.) Chevall.

-Puerto de Santa María: Tiro Pichón.
-Puerto Real: Las Yeguas; Pinar de Los Ojuelos; Cañada Real del Camino Ancho; Pinaleta de Derqui; Pinar de la Algaida.
-Chiclana: Pinar del Hierro; Pinar de El Claverán.

Orquídea catalogada como especie "con Datos Insuficientes" en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía (Cabezudo y col., 2005) que Silvestre (1987) cita en las comarcas de Grazalema y Algeciras. Primeras citas para el litoral.

Orchis conica Willd. (*Orchis lactea* auct. non Poiret in Lam.)

Puerto Real: Cañada Real del Camino Ancho; Cañada Real de Medina por Venta Catalana, Pinar del Hospital Clínico, Pinar de Los Ojuelos, Pinaleta de Derqui, alrededores de Las Canteras.
-Chiclana: La Espartosa.

Esta orquídea ha sido citada en Cádiz en las comarcas de Grazalema, Algeciras y Campiña Alta (Silvestre, 1987). Sin embargo, es localmente frecuente en suelos básicos de la Bahía de Cádiz.

BIBLIOGRAFÍA:

ALÉS, E., E. SÁNCHEZ GULLÓN, F.J. MACÍAS y J. F. PEÑA (2002). Aproximación al listado de plantas alóctonas en la provincia de Huelva. *Actas I Congreso de Especies Invasoras*. León, Junio 2002.

AMARAL FRANCO, J. (1986). *Juniperus*. En: S. Castroviejo (coor.) *Flora Iberica* Vol. I: 181-188.

APARICIO, A., PÉREZ PORRAS, C. Y CEBALLOS, G. (2001) *Bosques-isla de la provincia de Cádiz*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Jerez.

BENEDI, C. y J.M. MONTSERRAT (1985). Notes taxonómiques i nomenclatures sobre el genere *Verbascum* L. (*Celsia* L.) a la Península Ibérica i a les Illes Balears. *Collect. Bot*., 16(1): 101-112.

BOISSIER, P.E. & G.F. REUTER (1852) *Pugillus Plantarum Novarum Africae Borealis Hispaniaeque Australis*. Ginebra, 1852.

B.O.J.A. nº 107 (1994). Decreto 104/ 1994, de 10 de Mayo, por el que se establece el Catálogo Andaluz de Especies de la Flora Silvestre Amenazada

CABEZUDO, B. & E. SALVO (1987). *Isoetes*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 38-40. Ketres Editora. Barcelona.

CABEZUDO, B. & S. TALAVERA (Coordinadores) (2005). *Lista Roja de la flora vascular de Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla.

CANNON, P.F. & I.K. FERGUSON (1986). Notas breves: 211. *Lagascalia*, 14(1): 154-155.

CASTROVIEJO, S. & H. PASCUAL (1999). *Lupinus.* En TALAVERA, S. et al. (eds.). (2000). *Flora Ibérica*. Vol VII (I): 251-260. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

CEBALLOS, L. y MARTIN BOLAÑOS (1930) *Estudio sobre la vegetación forestal de la provincia de Cádiz*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid, 1930.

CIRUJANO, S. & GARCÍA MURILLO, P. (1990). Asientos para un Atlas Corológico de la Flora Occidental. Mapa 436, *Fontqueria* 28: 161-163.

DEVESA, J.A.(2000). *Ononis.* En TALAVERA, S. et al. (eds.). (2000). *Flora Ibérica*. Vol VII (II): 590-646. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

DEVESA, J.A. (1987). *Linum.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 248-253. Ketres Editora. Barcelona.

DEVESA, J.A. (1987). *Rubiaceae.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 574-593. Ketres Editora. Barcelona.

DEVESA, J.A. (1987). *Gamochaeta*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 32-33. Ketres Editora. Barcelona.

DEVESA, J.A. (1987). *Phagnalon*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 37-38. Ketres Editora. Barcelona.

DOMÍNGUEZ, E. (1987). *Astragalus* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 182-189. Ketres Editora. Barcelona.

DOMÍNGUEZ, E. (1987). *Dorycnium* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 79-80. Ketres Editora. Barcelona.

DONNISON-MORGAN, D. (2000). *Miscellaneous note:* 1. A newly described wild hybrid in *Narcissus. New Plantsman.* March:41.

FERNANDEZ, C.; CRUZ, M.C.; LOPEZ, M; AMEZCUA, C. & CASADO, D. (1991). *Flora de Andalucía. Catálogo bibliográfico de las plantas vasculares*. Facultad de Ciencias experimentales. Jaén.

GALLEGO, M.J. (1987). *Dianthus* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 271-274. Ketres Editora. Barcelona.

GONÇALVES, M.L. (1990). *Tetragonia.* En CASTROVIEJO, S. et al. (eds.). (1990). *Flora Ibérica*. Vol II. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

HERNÁNDEZ BERMEJO, J.E. & M. CLEMENTE MUÑOZ (1987). *Moricandia* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 425-426. Ketres Editora. Barcelona.

HIDALGO, B. (1987). *Hymenolobus*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 408. Ketres Editora. Barcelona.

JIMENEZ, M.J. (1987). *Helianthemum*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 347-352. Ketres Editora. Barcelona.

JIMENEZ, M.J. (1987). *Fumana*. En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 353-354. Ketres Editora. Barcelona.

LUCEÑO, M. & J.M. MARIN (2003). Monografía ciperológica gaditana. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, vol. III.: 23-50.

MORALES, R. (1993) *Hymenolobus.* En CASTROVIEJO, S. et al. (eds.). (1993). *Flora Ibérica*. Vol IV: 244-246. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

PAU, C. (1895): Plantas de La Bética, *Actas Soc. Esp. Hist. Nat*. 24(2): 130-142.

PEREZ LARA, J.M. (1886) Florura Gaditana. Pars prima. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, 15: 349-475.

PEREZ LARA, J.M. (1887) Florura Gaditana. Pars secunda. *Anal. Soc. Hist. Nat*., 16: 273-372.

PEREZ LARA, J.M. (1889) Florura Gaditana. Pars tertia. *Anal. Soc. Hist. Nat*., 18: 35-final.

PEREZ LARA, J.M. (1891-92) Florura Gaditana. Pars quarta. *Anal. Soc. Hist. Nat*., 20: 23-94 y 21: 191-280.

PEREZ LARA, J.M. (1895) Florura Gaditana. Pars quinta. *Anal. Soc. Hist. Nat*., 24: 279-335.

PEREZ LARA, J.M. (1903) Florura Gaditana. Addenda et emendanda. *Mem. Soc. Españ. Hist. Nat*., 25: 173-222.

PEREZ LATORRE, A.V. (2006). *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *transtagana* Franco en la provincia de Málaga. *Lagascalia*, 26: 139-261.

PÉREZ LATORRE, A.V., NIETO CALDERA, J.M. & CABEZUDO, B. (1993) Contribución al conocimiento de la vegetación de Andalucía. II. Los Alcornocales, *Acta Bot. Malacitana*,18:223-258.

RAMOS, A.(1987). *Polygala.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 254-256. Ketres Editora. Barcelona.

Ruiz de Clavijo, E., B. Cabezudo & Domínguez, E. (1984): Contribución al estudio florístico de las serranías subbéticas de la provincia de Sevilla, *Acta Bot. Malacitana* 9: 169-232.

RUTHERFORD, N. & RUTHERFORD, J. (1971) *Daffodil Tulip Year Book*, 1971. Royal Horticultural Society (London).

SÁNCHEZ GARCÍA, I. (2000): *Flora Amenazada del Litoral Gaditano*. Consejería de Medio Ambiente y diputación de Cádiz. Jerez 2000.

SÁNCHEZ GARCÍA, I. (2001): Nota sobre algunas especies nuevas para la flora gaditana. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural,* vol. II 2001: p.119-122.

SANCHEZ GARCIA, I. & A. GALAN DE MERA (1996). Sobre la posición fitosociológica de *Fumana juniperina* (Cistaceae) en el SO de la península Ibérica. *Acta Botánica Malacitana*, 21: (en prensa). *Acta Botánica Malacitana*,21 (1996): 322-325.

SANCHEZ GARCIA, I., C. MARTINEZ ORTEGA & P. GARCIA MURILLO (1992). *Guía de las Plantas Acuáticas de las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz*. Patronato RRNN Lagunas de Cádiz. Jerez. 1992.

SÁNCHEZ TUNDIDOR, L.F. (2003) Novedades florísticas en la provincia de Cádiz. *Rev. de la Soc. Gaditana de Historia Natural*, vol. III: 65-106.

SILVESTRE, S.(1987). *Orchidaceae.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 495-519. Ketres Editora. Barcelona.

SOCORRO, O., M.L. ZAFRA & I. TARREGA (1986) *Sideritis arborescens* Salzm. *ex* Bentham y *Sideritis x gaditana* Rouy en Andalucía occidental. *Acta Bot. Malacitana*, 11: 215-220.

TALAVERA, S.(1987). *Silene.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. I: 244-267. Ketres Editora. Barcelona.

TALAVERA, S.(1987). *Crepis.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 92-96. Ketres Editora. Barcelona.

TALAVERA, S.(1987). *Hyoseris.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 110. Ketres Editora. Barcelona.

TALAVERA, S.(1987). *Pîcnomon.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 137. Ketres Editora. Barcelona.

TALAVERA, S.(1987). *Crupina.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 163-164. Ketres Editora. Barcelona.

VALDES, B.(1987). *Scrophulariaceae.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. II: 486-547. Ketres Editora. Barcelona.

VALDES, B.(1987). *Merendera.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 430. Ketres Editora. Barcelona.

VALDES, B.(1987). *Amaryllidaceae.* En: B. Valdés, S. Talavera y E. Fernández-Galiano (eds.) *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Vol. III: 463-476. Ketres Editora. Barcelona.

WILLKOMM, M. (1893). *Supplementum Prodromi Florae Hispanicae*. Stuttgartiae 370 p. Strauss & Cramer GmbH. Stuttgart.

SEGUIMIENTO DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE ÁGUILA PERDICERA (*Hieraaetus fasciatus*) EN CÁDIZ (1980-2005): EVOLUCIÓN DEMOGRÁFICA Y CALIDAD DE LOS TERRITORIOS.

JOSÉ RAMÓN BENÍTEZ*, OLEGARIO DEL JUNCO, MANUEL BARCELL, JOSÉ LUIS PAZ, FRANCISCO JAVIER CHICANO, JUAN BELMONTE, JAIME NIETO, FRANCISCO SOLERA y MARÍA LUISA CARRASCO.

SOCIEDAD GADITANA DE HISTORIA NATURAL
*joserbenitez@terra.es

Resumen

Se analiza la tendencia de la población reproductora de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Cádiz tras 25 años de seguimiento (1980-2005). Los resultados indican que dicha población se ha mantenido estable en torno a los 40 territorios reproductores desde 1980 y que los parámetros reproductores se encuentran entre los más altos de los obtenidos para la especie en la Península Ibérica.

La baja disponibilidad de cortados rocosos y de conejos puede estar limitando la densidad de la especie en algunas zonas, sin embargo, la baja mortalidad adulta y la elevada disponibilidad de individuos subadultos garantizan la estabilidad de la población en su conjunto.

Se han agrupado todos los territorios reproductores conocidos en la provincia a lo largo del periodo de estudio en función del número de censos consecutivos en los que han estado ocupados. Después se ha calculado la productividad de éstos en función de su estabilidad demostrándose que los más estables son también los más productivos, o dicho de otro modo, los de mayor calidad.

Debido al gran tamaño de la población reproductora de Buitre leonado (*Gyps fulvus*) se sugiere la existencia de efectos de competencia interespecífica que si bien no afectarían de momento a la densidad de águilas si podrían estar actuando sobre su éxito reproductor.

Introducción

El Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) es un ave de presa sedentaria, de vida larga y madurez sexual retardada. Rapaz territorial escasa, presenta una distribución irregular con poblaciones aisladas en Europa, Africa, Próximo Oriente y Asia. A pesar de que en su estado de conservación global ha sido catalogada como “No amenazada” (Bildstein et al. 1998), en Europa está

catalogada como “En peligro” ya que sus poblaciones han sufrido un fuerte declive desde 1980 (Real et al. 1996). La población de águila perdicera en nuestro país representa el 80% del total de la población europea (Tucker y Heath 1994) y está clasificada como “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Blanco y González 1992), oscilando su tamaño entre las 658-721 parejas reproductoras (Ontiveros et al. 2004).

El estatus y la tendencia de las distintas poblaciones reproductoras españolas son desiguales en función del área geográfica. Así, la tendencia general parece ser regresiva en muchas regiones debido a factores como la pérdida de hábitats, persecución directa, electrocuciones y uso de venenos (Arroyo et al. 1990, Real y Mañosa 1997) y esto ha provocado la desaparición de un elevado número de parejas y la disminución de fracciones importantes de las poblaciones de Murcia, Navarra o Cataluña resultando en un descenso del 25% de la población ibérica entre 1980 y 1990 (Arroyo et al. 1990, Real y Mañosa 1997). En otras regiones, como es el caso de Andalucía, se encuentra estabilizada y la mayor parte del hábitat de nidificación adecuado para la especie está ocupado (Balbontín et al. 2000), dándose casos como el de Málaga donde presenta densidades óptimas lo que ha provocado que la provincia se sitúe a la cabeza del territorio nacional en cuanto al número de parejas reproductoras, en torno a 80 (Bautista et al. 2003).

En Cádiz, la especie se distribuye por la mitad oriental seleccionando un hábitat de nidificación que coincide con las áreas montañosas de la provincia y es objeto de un seguimiento continuado desde 1980. Mediante la revisión de los datos obtenidos en estos 25 años y la realización de un nuevo censo en 2005 se pretende establecer el estatus actual y la tendencia de la población reproductora de águila perdicera para una serie larga de años.

SEGUIMIENTO DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE ÁGUILA PERDICERA

Metodología

Se han revisado todos los censos existentes de territorios reproductores de águila perdicera en Cádiz, tanto los realizados estrictamente en la provincia como los realizados en áreas geográficas mayores de los que pudieron extraerse los datos relativos a la misma. En el caso de que existiera en dichos trabajos información relativa a parámetros reproductores ésta también ha sido recogida.

En base a la información generada mediante este método y a los datos propios más recientes sobre nuevos territorios así como los obtenidos de diversas fuentes (Bautista, Fernández y Sánchez-Carrión com. pers.) se han prospectado en 2005 todos los territorios conocidos históricamente en la provincia de Cádiz. También se ha hecho un esfuerzo para confirmar que los detectados como de nueva aparición no se correspondían con ninguno de los ya existentes en el entorno mediante la comprobación directa de su presencia reproduciéndose en cortados rocosos distintos. Hay que recordar que esta especie regenta territorios de gran tamaño y que puede tener varios nidos separados entre sí por grandes distancias (Arroyo et al. 1990).

Una vez identificados los territorios, se han cartografiado utilizando una base cartográfica a escala 1:10.000. Se han obtenido los parámetros reproductores básicos en 38 territorios; productividad o número de pollos por pareja controlada, tasa de vuelo o número de pollos por pareja que se reproduce con éxito y éxito reproductor o porcentaje de parejas que se reproducen con éxito. Además y siempre que ha sido posible se ha identificado la clase de edad de las aves reproductoras en base al tipo de plumaje distinguiendo entre individuos adultos y no adultos (subadultos e inmaduros).

Resultados

Atendiendo sólo a las cifras de parejas catalogadas como seguras la primera estimación en Cádiz arroja una cifra de 32 parejas reproductoras (Del Junco 1984). En 1990 coincidiendo con el censo nacional de la especie, el mismo autor censa en Cádiz 38 parejas reproductoras seguras (Arroyo et al. 1990). Es probable que la diferencia de resultados entre estos dos censos sea debida a la ausencia de visitas a algunos territorios que ya estaban ocupados, especialmente de la zona sur de la provincia y que no pudieron ser prospectados por falta de medios. En este sentido, puede considerarse que desde 1990 la población reproductora en Cádiz era ya bien conocida. Aún así, cinco años después la cifra total se sitúa en 40 territorios de cría ocupados (Del Junco y Paz 1995). Media década más tarde los resultados de un proyecto de investigación fruto de un convenio entre la Estación Biológica de Doñana y la Consejería de Medio Ambiente ofrecen una cifra similar, 39 territorios reproductores activos (Balbontín et al. 2000).

Según los resultados del censo realizado en 2005, se estima en 40 el número mínimo de territorios ocupados por parejas reproductoras. La localización por áreas geográficas es la siguiente: 8 en la Sierra Norte, 10 en el Parque Natural Sierra de Grazalema, 18 en el Parque Natural de Los Alcornocales, 3 en La Janda y 1 en el Campo de Gibraltar fuera del parque natural. En la tabla 1 se ofrecen los resultados de los censos comentados anteriormente, ordenados por años y autores.

Parece evidente que a excepción del aumento observado en los datos de los dos primeros censos, que como se ha comentado, se debe a una mayor calidad de las prospecciones, la población gaditana se ha mantenido estable en torno a los 40 territorios reproductores desde 1980.

Sin embargo esto no implica que dichos territorios hayan sido los mismos durante este tiempo, muy al contrario, lo que ha sucedido es que a lo largo de los años han ido apareciendo nuevos territorios mientras que otros han sido abandonados de tal forma que el número total ha permanecido más o menos invariable. En total 31 territorios han sido ocupados ininterrumpidamente desde la realización del primer censo hasta el año 2005. El resto de territorios, es decir 17, se corresponden con territorios menos estables donde las

parejas reproductoras han sido detectadas regentando un área de cría pero que no siempre han conseguido establecerse de forma definitiva. De éstos, 5 territorios han sido ocupados en uno de los censos, 6 territorios en dos censos consecutivos, 2 territorios en tres censos consecutivos y 4 territorios en cuatro censos consecutivos. En la figura 1 aparecen reflejados todos los territorios que han sido ocupados por parejas reproductoras de águilas perdiceras en alguna ocasión a lo largo del periodo de estudio.

Los datos de territorios que sólo aparecen en uno o dos censos consecutivos sugieren que se trata de territorios marginales, como así parece en la mayoría de los casos por su situación periférica respecto al núcleo de la población gaditana. Por el contrario, los casos que son registrados en tres o cuatro censos consecutivos son, bien territorios que no fueron detectados en el primer censo o de aparición reciente y que muy probablemente estén consolidados (4 casos), o bien territorios más antiguos que probablemente han desaparecido debido a amenazas puntuales (2 casos). Respecto a estos últimos, se tiene la certeza de persecución directa como así lo indican los ingresos por disparo en CREAs de aves reproductoras de ambos territorios durante el periodo de estudio.

Durante 2005, en 36 territorios se pudo detectar la clase de edad de los dos miembros de la pareja reproductora. En 4 de ellos (11,1%), una de las aves no era adulta. Concretamente, en 3 de los casos resultó ser la hembra y en uno el macho reproductor los que presentaban plumaje de subadulto. La productividad de la población reproductora gaditana en 2005 ha sido de 1,31 pollos por pareja controlada (n=38) y la tasa de vuelo de 1,56 pollos por pareja que se reprodujo con éxito (n=32). El éxito reproductor medido como el porcentaje de parejas que se reprodujeron con éxito del total de la población muestreada ha sido del 84,2%. En la tabla 2 se ordenan por años los parámetros reproductores obtenidos en trabajos anteriores en distintas zonas que guardan estrecha relación con el área de estudio.

Con todas las reproducciones controladas a lo largo de los 25 años del periodo de estudio (n=262) se ha analizado la productividad de forma separada para los territorios, en función del número de censos consecutivos en los que éstos han estado ocupados. Como puede observarse en la figura 2, al representar gráficamente los valores de productividad frente a los años de

ocupación de los territorios, dichos valores son más elevados a medida que los territorios en que son estimados son ocupados en un mayor número de censos consecutivos. Por tanto, puede inferirse que cuantos más estables son los territorios poseen valores de productividad más altos o lo que es lo mismo, podrían considerarse como territorios de mayor calidad. Con estos conjuntos de datos, productividad y años de ocupación, se ha calculado la ecuación de la recta de regresión que mejor explica la relación existente entre ellos obteniéndose un coeficiente de correlación del 97,79%.

Discusión

La población reproductora de águila perdicera en Cádiz se encuentra estabilizada desde hace décadas, al igual que parece ocurrir para el resto de Andalucía (Balbontín et al. 2000) y los parámetros reproductores obtenidos en 2005 se sitúan muy cercanos a los de anteriores trabajos en la misma zona de estudio y entre los más altos de los obtenidos en otras regiones ibéricas los cuales oscilan entre 0,36 y 1,5 pollos por pareja (Real y Mañosa 1997). El proceso de colonización de nuevos territorios de reproducción que han ido sustituyendo a los que han sido abandonados ha posibilitado este hecho. Para que esto suceda debe existir, aparte de individuos en edad reproductora, una disponibilidad suficiente de presas y lugares de nidificación en el área en la que se desarrolla (Newton 1979).

En el caso de Cádiz, la disponibilidad de cortados rocosos en zonas como el Parque Natural de Los Alcornocales y La Janda podría ser un factor que limitara la presencia de la especie como reproductora. Con una densidad de parejas sensiblemente menor a la del Parque Natural Sierra de Grazalema esto explicaría, al menos en parte, que dicha densidad se haya mantenido estable a pesar de valores demográficos tan favorables que deberían haber producido una expansión de estas poblaciones como ha sucedido en Grazalema donde prácticamente no existen huecos en la actualidad para nuevas parejas.

Por otro lado, en amplias áreas del Parque Natural de Los Alcornocales la densidad de parejas podría estar limitada también por una baja disponibilidad de presas debido a la ausencia de conejos, presa fundamental en la dieta de este águila (Real 1991, Gil-Sánchez et al. 1994, Ontiveros y Pleguezuelos 2000), que es escasa y está sometida a enfermedades como

mixomatosis o neumonía hemorrágica vírica. Además el hábitat es poco propicio para la caza debido a una estructura de vegetación que no permite una buena detección de las presas, de hecho la mayoría de los territorios se sitúan en la periferia del parque. Un comportamiento de tipo generalista en cuanto a su espectro trófico podría explicar la presencia de esta especie donde no hay mucho conejo (Arroyo et al. 1976, Jordano 1981, Gil-Sánchez et al. 1994) y los valores de los parámetros reproductores en estos territorios tampoco serían anormales; en Granada se ha demostrado que tanto la disponibilidad de conejos en el medio como la cantidad de conejos incluidos en la dieta no tienen efecto sobre la productividad siempre que la disponibilidad de éstos esté por encima del umbral mínimo que necesita la especie (Gil-Sánchez 2000, Ontiveros y Pleguezuelos 2000, Gil-Sánchez et al. 2004).

La distancia media al vecino más próximo ha sido estimada en 11.900 metros (n=650) para la población española (Arroyo et al. 1990) y en 7.000 metros (n=203) para Andalucía (Balbontín et al. 2000). En nuestro área de estudio, la zona de mas alta densidad se corresponde con el Parque Natural Sierra de Grazalema donde se ha calculado una distancia media al vecino más próximo de 4.070 metros (n=16) (Paz 2001). El efecto de la densidad de parejas sobre el éxito reproductor ha sido estudiado también sobre la población andaluza encontrándose que no existen diferencias en el éxito reproductor en situaciones de diferentes densidades de territorios (Balbontín 2004), si bien la relativamente baja productividad de Málaga podría deberse en parte a la competencia intraespecífica (Bautista et al. 2003).

En cuanto al efecto de la competencia interespecífica sobre la densidad de parejas existe información bibliográfica al respecto. En el caso concreto de la competencia con el Águila Real (*Aquila chrysaetos*), algunos autores argumentan que podría tratarse de un proceso sólo aparente debido a una mortalidad distinta para ambas especies y más favorable en la actualidad para el águila real siendo, en cualquier caso, un factor secundario en el declive del águila perdicera (Carrete et al. 2002, Carrete et al. 2004). Otros, sin embargo, han sugerido un efecto de esta competencia sobre la productividad de las águilas perdiceras (Gil-Sánchez et al. 1996, Gil-Sánchez et al. 2004). En este sentido, podría ser una ventaja para la población gaditana el hecho de que

sólo existan 2 territorios de águila real en toda la provincia (datos propios). Sin embargo, la amplísima población reproductora de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*), más de 1.500 parejas reproductoras (datos propios), podría representar un problema real de competencia interespecífica especialmente por los lugares de nidificación. Existen bastantes casos comprobados de usurpación de nidos de águilas por parte de buitres, facilitados por una fecha de puesta más temprana en éstos, que lo más que han provocado por el momento han sido pequeños movimientos de las plataformas o cortados de reproducción (Del Junco y Barcell 1997) por lo que es de suponer que en cualquier caso podrían afectar al éxito reproductor pero no a la abundancia de águilas. Sin embargo, este efecto negativo podría hacerse extensible en el futuro también a la densidad si los buitres usurparan todos los nidos alternativos de parejas de águilas.

Cabe resaltar que en 2005 se han encontrado individuos no adultos en el 11,1% de la parejas reproductoras frente al 7,3% obtenido en Andalucía en el periodo 1997-2000 (Balbontín et al. 2003). No obstante, la tasa de mortalidad obtenida en Cádiz no es elevada para el águila perdicera; en realidad es de las más bajas dentro de Europa (Real y Mañosa 1997, Gil-Sánchez et al. 2004, Gil-Sánchez et al. 2005). Incluso, en la actualidad, la mortalidad en Cádiz se ha situado por debajo de la media andaluza (Moleón com. pers.). En este sentido, la población gaditana probablemente soporta una menor presión antrópica que otras regiones del levante y norte español.

El aumento de individuos con plumaje no adulto en una población puede deberse bien a un aumento en la tasa de mortalidad adulta (Steenhof 1987), o bien a un aumento en la disponibilidad de alimento o de lugares de nidificación (Newton 1976). No parece probable que los recursos hayan aumentado de forma generalizada en la provincia en los últimos años, máxime si se tiene en cuenta la situación por la que atraviesan las poblaciones de conejo. Sin embargo, no se puede descartar un aumento en la tasa de mortalidad adulta como causa principal del adelanto de la edad de la primera reproducción, ya que es bien conocido que la persecución directa y la electrocución en tendidos eléctricos pueden afectar gravemente a esta especie (Arroyo 1990, Real et al. 2001); de hecho parece evidente que la mortalidad de individuos reproductores

es la causa principal del declive del águila perdicera en España (Real y Mañosa 1997, Carrete et al. 2002). Este aumento en la proporción de individuos no adultos podría deberse pues a un incremento en la mortalidad adulta que provocaría que los individuos más jóvenes aprovecharan los huecos surgidos en la población reproductora para incorporarse de forma temprana a la fracción reproductora de la población (Real y Mañosa 1997). Esto presupone que la supervivencia preadulta es suficiente como para que exista una disponibilidad de individuos jóvenes en forma de población flotante lo cual es probable según los resultados del seguimiento de juveniles equipados con emisores de radio en Cádiz y Málaga (Balbontín 2004). También podría deberse a fenómenos de inmigración de juveniles desde otras provincias andaluzas y regiones de la Península Ibérica.

En cualquier caso, según la literatura científica, la presencia de individuos no adultos en las parejas tiene un efecto importante sobre el descenso de la productividad y, como ya se ha comentado, los parámetros reproductores obtenidos en el periodo de estudio se sitúan entre los más altos para la especie. Parece pues evidente que el buen estado del hábitat de nidificación en el área de estudio podría estar enmascarando la pérdida de productividad originada por las aves subadultas en algún territorio y manteniendo una productividad alta para el conjunto de la población. En Cádiz, al medir la productividad por separado en los territorios en función de la estabilidad de éstos aparecen diferencias significativas entre los valores, siendo los territorios más inestables los de peor calidad.

En este sentido, ha podido demostrarse mediante estudios sobre selección del hábitat de nidificación que en Andalucía los territorios con individuos preadultos se encontraban más cercanos a zonas humanizadas y por consiguiente con mayor mortalidad. También se registró que las aves jóvenes ocupaban hábitats menos propicios para la caza, más alejados de espacios abiertos que son los que presentan una mayor abundancia de presas potenciales como conejos y perdices y una estructura de vegetación que permite una mejor detección de las mismas (Balbontín et al. 2000). Esto sucedería bien por su inexperiencia, bien porque en los territorios de menor calidad suele haber mas oportunidades para las águilas perdiceras que buscan un lugar donde reproducirse por primera vez debido a una mayor cantidad de

huecos por una mayor mortalidad o por la emigración de individuos hacia territorios mejores (Steenhof et al. 1987, Newton 1991, Penteriani et al. 2003, Balbontín 2004).

Agradecimientos

José Antonio Sánchez-Zapata (Universidad Miguel Hernández), Marcos Moleón (Consejería de Medio Ambiente) y Javier Balbontín (Estación Biológica de Doñana) revisaron el borrador original, aportaron sugerencias de inestimable valor y participaron en el análisis de los datos.

Bibliografía

ARROYO, B., BUENO, J.M. y PÉREZ-MELLADO, V. 1976. Biología de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Doñana Acta Vertebrata,* 3 (1).

ARROYO, B., FERREIRO, E. y GARZA, V. 1990. *El Águila Perdicera* (Hieraaetus fasciatus) *en España. Censo, reproducción y conservación.* Serie Técnica. ICONA. Madrid.

BALBONTÍN, J., PENTERIANI, V. y FERRER, M. 2000. Situación del Águila Perdicera en Andalucía. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

BALBONTÍN, J. 2004. El Águila Perdicera en Andalucía. Ecología y dispersión juvenil. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

BAUTISTA, J., ROMÁN-MUÑOZ, A., JIMÉNEZ, J.J., LUQUE, J.J. y FERNÁNDEZ, F. 2003. Málaga, principal santuario ibérico para el Águila Perdicera. *Quercus*, 204.

BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España.* Icona. Colección Técnica. Madrid.

BROMMER, J.E., PIETIAINEN, H. y KOLUNEN, H. 1998. The effect of age at first breeding on Ural Owl lifetime reproductive success and fitness under cyclis food conditions. *Journal of Animal Ecology*, 67.

BILDSTEIN, K.L., SCHELSKY, W., ZALLES, J. y ELLIS, S. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research*, 32.

CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., MARTÍNEZ, J.E., SÁNCHEZ, M.A. y CALVO, J.F. 2002. Factors influencing the decline of a Bonelli´s eagle population (*Hieraaetus fasciatus*) in a southeastern Spain: demography, hábitat or competition? *Biodiversity and Conservation*, 11.

CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., CALVO y LANDE, R. 2004. Modeling demography, habitat availability and interspecific competition as factors influencing territorial occupancy in two coexisting species. *Oikos*, 108.

DEL JUNCO, O. 1984. Estudio sobre una población de Águilas Perdiceras (*Hieraaetus fasciatus*). *Rapinayres Mediteranis*, II. CRPR. Barcelona.

DEL JUNCO, O. y PAZ, J.L. 1995. Censo de parejas reproductoras de Águila Perdicera, Halcón Peregrino y Alimoche en la provincia de Cádiz. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

DEL JUNCO, O. y BARCELL, M. 1997. *EL Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLINO, F. y VALENZUELA, G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegypus*, 12.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLINO, F. y VALENZUELA, G. 1996. Selección de hábitat de nidificación por el Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLEÓN, M., OTERO, M. y BAUTISTA, J. 2004. A nine year study of successful breeding in a Bonelli´s eagle population in southeast of Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation*, 118.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLEÓN, M., BAUTISTA, J. y OTERO, M. 2005. Differential composition in the age of mates in Bonelli's eagle populations. The role of spatial scale, non-natural mortality reduction, and the age classes definition. *Biological Conservation,*

JORDANO, P. 1981. Relaciones interespecíficas entre el Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena Central. *Ardeola*, 28.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T&D Poyser. Berkhamsted.

NEWTON, I. 1991. Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks. *Ibis*, 133.

ONTIVEROS, D. y PLEGUEZUELOS, J.M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli´s eagles (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 93.

ONTIVEROS, D. y PLEGUEZUELOS, J.M. 2003. Physical, environmental and human factors influencing productivity in Bonelli´s eagle in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation,* 12.

ONTIVEROS, D., REAL, J., BALBONTÍN, J., CARRETE, M., FERREIRO, E., FERRER, M., MAÑOSA, S., PLEGUEZUELOS, J.M. y SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. 2004. Biología de la conservación del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en España: Investigación científica y gestión. *Ardeola*, 51 (2).

PAZ, J.L. 2001. Nidotópica del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Parque Natural Sierra de Grazalema. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*. Vol. II.

PENTERIANI, V., GALLARDO, M. y ROCHE, P. 2002. Landscape structure and food suplí affect Eagle Owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intrapopulation heterogeneity. *Journal Zoology*, 257.

PENTERIANI, V., BALBONTÍN, J. y FERRER, M. 2003. Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*). *Ibis*, 145.

REAL, J. 1991. L´áliga perdiguera (*Hieraaetus fasciatus*) a Catalunya: status, ecología trófica, biología reproductora i demografía. Ph. D. Thesis. Univ. Barcelona.

REAL, J. Y MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) population. *Biological Conservation*, 79.

REAL, J., GRANDE, J.M., MAÑOSA, S. y SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in Spain. *Bird Study*, 48.

SAETHER, B.E. 1983. Age-specific variation in reproductive performance of birds. *Current Ornithology*, Vol. 7. New York. Plenum Press.

STEENHOF, K. 1987. Assesing raptor reproductive success and productivity. *Raptor Management Techniques Manual.* National Wildlife Federation, 10. Washington D.C.

TUCKER, G.M. y HEATH, M.F. 1994. *Birds in Europe*. BirdLife International. BirdLife Conservation 3. Cambridge.

Tabla1. Resultados de los censos de águila perdicera realizados en Cádiz durante el periodo de estudio. Se indican entre paréntesis los autores.

Año	1984 (1)	1990 (2)	1995 (3)	2000 (4)	2005 (5)
Nº territorios	32	38	40	39	40

(1) Del Junco
(2) Arroyo et al.
(3) Del Junco y Paz
(4) Balbontín et al.
(5) Presente estudio

Tabla 2. Parámetros reproductores de águila perdicera en diversas zonas durante el periodo de estudio. Se indican entre paréntesis los autores así como las áreas geográficas estudiadas.

Año	1984 (1)	2000 (2)	2005 (3)
Productividad	1,27 (n=40)	1,38 (n=591)	1,31 (n=38)
Tasa de vuelo	1,45 (n=35)	1,59 (n=518)	1,56 (n=32)
Éxito reproductor	87,5%	91,8%	84,2%

(1) Del Junco. Sierra de Grazalema, Sierra Norte de Cádiz y Serranía de Ronda.
(2) Balbontín et al. Andalucía.
(3) Presente estudio. Cádiz.

Figura 1. Territorios de águila perdicera ocupados en Cádiz durante el período de estudio.

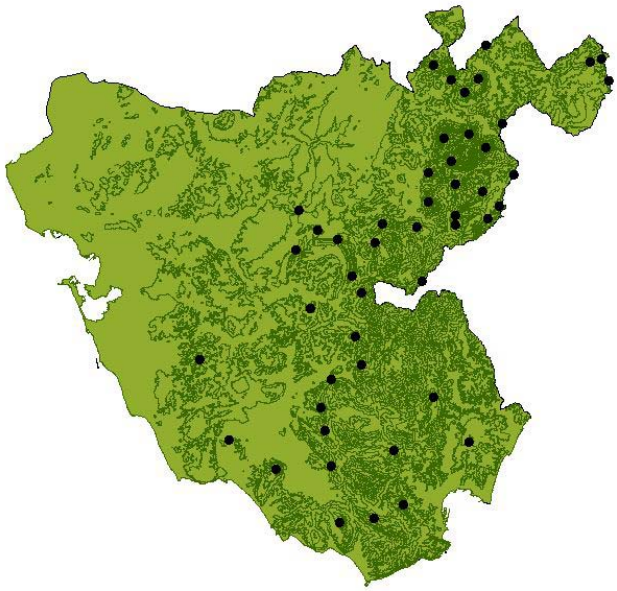
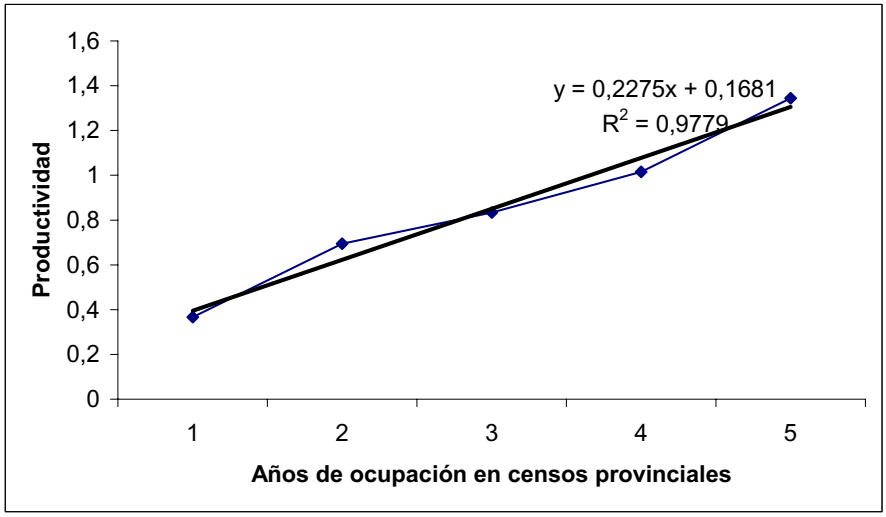


Figura 2. Recta de regresión que relaciona los valores de productividad de las parejas con los años de ocupación de los territorios de Cádiz durante el periodo de estudio.



Contribución al conocimiento de las sanguijuelas (Annelida Hirudinea) de cursos fluviales del parque natural Los Alcornocales (Andalucía, sur de España)

Ignacio García Mas [(1)], Manuel Ferreras-Romero [(2)], Francisco J. Cano-Villegas [(2)] & Joaquín Márquez-Rodríguez [(2)]

[(1)] Departamento de Biología Animal I (Zoología). Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid. 28040 Madrid

[(2)] Departamento de Ciencias Ambientales (Zoología). Universidad Pablo de Olavide. Ctra de Utrera km 1. 41013 Sevilla. <ferreras@teleline.es>

RESUMEN

Se presentan datos faunísticos de cuatro especies de sanguijuelas recolectadas en cursos de agua del parque natural Los Alcornocales. Las especies más frecuentemente encontradas fueron: *Dina lineata* y *Batracobdella paludosa*.

Palabras clave: Hirudinea, faunística, medios lóticos, sur de España.

ABSTRACT

Contribution to knowledge of the freshwater leeches (Annelida, Hirudinea) of running waters of Los Alcornocales Natural Park (Andalusia, southern Spain)

Faunistic data about four species of freshwater leeches collected in brooks and streams of Los Alcornocales Natural Park are given. The more frequent species found were *Dina lineata* y *Batracobdella paludosa*.

Key words: Hirudinea, faunistic, brooks, streams, southern Spain.

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo es una contribución al conocimiento de los hirudíneos existentes en el parque natural Los Alcornocales (Cádiz, Málaga), un espacio natural protegido existente en el extremo sur de la península ibérica (36º 01' a 36º 46' latitud norte y 5º 21' a 5º 48' longitud oeste). Con una superficie superior a 170.000 ha, es uno de los mayores espacios protegidos del sur de Europa. El criterio para su declaración como parque fue eminentemente botánico, respondiendo a que alberga espléndidos ejemplos de bosque mediterráneo y numerosas rarezas y endemismos florísticos. El conjunto de sierras del parque constituye un sistema montañoso de poca altitud, ya que apenas se superan en lugares concretos los 1000 m s.n.m. Sin embargo, su situación geográfica, limítrofe con el Estrecho de Gibraltar, y el hecho de estar sometido a un clima mediterráneo pero con fuerte influencia atlántica, hace que los niveles de precipitación media anual superen ampliamente los 1.200 mm, mientras que en verano son relativamente frecuentes temperaturas máximas próximas o superiores a 35 ºC. El sustrato geológico más frecuente en este parque está constituido por las denominadas areniscas del Aljibe, existiendo asimismo numerosas zonas de arcillas.

Este estudio está inscrito en un amplio proyecto de caracterización de los macroinvertebrados acuáticos que pueblan los diferentes tramos de las cuencas fluviales de este parque: arroyos de montaña similares a los existentes en otras sierras peninsulares, que están secos durante el verano y principio del otoño; pequeños cursos permanentes que discurren por el fondo de valles situados a cierta altitud, cerrados y húmedos, con gran singularidad florística (*Rhododendron ponticum* L., *Frangula alnus* Miller, *Laurus nobilis* L., *Ilex aquifolium* L.), que reciben en la zona la denominación de "canutos"; cursos de segundo orden denominados localmente "gargantas", que en unos casos carecen de flujo durante el verano y en otros dominan ampliamente en dicha época los tramos del curso sin agua superficial; y, asimismo, los ríos en que éstas confluyen, que en verano sólo tienen agua en tramos concretos o en pozas profundas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Desde noviembre de 1996 a abril de 2005 fueron visitadas sesenta y ocho localidades del parque natural Los Alcornocales por las que discurren cursos fluviales de orden 1, 2 ó 3 (STRAHLER, 1975: 523); cuarenta y dos de estos puntos fueron muestreados al menos en tres ocasiones, en diferentes épocas del año. El macizo montañoso más importante de la zona septentrional del parque incluye la denominada sierra del Aljibe; su vertiente oriental es drenada por la margen derecha del sistema fluvial del río Hozgarganta, la norte drena hacia el río Majaceite y la sur-occidental al río Barbate. En la zona meridional del parque destacan las sierras del Niño, del Cabrito y de Ojén; la vertiente norte de esta última drena al río Palmones y la sur al río de la Jara. Las localidades estudiadas pertenecen a las cuencas de los ríos Barbate, Majaceite, Hozgarganta, Guadarranque, Palmones, la Jara, la Miel y Guadalmesí; información referente a muchas de estas localidades aparece en RUIZ *et al.* (2001, 2006). Para la recogida de los ejemplares no fue seguida una metodología específica para este grupo, sino la habitual en muestreos de macroinvertebrados usando redes de mano de malla cuadrada (0,25 mm de lado) y recolección en todos los tipos de hábitats observados en cada curso (corriente, remanso, vegetación sumergida, etc). Los ejemplares recogidos fueron fijados en el campo en alcohol (70%), para su traslado y estudio posterior en el laboratorio. La identificación fue realizada con la ayuda de los trabajos de MANN (1962), MINELLI (1979), SAWYER (1986), SOÓS (1963, 1966, 1969 a, b) y BROMLEY (1994)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados aquí recogidos son fruto de la recolección e identificación en laboratorio de 75 ejemplares, que aparecieron en 30 de las localidades muestreadas. De un total de veinte especies que han sido citadas en la península ibérica (GARCÍA MAS *et al.*, 1998), en este estudio se han

contabilizado cuatro, representantes de tres familias del orden Arhynchobdellida. Sólo en dos localidades, canuto del Caballo y arroyo Reinoso en la carretera C-3331, fueron recolectadas dos especies, en ambos *Bratracobdella paludosa* y *Dina lineata*; son cursos de orden 1 que drenan la sierra del Aljibe, el primero de flujo permanente y el segundo estacional. Las mayores frecuencias de capturas (cuatro muestras) tuvieron lugar en los canutos del Aljibe y del Moral, con la especie *Dina lineata*. Se comentan brevemente a continuación los aspectos más significativos de cada una de las especies inventariadas.

Batracobdella paludosa (Carena, 1824) es un glosifónido parásito que se alimenta de los fluidos corporales de moluscos acuáticos, aunque parece utilizar también otro tipo de presas. Es de pequeño tamaño pero no suele pasar desapercibida por su llamativo color verde oliva. Se encuentra en toda la península ibérica, en todo tipo de aguas (JIMÉNEZ & GARCÍA MAS, 1981). En este estudio ha resultado la segunda especie en cuanto a frecuencia (seis localidades) y abundancia (17% de las capturas): tiene poblaciones en las zonas septentrional y central del parque, en las cuencas de los ríos Barbate (arroyo de Puerto Oscuro, 370 m s.n.m., y garganta de la Nateruela, 40 m s.n.m.), Majaceite (canuto del Caballo, 390 m s.n.m.), Hozgarganta (arroyo Reinoso, 160 m s.n.m., y garganta de Moracha, 170 m s.n.m.), y Guadarranque (canuto Hojaranzo, 150 m s.n.m.).

Helobdella stagnalis (Linnaeus, 1758) es una especie cuya presencia en el parque ha sido constatada exclusivamente con la captura de un ejemplar juvenil en el tramo del río Hozgarganta que discurre bajo el puente de las Cañillas, 145 m s.n.m. Este hecho resulta atípico, ya que es considerada por los especialistas la sanguijuela más abundante y conocida en la península ibérica, y sus hábitos gregarios suelen dar como resultado la captura de numerosos ejemplares (GARCÍA MAS & JIMÉNEZ, 1984; GARCÍA MAS *et al.*, 1998). Es, como la especie anterior, un glosifónido que vive en todo tipo de aguas, incluso contaminadas, alimentándose de los líquidos tisulares de oligoquetos, larvas de insectos y moluscos.

Limnatis nilotica (Savigny, 1822) es un hirudínido, hematófago, propio de las regiones circummediterráneas; ha aparecido sólo en la zona meridional del parque, concretamente en el río Guadalmesí, 400 m s.n.m. (3 ejemplares).

Dina lineata (O.F. Müller, 1774) es un erpobdélido paleártico de hábitos depredadores que se alimenta de pequeños oligoquetos y larvas de insectos; los especialistas la consideran asociada preferentemente a aguas calcáreas, tanto limpias como contaminadas (GARCÍA MAS *et al.*, 1998). En estudios realizados en varias zonas de la península ibérica, esta especie está entre las más frecuentes y abundantes. Aunque en el parque dominan ampliamente las aguas silíceas, consecuencia del sustrato de arenisca (RUIZ *et al.*, 2001), fue la especie más abundante (58 individuos, 77% de las capturas) y más frecuentemente recolectada (28 localidades, 37 muestras). Está presente en numerosos canutos (cursos de orden 1 con flujo de agua permanente), parece más rara en arroyos estacionales (orden 1), también fue recolectada en ciertas gargantas (cursos de orden 2 que suelen carecer de agua superficial durante el verano) e incluso en algún tramo de río. Distribuida por cuencas, la información obtenida en este estudio es presentada a continuación.

Cuenca del río Barbate: canutos de Puerto Oscuro, Montero tramo alto y tramo bajo, Juan Vela, Zapato y Alberite, y la garganta de Arnao o del Aliscar.

Cuenca del Majaceite: canutos del Aljibe y del Caballo, y garganta Albina de las Flores.

Cuenca del Hozgarganta: canutos del Moral, los Sauces y Moro, los arroyos Diego Duro en la loma del Pendolillo y Reinoso en la carretera C-3331, y el río Hozgarganta en la finca Diego Duro.

Cuenca del Guadarranque: parte baja del curso que se inicia en el canuto de Buenasnoches.

Cuenca del Palmones: sierra del Niño, canuto en la finca La Granja; vertiente norte de la sierra de Ojén, subcuenca del Tiradero, canutos del Candelar y del Pinillo, y garganta del Cebrillo.

Cuenca del río de la Jara: vertiente sur de la sierra de Ojén, arroyo de los Molinos, y garganta de los Molinos.

También está en los pequeños cursos del bosque de niebla de los Llanos del Juncal, en la sierra del Cabrito.

Las localidades de mayor altitud son los canutos del Moral, los Sauces y Moro, entre 750 y 800 m s.n.m., y las más bajas el tramo citado del río Hozgarganta y la garganta de los Molinos, 155 y 130 m s.n.m., respectivamente.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado en su primera fase por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional a través de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y después mediante un convenio entre la empresa GIASA y la Universidad Pablo de Olavide. Los autores desean mostrar explícitamente su agradecimiento al Director-Conservador del parque natural Los Alcornocales por su interés y colaboración en la planificación de este trabajo, a todos aquellos agentes medioambientales de la Junta de Andalucía, del Ayuntamiento de Jerez de la Frontera, y guardas mayores de fincas particulares (El Corchadillo, Dehesa de Ojén) que facilitaron nuestra labor, así como a todos los que participaron a lo largo de los años en los muestreos de campo, aportando una valiosísima colaboración con su trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

BROMLEY, H.J., 1994. The freshwater leeches (Annelida, Hirudinea) of Israel and adjacent areas. *Isr. J. Zool., 40*: 1-24.

GARCÍA MAS I. & J.M. JIMÉNEZ, 1984. Introducción al estudio de las comunidades macrobentónicas de los ríos asturianos: Hirudíneos. *Limnética 1* (1): 179-186.

GARCÍA MAS, I., F. MARTÍNEZ LÓPEZ, A.M. PUJANTE MORA & G. TAPIA ORTEGA, 1998. Hirudíneos (Annelida, Hirudinea) de las aguas continentales de la Comunidad Valenciana (España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.), 94* (1-2): 149-161.

JIMÉNEZ, J.M. & I. GARCÍA MAS, 1981. El género *Batracobdella* Viguier, 1879, en la Península Ibérica (*Hirudinea, Glossiphoniidae*). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.), 79*: 265-271.

MANN, K.H., 1962. *Leeches (Hirudinea): their structure, physiology, ecology and embryology*. Pergamon Press. Oxford.

MINELLI, A., 1979. *Fauna d'Italia: Hirudinea*. Edizioni Calderini, Bolonia.

RUIZ, A., J. C. SALAMANCA-OCAÑA & M. FERRERAS-ROMERO, 2001. Fauna de tricópteros (Insecta: Trichoptera) de cursos de agua que drenan canutos del Parque Natural Los Alcornocales (sur de España). *Bol. Asoc. esp. Ent.*, *25* (3-4): 105-120.

RUIZ GARCÍA, A., A. F. HERRERA-GRAO & M. FERRERAS-ROMERO, 2006. Distribution of Trichoptera Communities in the Hozgarganta Catchment (Los Alcornocales Natural Park, SW Spain). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91 (1): 71-85.

SAWYER, R.T., 1986. *Leech Biology and Behaviour*, 3 vol. Clarendon Press, Oxford.

SOÓS, A., 1963. Identification key to the species of the genus Dina R. Blanchard, 1892 (emend. Mann, 1952) (Hirudinea: Erpobdellidae) *Acta Biol. Univ. Szeged., 9*: 253-261.

SOÓS, A., 1966. Identification key to the leech (Hirudinoidea) genera of the world, with a catalogue of the species. III. Family: Erpobdellidae. *Acta Zool. Acad. Scient. Hung., 12*: 371-407.

SOÓS, A., 1969 a. Identification key to the leech (Hirudinoidea) genera of the world, with a catalogue of the species. V. Family: Hirudinidae. *Acta Zool. Acad. Scient. Hung., 15*: 151-201.

SOÓS, A., 1969 b. Identification key to the leech (Hirudinoidea) genera of the world, with a catalogue of the species. VI. Family: Glossiphoniidae. *Acta Zool. Acad. Scient. Hung., 15*: 397-454.

STRAHLER, A. N., 1975. *Geografía Física*. Omega. Barcelona. 767 pp.

LAS ESPECIES DE CAMARONES DE LOS GÉNEROS PALAEMON Y PALAEMONETES EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Enrique González Ortegón
Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, CSIC, Avenida República Saharaui, 2, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain. Phone: +34 95683612; fax: +34 956834701; e-mail:quique.gonzalez@icman.csic.es

RESUMEN

Un total de siete especies, seis pertenecientes al género *Palaemon* y una al género *Palaemonetes*, se distribuyen a lo largo de la costa gaditana. En este trabajo se estudia la distribución de estas especies en relación con el tipo de hábitat, incluyendo la especie exótica recientemente introducida, *Palaemon macrodactylus*. En el caso del Camarón de Río, *P. longirostris*, se citan los primeros ejemplares recolectados en la región mediterránea donde anteriormente se desconocía su presencia. De acuerdo con los datos de distribución disponibles, los estuarios son los hábitats que reúnen el mayor número de especies del género *Palaemon*. Finalmente, con la información de trabajos previos y de los nuevos muestreos, se cartografía la distribución de las especies de los géneros *Palaemon* y *Palaemonetes* en la provincia de Cádiz.

PALABRAS CLAVES

Camarones, Palaemon, Palaemonetes, Litoral, Estuario, Cádiz.

INTRODUCCIÓN

Hasta el momento no se había elaborado una cartografía sobre la distribución espacial de las especies de los géneros *Palaemon* y *Palaemonetes* en la provincia de Cádiz. La información previa sobre la distribución espacial de estas especies de camarones hace referencia a áreas concretas, sobre todo a la Bahía de Cádiz y los estuarios del Guadalquivir y Guadalete, y en menor medida a la Bahía de Algeciras.

Zariquiey Álvarez (1968) previamente informó sobre las especies de los géneros *Palaemon y Palaemonetes* de la Península Ibérica, realizando una clasificación taxonómica y aportando información general sobre su distribución geográfica, talla máxima, coloración y algunos datos ecológicos. De entre las especies de estos géneros que se mencionan en su trabajo, se ha podido comprobar (Cuesta et al., 2003), a través de técnicas moleculares con ejemplares guardados en las colecciones, que la especie *Palaemon garciacidi* es la misma que *Palaemon longirostris*. Con lo cual, *P. garciacidi* es una sinonimia de la especie *P. longirostris*. Zariquiey Álvarez (1968), citaba a esta especie únicamente en algunos estuarios de la Península Ibérica como el del Guadalquivir donde comentaba que era muy común hasta Sevilla.

La especie exótica recientemente introducida, *Palaemon macrodactylus,* se denomina vulgarmente Camarón Oriental, nombre que hace referencia a su área de distribución original localizada en Japón, la costa Norte de China y Corea. Una especie que en Europa fue detectada por primera vez en el estuario del río Guadalquivir (Cuesta et al., 2004; González-Ortegón et al., 2005), y que en cinco años ha sido también colectada, asociada a otros estuarios cercanos o con puertos de barcos, en Holanda (Udeken d´Acoz, *et al*., 2005), Reino Unido (Ashelby *et al*., 2004), Alemania (González-Ortegón *et al*., 2006) y Bélgica (Udeken d´Acoz, *et al*., 2005).

Por otro lado, las distintas especies de camarones encontradas en el litoral gaditano se distribuyen atendiendo a las características ecológicas propias de los diferentes sistemas acuáticos existentes. La preferencia de cada especie de camarón por un tipo de hábitat u otro depende en gran medida de la salinidad del agua y de cómo varía ésta con el tiempo, de la profundidad de la columna de agua, del tipo de sustrato predominante y de la existencia o no de cubierta vegetal (praderas de algas y/o fanerógamas marinas). Teniendo en cuenta los requerimientos de cada especie respecto a estas variables en el tiempo, y conociendo las características del medio acuático es posible realizar una mejor predicción de los lugares donde se pueden encontrar, aun sin haberlos muestreado, y por consiguiente poder conocer la distribución potencial de cada una de ellas.

El objetivo de este trabajo es, por tanto, conocer mejor la distribución espacial de los géneros *Palaemon* y *Palaemonetes* a lo largo de todo el litoral gaditano y llevar a cabo un cartografiado de cada una de las especies presentes en la provincia de Cádiz, a

partir de la información recogida tanto en los trabajos previos como de la obtenida en una serie de nuevos muestreos.

MATERIAL Y MÉTODO

El área prospectada comprende la costa gaditana, entre el estuario del río Guadalquivir y el estuario del río Guadiaro. En concreto, se han muestreado 12 puntos localizados en estuarios, marismas y en la propia línea de costa (Figura 1). Las artes de pesca empleadas fueron salabares y cangrejeras, en estas últimas se usaron sardinas como cebos. En el estuario del Guadalquivir, los muestreos se realizaron desde un barco angulero tradicional usando el "arte de persiana" que consiste en tres copos provistos con una malla de 1 milímetro de luz. Los datos obtenidos de este estuario proceden de varios proyectos de investigación, financiados por la Consejería de Medio Ambiente y la de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, y por el Plan Nacional de Investigación (Proyecto REN2000-0822/MAR), que pretendían conocer el funcionamiento del estuario como zona de cría de especies marinas de interés pesquero en el Golfo de Cádiz y regular la pesca en su interior. Se ha obtenido así una serie temporal, actualmente de 9 años consecutivos, sobre la composición y estructura de las comunidades que habitan en la columna de agua del estuario del Guadalquivir. Se trata de una información que además de servir para cubrir los objetivos que pretendía el proyecto inicial, también ha permitido detectar la introducción y seguir la evolución del camarón oriental en este estuario.

Para la realización de la cartografía temática se ha empleado como base la ortofotografía aérea y la cartografía 1:5000 del litoral gaditano. Como fuente adicional para poder conocer donde se ubican las praderas de algas y fanerógamas marinas se han usado Luque (2004) y Seoane-Camba (1965).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Seis especies del género *Palaemon* y 1 del género *Palaemonetes* se encuentran en la provincia de Cádiz distribuidas entre estuarios, marismas, lagunas con influencia mareal y la propia línea costera. Las especies del género *Palaemon* encontradas son: *P. adspersus*, *P. elegans*, *P. longirostris*, *P. macrodactylus*, *P. serratus* y *P. xiphias*, y para el género *Palaemonetes*, *P. varians*. En la tabla 1 se especifican los puntos de muestreo, los términos municipales donde se encuentran, los tipos de hábitats y sustratos y, en el caso de no haberse muestreado dentro de este trabajo, la referencia bibliográfica de donde proceden los datos. Para cada punto de muestreo, la abundancia relativa de los adultos y las larvas de cada especie, en función de la estación del año, aparecen en las tablas 2 y 3, respectivamente. En el caso de las larvas, la información disponible corresponde sólo a algunos puntos de muestreo (González-Gordillo, 1999).

De los Palaemonidos que habitan el litoral gaditano, *P. xiphias* es una especie marina que actualmente es muy rara de encontrar en este litoral (Figura 1). Arias (1976) la capturó en grandes cantidades en el Bajo de las Cabezuelas, donde existía una densa pradera de *Caulerpa* y *Posidonia*, actualmente desaparecida por la construcción del ensanche de los astilleros de Puerto Real (Arias, comunicación personal). López de la Rosa (1999) presenta el registro más reciente de esta especie en el Saco interno de la bahía de Cádiz (ocho ejemplares capturados en invierno). Generalmente, esta especie está asociada a la presencia de cubierta vegetal y, dado que es poco eurihalina, se halla alejada de las zonas de las bahías que presentan aportes fluviales (Guerao,1983). Por ello, el declive de las praderas de algas y fanerógamas marinas en el litoral gaditano, de lo que es un buen ejemplo la Bahía de Cádiz y Algeciras, son probablemente las principales responsables de su baja presencia en dicho litoral.

P. elegans es la especie que presenta una mayor ocupación de la línea costera rocosa más somera (Figura 1). Esta especie se encuentra con más frecuencia en las pozas intermareales de las playas rocosas y en los puertos del litoral, y ocasionalmente en la parte baja de los estuarios, como el del Guadalquivir o Salado; en marismas, como la de Barbate; o caños mareales, como el de Sancti Petri. Es una especie generalista, marcadamente euriterma y eurihalina (Guerao, 1993), lo que le permite colonizar

ambientes muy diversos con salinidades inferiores al agua marina. Sus mayores densidades se registran durante el verano.

P. adspersus se distribuye por toda la costa en ambientes variados como son los estuarios del Guadalquivir o Guadalete, la zona interna de la Bahía de Cádiz, los caños mareales del Sancti Petri o en las praderas marinas de Caulerpa de la Bahía de Algeciras (Figura 1). En el interior de las bahías, la mayor abundancia de esta especie se registra durante el verano, tal como encontró López de la Rosa (1999) en el saco interno de la Bahía de Cádiz y Guerao (1993) en la Bahía de Els Alfacs (Delta del Ebro). Dado que en estos ecosistemas se han observado altas densidades de hembras ovígeras, individuos de diversas tallas (Guerao, 1993) y larvas (González-Gordillo, 1999), se les pueden considerar los sistemas más óptimos para que la especie complete su ciclo de vida.

Berglund (1981) demostró que *P. elegans* presenta una mayor tolerancia a las variaciones en la concentración de oxígeno, temperatura y depredación (mayor movilidad) que *P. adspersus*, lo que permite a *P. elegans* poder extender su rango de distribución hacia las zonas menos profundas como las pozas intermareales. Mientras que *P. adspersus* se suele encontrar desplazada hacia aguas algo más profundas y protegida de depredadores, como los fondos de praderas de fanerógamas o algas marinas. Esto puede explicar que en la franja costera más somera, asociada a los corrales de pesca, a las pozas rocosas intermareales o a las rocas superficiales de los puertos del litoral gaditano, se encuentra *P. elegans*, mientras que *P. adspersus* se localiza básicamente en aguas algo más profundas y asociada a praderas de algas y/o fanerógamas, como lo es el saco interno de la Bahía de Cádiz (López de la Rosa, 1999) o las praderas de Caulerpa de la Bahía de Algeciras (Sánchez-Moyano, 1996). Por tanto la distribución potencial de *P. adspersus* (Figura 1) abarcaría las zonas costeras donde exista cubierta vegetal (Figueras, 1984 en Guerao, 1993; López de la Rosa, 1997).

Por otro lado, *P. adspersus* es una especie que presenta mayor éxito reproductivo que *P. elegans* a baja salinidad (Berglund,1985), lo que explica que, en los nueve años de muestreos mensuales realizados en el estuario del Guadalquivir, *P. adspersus* se haya capturado ocasionalmente incluso en la zona oligohalina (salinidad < 5), mientras que *P. elegans* sólo ha sido capturado en la zona polihalina (18 < salinidad < 35) del citado estuario.

Los juveniles y adultos de *P. serratus* se colectan en abundancia en los estuarios sólo durante la época estival (Figura 1), mientras que durante el resto del año se capturan, aunque en menor densidad, en hábitats más marinos, lo que sugiere que es una especie que realiza migraciones periódicas entre unos hábitats y otros. En concreto, en el litoral de Cádiz, se ha observado que, entre Agosto y Octubre, y principalmente los juveniles, se concentran en los estuarios o suben por los caños mareales (Sancti Petri) buscando alimento como los misidáceos, organismos frecuentemente observados en sus estómagos (obs. pers.) y que son muy abundantes en estos ecosistemas (Vilas, 2005). A finales de otoño, la especie prácticamente desaparece de los estuarios (Guadalquivir, por ejemplo) y se recolecta en aguas más marinas y profundas (Chipiona, Rota, Desembocadura del Guadalete y Saco interno). Sería, pues, en estas últimas aguas donde se agruparían para empezar el periodo reproductivo (invierno-primavera), explicando la presencia de sus larvas en primavera en las zonas externas a los estuarios (Gonzalez-Gordillo, 1999), desde donde recolonizarían los ecosistemas salobres más someros. Este hipotético ciclo vital ha sido elaborado a partir de la información existente sobre la distribución de *P. serratus* en la costa gaditana y siguiendo el ciclo de vida propuesto por Guerao (1983) para esta especie en la costa catalana. Por tanto, teniendo en cuenta todo lo anterior su distribución potencial sería prácticamente toda la costa de la provincia de Cádiz (Figura 1).

A diferencia de las especies anteriores, *P. longirostris* y *P. varians* son especies con hábitats preferentes distintos. En el caso del camarón de río, *P. longirostris*, habita las aguas salobres de los estuarios, como los de los ríos Guadalquivir, Barbate y Guadiaro (Figura 1). La captura de esta especie en el estuario del Guadiaro, habiendo sido su determinación confirmada con el uso de técnicas moleculares, demuestra su presencia en la cuenca del mediterráneo, donde hasta hoy era dudosa (García Raso, 1982; Guerao, 1993). No obstante, su presencia en este estuario se puede explicar por su cercanía a la costa Atlántica, donde se encuentran los estuarios con las principales poblaciones de esta especie; y por los aportes fluviales de su cuenca que le permiten mantener agua salobre durante todo el año. Estas características han permitido la supervivencia de esta especie, a diferencia de lo que ocurre con la mayoría de los ríos mediterráneos, que permanecen secos durante la época estival.

En el caso de *P. varians*, se concentra principalmente en hábitats más remansados, como las marismas de Doñana, Bahía de Cádiz y de Barbate (Figura 1). Aunque con densidades muy bajas, se encuentra también en algunos estuarios asociados a marismas, como son los del Guadalquivir y Barbate, y en ríos pequeños, sin marismas, pero cuya desembocadura se cierra en verano y se comportan transitoriamente como lagunas intermareales (río Jara o Cachón).

Por último, el Camarón Oriental (Cuesta et al., 2004), que se capturó por primera vez en el estuario del río Guadalquivir en enero de 1999. Posteriormente, prospecciones realizadas en el Golfo de Cádiz para conocer su posible expansión en el área cercana al estuario del Guadalquivir, han revelado la existencia de poblaciones bien asentadas en las desembocaduras de los ríos Guadiana, Guadalete, San Pedro y Salado en Conil (Cuesta *et al*., 2004) (Figura 1). Estos datos, junto con experimentos realizados en el laboratorio (González-Ortegón et al., 2006), demuestran que es una especie muy eurihalina, perfectamente adaptada a vivir en los estuarios, ocupando un nicho ecológico muy próximo a la especie nativa *P. longirostris*.

De los ecosistemas que se encuentran en el litoral de la provincia de Cádiz, los estuarios o ecosistemas similares son los que tienen la mayor diversidad de las especies aquí estudiadas; por ejemplo, en el del Guadalquivir habitan todas a excepción de *P. xiphias*. Estos ecosistemas someros altamente productivos son hábitats de condiciones ambientales muy cambiantes, donde las especies que lo habitan, tanto si lo hacen de forma permanente como temporal, deben adoptar estrategias adaptativas que les permitan tolerar dichas fluctuaciones (Azeitero et al., 1999). Teniendo en cuenta que la naturaleza osmótica del medio ambiente es uno de los factores que determina la distribución geográfica de las especies, los camarones, así como otros grupos de animales, han desarrollado la capacidad de sobrevivir en un medio osmótico desfavorable, manteniendo un medio interno estable con independencia de los cambios externos. El tener esta capacidad fisiológica más o menos desarrollada es lo que ha permitido a algunas especies invadir estos ambientes de manera permanente, completando sus ciclos de vida en ellos, como es el caso de *P. longirostris*, *P. macrodactylus* y *P. varians*, o entrar sólo cuando las condiciones osmóticas del medio les son más favorables como ocurriría con *P.* serratus, *P. adspersus* y *P. elegans.*

Por tanto, teniendo en cuenta las características ecológicas de cada una de las especies anteriormente descritas y con la información ambiental del medio y de las especies obtenida a partir de los muestreos realizados y de la información bibliográfica existente, se ha podido cartografiar con el apoyo de la ortofotografía digital y la cartografía del litoral cada una de las especies estudiadas quedando representado en la figura 1.

AGRADECIMIENTOS

A César Vilas y José A. Cuesta por la excursión "el gran día del Guadiaro", a Merdedes Salido Suárez por acompañarme en las numerosas salidas al campo, a Alberto Manuel Arias García, Javier López Santiago y Antonio Rodríguez por los comentarios personales, y a Pilar Drake y José A. Cuesta por sus sugerencias y correcciones.

BIBLIOGRAFÍA

Arias, A., (1976). Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de la Bahía de Cádiz. *Investigación Pesquera*, 40 (2), 355-386.

Ashelby, C. W., Worsfold, T. M., y Fransen C., (2004). First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda : Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 1041-1050.

Azeitero, U. M. M., L. Jesus, y Marques, J. C., (1999). Distribution, population dynamics, and production of the suprabenthic mysid *Mesopodopsis slaberi* in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 19, 489-509.

Berglund, A., (1981). Biotic and Abiotic factors determining the distribution of two prawn species: *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Oecologia (Berl)*, 54, 1-7.

Berglund, A., (1985). Different reproductive success at low salinity determines the estuarine distribution of two Palaemon prawn species. *Holartic Ecology*, 8, 49-52.

Cuesta, J.A, González-Ortegón, E., Drake, P., y Rodríguez, A., (2004). First record of

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from european waters. *Crustaceana,* 77, 37-380.

Cuesta, J.A., Schubart, C.D., Rodríguez, A., Drake, P. y Martínez-Rodríguez, G., 2003. Molecular phylogeny of selected representatives of the shrimp genera *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) based on 16S mtDNA. In *Abstract book of the 38th European Marine Biology Symposium*, 106-107.

Drake, P., Arias, M. A.y Conradi, M., (1997). Aportación al conocimiento de la macrofauna supra y epibentónica de los caños mareales de la bahía de Cádiz (España). *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía*, 23, 133-144.

García Raso, J.E., (1982). Penaeidea y caridea de las costas de Málaga (región sur-mediterránea española). *Graellsia*, 38, 85-115.

González-Gordillo, J.I., (1999). Estados larvarios planctónicos de los crustáceos decápodos de las bahías de Cádiz y Algeciras: Aspectos morfológicos y ecológicos. *Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz*. 215 pp.

González-Ortegón, E., Cuesta, J. A. y Drake, P., (2005). La introducción del camarón oriental en el estuario del Guadalquivir. *Quercus*, 234, 20-24.

González-Ortegón, E., Pascual, E., Cuesta, J.A., Drake, P., (2006). Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Sciene*, 67, 293-302.

Guerao, G., (1993). Biología del género Palaemon (Crustacea, Decapoda, Caridea) en la bahía de Els Alfacs (Delta del Ebro) y su posible aplicación al cultivo controlado. *Tesis doctoral, Universidad de Barcelona*, 256 pp.

López de la Rosa, I., (1997). Crustáceos decápodos capturados durante las campañas del IEO ARSA 0393 y ARSA 1093 en el golfo de Cádiz: distribución batimétrica. *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía*, 23, 199-206.

López de la Rosa, I., (1999). Crustáceos decápodos de la bahía de Cádiz (Sur de España). *Tesis doctoral, Universidad de Málaga*, 220 pp.

López, J., Macrofauna acuática del estuario del río Guadalete: Estructura espacio-temporal de las comunidades y uso en la evaluación ambiental del ecosistema. *Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz*. En preparación.

Luque, Á.A. y Templado., J. (Coords.). (2004). Praderas y bosques marinos de

Andalucía. *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*, Sevilla, 336 pp.

Panikkar, N. K., (1941). Osmoregulation in some palaemonid prawns. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 25, 317-359.

Sánchez Moyano, J.E., (1996). *Variación espacio-temporal en la composición de las comunidades animales asociadas a macroalgas como respuestas a cambios en el medio. Implicaciones en la caracterización ambiental de las áreas costeras*. *Tesis doctoral. Universidad de Sevilla*, 407 pp.

Seoane-Camba, J., (1965), Estudios sobre las algas bentónicas en la costa Sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz), *Investigación Pesquera*, 29, 3-216.

Udekem d'Acoz C. d', Faasse M., Dumoulin E., De Blauwe H., (2005). Occurrence of the Asian shrimp, *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902, in the Southern Bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of North-West Europe (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, 22, 95-111.

Vilas, C., (2005). Estructura y Dinámica de las poblaciones de misidáceos del estuario del Guadalquivir. Importancia ecológica. *Tesis doctoral. Universidad de Cádiz*, 204 pp.

Zariquiey Álvarez, R., (1968). *Crustáceos Decápodos Ibéricos*. *Investigación Pesquera*, 32, i-xv + 1-510.

Puntos de muestreo	Mapa	Término municipal	Tipo de hábitat	Referencia
Esparraguera	1	Trebujena	Estuario Guadalquivir. Fondo de arenas y limo	González-Ortegón et al., 2006
Bonanza	2	Sanlúcar de Barrameda	Estuario Guadalquivir. Fondo de arenas y limo	González-Ortegón et al., 2006
Marismas de Doñana	3	Sanlúcar de Barrameda	Marisma. Fondo Limo	Este trabajo
Chipiona (Desembocadura Guadalquivir)	4	Chipiona	Fondo de arenas	González-Gordillo, 1999; Comunicación personal.
Corrales de Chipiona	5	Chipiona	Intermareal rocoso	Este trabajo
Corrales de Rota	6	Rota	Intermareal rocoso	Este trabajo
Puerto de Rota	7	Rota	Rocas de las escolleras	Este trabajo
Rota	8	Rota	Fondo de rocas y arena.	González-Gordillo, 1999; Comunicación personal
El Buzo	9	Puerto Santa María	Intermareal rocoso	Este trabajo
Puerto Sherry	10	Puerto Santa María	Rocas de las escolleras	Este trabajo
Tesorillo	11	Puerto Santa María	Estuario Alto. Fondo de fangos	López, en prep.
Salinas	12	Puerto Santa María	Estuario Bajo. Fondo de fangos	López, en prep.
Desembocadura del Guadalete	13	Puerto Santa María	Estuario. Fondo fango-arenoso	López, en prep.
Valdelagrana	14	Puerto Santa María	Playa con fondos de arena.	López, en prep.
San Pedro	15	Puerto Real	Estuario. Fondo de arena y fango	López, en prep. Drake *et al*.,1997
La Tapa	16	Puerto Santa María	Entre salina y caño mareal. Fondo fangoso	Drake *et al*.,1997
El Bajo de las Cabezuelas	17	Puerto Real	Fondo de arena con densa pradera de caulerpa y posidonia	Arias, 1976
Saco interno Bahía de Cádiz	18	Cádiz-San Fernando	Bahía interior. Fondo de arena con altas concentraciones de m.o.	López de la Rosa, 1999
San Fernando	19	San Fernando	Caño mareal. Fondo fangoso	Drake *et al*.,1997
Zurraque	20	San Fernando	Caño mareal. Fondo fangoso	Drake *et al*.,1997
La Corta	21	San Fernando	Caño mareal Sancti Petri. Fondo de arena y fango	Drake *et al*.,1997
Cerromolino	22	Chiclana	Caño mareal. Fondo de arenas y fangos	Drake *et al*.,1997
Sancti Petri	23	Chiclana	Boca del caño Sancti Petri. Fondo arena	González-Gordillo, 1999; Comunicación personal
Salado	24	Conil	Estuario. Fondo de arena y cantos	Este trabajo
Estuario del Barbate	25	Barbate	Estuario. Arenoso	Este trabajo
Marismas del Barbate	26	Barbate	Marisma. Fondo de arena y cantos	Este trabajo
Cachón	27	Barbate	Estuario. Arena	Este trabajo
Jara	28	Tarífa	Estuario. Fondo de arena	Este trabajo
San García	29	Algeciras	Fondo de arenas	González-Gordillo, 1999; Comunicación personal

Puntos de muestreo	*P. adspersus*				*P. elegans*				*P. longirostris*				*P. macrodactylus*				*P. serratus*				*P. xiphias*				*P. varians*			
	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I
Esparraguera	○	⊙	○	○	○	⊙	○	○	◘	●	◘	○	◘	●	◘	○	○	●	●	○					⊙	○	⊙	◘
Bonanza	○	⊙	○	○	○	⊙	○	○	◘	●	◘	○	◘	●	◘	○	○	●	●	○					⊙	○	○	⊙
Marismas de Doñana																									◘	●	◘	⊙
Desembocadura Guadalquivir				○								○							⊙	⊙								
Corrales de Chipiona					◘	●	◘	○										○	○									
Corrales de Rota					◘	●	◘	○										○	○									
Puerto de Rota					⊙	◘	⊙	○																				
Rota																				○								
El Buzo					◘	●	◘	○										○										
Puerto Sherry					⊙	◘	⊙	○																				
Tesorillo		○				○			◘	●	◘	○					○	●	○						◘	●	○	◘
Salinas									⊙	⊙	⊙	◘				○	○	●	○						○	◘	○	◘
Desembocadura del Guadalete	○			○	○			○	⊙	⊙	⊙	◘					○	○	○	○								
Valdelagrana									○										○	○					○			
San Pedro	○	○		○	○	○			⊙	○	⊙		○	○	○	○		●	◘	○						○		
La Tapa																	○	○							◘	●	◘	⊙
El Bajo de las Cabezuelas						○											○		○		●	◘	○	○				
Saco interno Bahía de Cádiz	◘	●	⊙	●	○	○	○	○	○	○		○					○	○	⊙	⊙			○					
San Fernando					○	○																			◘	●	◘	⊙
Zurraque																	○	○							◘	●	◘	⊙
La Corta	○	○	○	○	○	○											◘	●	◘						◘	●	◘	⊙
Cerromolino						○											◘	●	◘						◘	●	◘	⊙
Sancti Petri					○																							
Estuario del Salado						⊙							◘	●	◘			⊙							⊙	◘	⊙	○
Estuario del Barbate									⊙	◘	⊙	⊙													○	○	○	○
Marismas del Barbate		○			⊙	◘	⊙	○										⊙							◘	●	◘	⊙
Cachón																									⊙	◘	⊙	⊙
Jara																									○	○	○	○
San García Guadarranque																												
La Línea	○	○	○	○																								
Guadiaro									⊙	◘	⊙	⊙																

Puntos de muestreo	*P. adspersus*				*P. elegans*				*P. longirostris*				*P. macrodactylus*				*P. serratus*				*P. xiphias*				*P. varians*			
	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I
Desembocadura Guadalquivir	○	○				○			○					¿			○											
Rota	○	○	○		○									¿			○											
Valdelagrana	○	○			○									¿			○								○	○	○	
Saco Interno	⊙	○			⊙									¿			○								⊙		○	
Sancti Petri		○			⊙	○								¿				○							⊙	○		
San García		○												¿														
Guadarranque		○												¿					○									

Tabla 3.- Abundancia relativa de Las larvas de las especies indicadas por lugar de muestreo y en cada estación del año. (P =Primavera; V =Verano; O =Otoño; I =Invierno;● =Abundancia alta;⊙ =Abundancia media;⊙ =Abundancia baja;○ =Presente; ¿ = Se desconocía su presencia) .

Pie de figura 1.- Puntos de muestreos numerados (ver tabla 1), y distribución potencial de las especies autóctonas estudiadas. El mapa de distribución de la especie *P. macrodactylus* corresponde a la situación actual.

IMPACTO DE LAS ACUMULACIONES DE MACROALGAS EN LA COMUNIDAD BIOLOGICA INTERMAREAL.

Emilio García-Robledo[1]*, Alfonso Corzo[1], Stef van Bergeijk[1], Manuel Yúfera[2]

[1]Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz. Campus Rio San Pedro. Puerto Real. Cádiz.

[2]Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía CSIC. Campus Rio San Pedro. Puerto Real. Cádiz.

e-mail: emilio.garcia@uca.es

Resumen

Los efectos de la acumulación de macroalgas verdes en la comunidad biológica intermareal del caño Sancti Petri se siguieron a lo largo de un ciclo anual. La medida con microelectrodos selectivos de O_2 y H_2S permitió obtener perfiles detallados de la distribución vertical de estos parámetros. Los cambios en la microflora bentónica se estudiaron en la zona superficial del sedimento mediante microscopia óptica. Los cambios en la meiofauna se estudiaron tanto en la capa de macroalgas como en el interior del sedimento. La acumulación de macroalgas produce fenómenos de hipoxia/anoxia tanto en el sedimento como en el interior de la capa de macroalgas, que se acentúan en periodos de oscuridad, favoreciendo la acumulación de H_2S en zonas cercanas a la superficie del sedimento. En estas condiciones se produce una reducción del 96.7% en la población de microalgas bentónicas y un cambio en la comunidad, pasando de estar dominada por diatomeas a estarlo por cianobacterias. La meiofauna incrementa su densidad de población en un 845 ± 535%. El grupo con mayor crecimiento fueron los nematodos, cuya población es 9 veces superior al control, pasando a dominar completamente la meiofauna con un 92 ± 1% del número total de individuos, lo que produce una gran reducción de la diversidad.

Palabras clave: Acumulación de macroalgas · microelectrodos · meiofauna · microfitobentos

Introducción

Uno de los signos característicos de la eutrofización en zonas costeras, particularmente en zonas de circulación restringida, es la proliferación, acumulación sobre el sedimento, y posterior degradación de cantidades considerables de macroalgas verdes (Valiela et al. 1997). Estas proliferaciones afectan negativamente a diversas comunidades, tales como praderas de fanerógamas marinas (Den Hartong 1994), macrofauna (Norkko y Bondsdorff 1996) y microbentos (Sundbäck et al. 1996). En resumen, estas floraciones afectan a diversas funciones y servicios del ecosistema. En la Bahía de Cádiz, floraciones de especies de *Ulva*, *Enteromorpha* y *Cladophora* son las principales causantes del problema. Estas algas consumen grandes cantidades de nitrógeno y otros nutrientes inorgánicos durante la fase de crecimiento de la floración, retirándolos del agua y acumulándolos en sus tejidos (Corzo y Niell 1992). Por distintas razones (hidrología, senescencia…) las macroalgas tienden a acumularse en la superficie del sedimento, formando acumulaciones que pueden llegar a 10 kg (Peso fresco) m^{-2} en áreas muy contaminadas. La acumulación en la superficie del sedimento impide el intercambio de energía (luz) y materia (oxígeno, nutrientes…) entre la columna de agua y el sedimento. Dependiendo de la tasa de renovación del agua, turbulencia, etc., pueden contribuir con mayor o menor intensidad a los fenómenos de hipoxia, llegando incluso a la anoxia en la columna en el interior de la capa de macroalgas y/o en la superficie del sedimento. En estas condiciones se estimula la producción y acumulación de H_2S, toxico para la mayoría de los organismos (Madigan et al. 1997). Todos estos cambios medioambientales implican un cambio en la comunidad bentónica, en el que se favorece el desarrollo de especies con alta tolerancia a bajos niveles de oxígeno y a la presencia de sulfhídrico. El número de especies favorecidas por estas

condiciones es bajo, por lo que un bajo número de especies dominan la comunidad, produciendo una reducción de diversidad del sistema intermareal.

Material y Métodos.

Lugar de estudio y diseño experimental.

Las medidas se realizaron en el sedimento intermareal del Caño de Sancti Petri, en Julio y Noviembre del 2002 y en Febrero y Mayo del 2003. En cada estación, dos compartimentos cerrados de 1.5 x 1.5 m, con y sin macroalgas fueron instalados y mantenidos durante 3-4 semanas. Los compartimentos consistían en un recinto cerrado mediante una red con tamaño de malla de 2 cm, para evitar la entrada/salida de las macroalgas. Las medidas se hicieron al menos una semana después de la instalación de los compartimentos. Las macroalgas encontradas fueron, fundamentalmente, la forma tubular de *Ulva* sp. (anteriormente *Enteromorpha* sp.)

Microperfiles verticales de Oxígeno y Sulfhídrico.

Dos cores de sedimento fueron tomados en marea baja con tubos de metacrilato (diámetro interno 5.6 cm). En el laboratorio fueron montados en una cámara de flujo con temperatura controlada, donde se realizaron las medidas con microelectrodos como se describe en Corzo et al. (2005) . Se midieron perfiles verticales en estado estacionario de Oxigeno y Sulfhídrico en los cores incubados en oscuridad y en luz. Se empleo una luz de intensidad constante a 1000 μmol fotones m^{-2} s^{-1} (lámpara halógena, Novaflex, World Precision Instruments).

Los microelectrodos de oxígeno y H_2S fueron comprados a Unsisense® (Århus, Dinamarca). Los microelectrodos tienen un tamaño de punta de 20-30 μm con un tiempo de respuesta de 0.2-0.4 s (Revsbech 1989, Revsbech et al. 1983). La calibración de los microelectrodos se hizo de acuerdo a Corzo et al.(2005) y a García De Lomas et al. (2005). Los electrodos estaban conectados a un

picoamperímetro de alta sensibilidad (Unisense PA2000®). La señal del picoamperímetro se registró en un registrador de papel. Los microelectrodos se montaron en un micromanipulador mecánico (Unisense) y fueron conducidos dentro del sedimento con una resolución vertical entre medidas de 100 μm.

Composición de la comunidad microfitobentónica.

Para la identificación de la comunidad se tomaron dos cores de sedimento (diámetro interno 1.2 cm) que fueron fijados añadiendo 10mL de Glutaraldehido (2.25% en agua de mar filtrada por 5 μm). De cada muestra se tomaron los 5 primeros milímetros del sedimento, que fueron diluidos 50 veces con agua de mar filtrada para facilitar la separación de las células y el sedimento. La identificación taxonómica se hizo mediante microscopia óptica, de acuerdo a Boone and Castenholz (2001), Bourrelly (1970, 1981) y Round et al.(1990).

Con los datos de número de células por especie se calculo el Índice de Diversidad de Shannon, expresado como:

$$D = \Sigma (P_i \cdot \log_2 (P_i)) \quad (1)$$

Donde D es el indice de diversidad y P_i es la probabilidad de encontrarnos a la especie i.

Composición de la Meiofauna.

Para la determinación de la meiofauna se tomaron 2 cores de 2 cm de diámetro que fueron fijados con 10 mL de Formaldehído (4% en agua de mar filtrada). Cada muestra fue seccionada tomando los siguientes intervalos: macroalgas, superficie del sedimento, 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm y 10-15 cm en el sedimento. Las muestras se tamizaron por una malla de 2mm, para descartar macrofauna, y por otra de 45 μm para retener la meiofauna y eliminar el sedimento y la microfauna. Al igual que en la comunidad microfitobentónica, se calculo el índice de diversidad de Shannon anteriormente descrito.

Resultados y Discusión.

El microbentos que habita en los primeros milímetros del sedimento tiene un papel clave en los intercambios de masa entre la columna de agua y las capas más profundas del sedimento. La actividad fotosintética del microfitobentos contribuye significativamente a la producción primaria total en estuarios y otros medios costeros someros (McIntyre et al. 1996, Underwood y Kromkamp 1999) y por lo tanto representan una fuente importante de carbono orgánico (C_{org}) para los heterótrofos bentónicos (Middelburg et al. 2000). Además, la estructura física de la comunidad microbentónica, su composición taxonómica y las actividades biológicas presentes tienen una influencia determinante en los balances de oxígeno, carbono y otros nutrientes en la interfase sedimento-agua y por tanto en las tasas y rutas de mineralización de la materia orgánica en medios someros, debido a su alta relación S/V (Blackburn y Blackburn 1993, Corzo et al. 2005). Por esta razón el sedimento ejerce un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos locales, controlando fuertemente las condiciones fisicoquímicas y biológicas de la columna de agua en este tipo de sistemas. En un medio somero como son las llanuras intermareales y los caños y marismas del Parque Natural Bahía de Cádiz, el sedimento es el lugar donde se oxida o preserva una fracción importante del C_{org} que ingresa en el sistema. Este proceso consume el O_2 rápidamente en los primeros milímetros del sedimento. La actividad fotosintética del microfitobentos oxigena el sedimento y es determinante en la profundidad que alcanza la capa óxica superficial. Por debajo de la capa óxica, el C_{org} es oxidado anaeróbicamente mediante una comunidad microbiana compleja, fuertemente interrelacionada en la que se dan diversos tipos metabólicos y muchos ejemplos de relaciones sintróficas entre ellos. Una variada comunidad de microorganismos son capaces de completar la oxidación de esos compuestos orgánicos empleando una serie de aceptores terminales de e^- en substitución del O_2 (Fenchel & Finlay 1995). Compuestos como Fe^{3+},

Mn^{4+}, NO^{3-}, SO_4^{3-}, CO_2, etc, juegan un papel fundamental cuando el O_2 se agota. Dichos aceptores terminales son empleados secuencialmente, en función de su rendimiento energético. En el medio marino, debido al alto contenido en SO_4^{2-} del agua de mar, una porción considerable, hasta el 50%, de la materia orgánica se mineraliza anaeróbicamente a través de la sulfatorreducción como mecanismo de oxidación terminal de la materia orgánica (Jørgensen 1982), liberando como producto final sulfuro de hidrógeno (H_2S).

Efectos de la acumulación de macroalgas: Alteración del medio físico-químico.

La producción primaria de la comunidad microfitobentónica incrementa la concentración de oxígeno en el interior del sedimento, formando un perfil característico en luz. La concentración de oxígeno aumenta en la proximidad del sedimento, formándose un pico máximo situado entre 0.5 y 1mm. Esta zona corresponde con la profundidad de máxima producción de las microalgas bentónicas, en ella se alcanzan concentraciones de oxígeno que pueden superar los 1100 μmol l^{-1} (≈ 400% de saturación). Por debajo de esta zona, la concentración de oxígeno disminuye gradualmente debido al consumo por las bacterias heterótrofas aerobias y por la oxidación de compuestos reducidos, extinguiéndose completamente a una profundidad inferior a 2 mm (Fig. 1A). En oscuridad, la comunidad microbentónica es heterotrófica, por lo que presenta un consumo neto de oxígeno. Esta condición produce una rápida extinción del oxígeno disuelto tanto en la zona adyacente como en el interior del sedimento, agotándose completamente a una profundidad inferior a 0.5 mm (Fig. 1B). La distribución de oxígeno, tanto en luz como en oscuridad, presenta una variación estacional ligada a la variación de la comunidad microbentónica. Distintos parámetros como intensidad de luz, fotoperiodo, concentración de nutrientes, predación… afectan al desarrollo de la comunidad, haciendo que varíen estacionalmente las tasas de fotosíntesis y respiración de la comunidad, y, por tanto, varían los perfiles de oxígeno obtenidos en el sedimento (Fig. 1).

En la zona de estudio, el caño de Sancti Petri, las macroalgas se acumulan en la zona intermareal. Esta acumulación no se produce de forma homogénea, si no de forma parcheada, dejando áreas sin cobertura de macroalgas y zonas de acumulación. El ensayo llevado a cabo retenía las macroalgas dentro de un recinto cerrado, preseleccionado por la presencia de macroalgas. De esta forma el ciclo anual de crecimiento en invierno y senescencia en verano no esta reflejado en los datos.

Cuando las macroalgas se acumulan encima del sedimento constituyen una barrera física entre el sedimento y la columna de agua. La simple presencia de una capa continua encima del sedimento limita, por si misma, la libre difusión de sustancias entre el sedimento y el agua. Además, las macroalgas tienen un alto coeficiente de extinción de la luz, produciendo una gran reducción de la cantidad de luz que alcanza la superficie del sedimento. Las acumulaciones de macroalgas pueden reducir en torno a un 90-95% la cantidad de luz que incide sobre la superficie del sedimento (Astill y Lavery 2001, Sundbäck et al. 1990). El alto coeficiente de extinción de la luz que presentan estas acumulaciones hace que la luz se agote antes de alcanzar la superficie del sedimento. Esto hace que la actividad fotosintética se vea desplazada a la capa de macroalgas, en donde se produce el pico máximo en la concentración de oxígeno (Fig.1A). Por debajo de la capa de macroalgas la luz incidente es insuficiente para la alta actividad fotosintética de las microalgas bentónicas, reduciendo o suprimiendo los procesos fotosintéticos en el interior del sedimento. La alta actividad heterotrófica del sedimento, sumada a la reducción de la actividad fotosintética, hace que el sedimento sea heterotrófico neto, por lo que consume rápidamente el oxígeno que difunde desde la capa de macroalgas, haciendo que en la superficie del sedimento la concentración de oxígeno sea siempre inferior a la de saturación (215 μmol l^{-1}) (Fig. 1A). En oscuridad, la capa de macroalgas consume la mayor parte del oxígeno que difunde desde la columna de agua, haciendo que a la superficie del sedimento llegue una concentración de oxígeno inferior a 75 μmol l^{-1}, siendo frecuente la completa extinción del oxígeno en la superficie del sedimento (Fig. 1B).

La formación de condiciones hipóxicas y anóxicas tanto en la superficie, como en el interior del sedimento, favorecen un cambio de metabolismo en el sedimento. El sedimento intermareal recibe por sedimentación un gran aporte de materia orgánica que oxida parcialmente en la zona superficial, empleando como aceptor final de electrones el oxígeno. Las microalgas bentónicas, además de aportar hasta un 50% del carbono orgánico que llega al sedimento (Middelburg et al. 2000, Risgaard-Petersen 2003), incrementan la concentración de oxígeno en la zona superficial, aumentando así la cantidad de materia orgánica que es remineralizada por vía aerobia. Por debajo de esta capa óxica, la materia orgánica es degradada empleando otros aceptores terminales de electrones, principalmente el sulfato, debido a su abundancia en el medio marino. En condiciones normales, sin macroalgas, uno de los productos finales de la sulfatorreducción, el sulfuro de hidrógeno (H_2S), se oxida rápidamente en presencia de oxígeno, por lo que no se detecta su presencia en la zona superficial del sedimento (Fig. 2). La acumulación de macroalgas encima del sedimento, reduce significativamente la concentración de oxígeno disponible en el sedimento, por lo que una gran parte de la materia orgánica se remineraliza de forma anaerobia. La reducción del oxígeno favorece el desarrollo de procesos de fermentación en la zona superficial del sedimento y, por lo tanto, de la actividad sulfatorreductora, que emplea como sustrato los metabolitos de la fermentación. Esto produce un incremento en la concentración de H_2S en la zona superficial del sedimento, favorecido tanto por el aumento de la actividad sulfatorreductora, como por la disminución de la degradación química del H_2S al disminuir la concentración de oxígeno.

Efectos de la acumulación de macroalgas en la microflora bentónica.

Las zonas fangosas intermareales están constituidas por una diversa combinación de diatomeas pennadas, cianobacterias y flagelados. El elevado tamaño de las diatomeas bentónicas les confiere una ventaja respecto al resto de la comunidad, ya que así aumenta su resistencia a la depredación. Esto hace

que en las marismas del Caño Sancti Petri la microflora bentónica este dominado por un diverso conjunto de diatomeas, que constituyen el 72.98% del número total de individuos ($4.62 \cdot 10^6$ cel. cm^{-3}). El número de especies de diatomeas es superior a 47, siendo las especies dominantes de los géneros *Cylindrotheca, Navicula, Nitzchia* y *Gyrosigma*. El resto de la comunidad, esta compuesto por cianobacterias filamentosas, que constituyen el 27.02% de los individuos (1.71 cel. cm^{-3}). El número total de cianobacterias está repartido un menor número de especies, las cuales pertenecen a los géneros: *Oscillatoria, Spirulina, Lyngbya, Nodularia* y *Leptolyngbya*. El alto número de especies y la baja dominancia de determinadas especies confieren a este sistema un índice de diversidad de Shannon de 3.26.

Como se ha descrito anteriormente, la acumulación de macroalgas en la superficie del sedimento supone una drástica alteración del sistema intermareal. La capa de macroalgas reduce significativamente la cantidad de luz que alcanza la superficie del sedimento. Debajo de las macroalgas la luz es insuficiente para mantener las tasas fotosintéticas de las microalgas bentónicas y, por tanto, para mantener su crecimiento. Los ensayos llevados a cabo implican un tiempo mínimo de acumulación de dos semanas, tiempo suficiente para producir una reducción significativa de la comunidad microfitobentónica. La reducción de la comunidad se ve reflejada en la drástica disminución del número de células debajo de las macroalgas, pasando de una densidad superior a $6 \cdot 10^6$, en zonas sin cobertura, a $0.21 \cdot 10^6$ cel. cm^{-3} cuando las macroalgas cubren la superficie del sedimento (Tabla 1), lo que significa una reducción del 96.7% en el número de individuos. Sin embargo, la acumulación de macroalgas no sólo produce una disminución en el número de células, también produce un cambio en la composición de la comunidad. Las diatomeas, que en condiciones naturales dominan la comunidad, sufren una reducción del 98.3%, pasando de una densidad de $4.62 \cdot 10^6$, a $0.08 \cdot 10^6$ cel. cm^{-3} en la zona con macroalgas. La comunidad de cianobacterias también sufre una disminución del 91.8% del número de individuos, pasando de $1.71 \cdot 10^6$ en la zona control, a $0.14 \cdot 10^6$ cel. cm^{-3} debajo de las macroalgas. La disminución del

número de individuos no es proporcional para ambos grupos de microalgas, las cianobacterias sufren una menor regresión pasando a ser el grupo dominante con un 56.34% del número total de individuos. Vonshak et al. (2000) encuentran que cultivos de *Spirulina* crecen a una mayor velocidad cuando disponen de una fuente de carbono orgánico, es decir, cuando crecen de forma mixotrófica. Con este metabolismo, las cianobacterias crecen a una velocidad superior cuando están en un medio con baja intensidad de luz. Además, algunas cianobacterias pueden tener un metabolismo fermentativo (Stal y Moezelaar 1997), por lo que su crecimiento, aunque limitado, no estaría totalmente suprimido en condiciones de baja intensidad de luz. La acumulación de macroalgas no sólo reduce la luz incidente, también produce un incremento en la concentración de sulfhídrico en la zona superficial del sedimento. El sulfuro de hidrógeno es tóxico para la mayoría de organismos, ya que se combina con los citocromos y otros compuestos celulares que contienen hierro (Madigan et al. 1997). Sin embargo distintos géneros de cianobacterias pueden emplear el H_2S como aceptor terminal de electrones en medios anóxicos (Cohen y Rosenberg 1989, De Wit et al. 1988). Algunas especies de diatomeas tienen una cierta tolerancia al H_2S (Peletier 1996) y se ha descrito el empleo de compuestos orgánicos por parte de algunas diatomeas (Nilsson y Sundbäck 1996, Tuchman et al. 2006). Aunque, estas condiciones de baja intensidad de luz y presencia de H_2S parecen ser más desfavorables para el crecimiento de las diatomeas, siendo superior la tasa de crecimiento de las cianobacterias, haciendo que estas dominen la comunidad microbentónica debajo de las acumulaciones de macroalgas (Tabla 1).

Efectos de la acumulación de macroalgas en la meiofauna bentónica.

En los sedimentos estuáricos la meiofauna desempeña distintos papeles dentro del ecosistema: facilita la biomineralización del material orgánico y desarrolla la regeneración de nutrientes, sirve como alimento a los distintos niveles tróficos superiores y tiene una alta sensibilidad a las

alteraciones antropogénicas, haciendo de estos organismos un buen indicador de contaminación en estuarios (Coull 1999). La meiofauna, en si misma, no mineraliza la materia orgánica, pero estimula la comunidad microbiana mediante: (i) la ruptura mecánica de las partículas detríticas, haciéndolas más susceptibles a la degradación; (ii) la excreción directa de nutrientes que pueden ser usados directamente por la comunidad microbiana; (iii) la producción de mucopolisacáridos que contribuye al crecimiento bacteriano; y (iv) la bioturbación del sedimento, la meiofauna actúa como una cinta transportadora dentro del sedimento y entre el sedimento y la columna de agua (Tietjen 1980).

La meiofauna es una parte importante en la nutrición de una gran variedad de animales. Muchos animales pasan por una fase predadora de meiofauna, en la que los copépodos bentónicos son una presa habitual (Gee 1989). Normalmente, estos copépodos suelen vivir en zonas fangosas, en donde la meiofauna esta restringida a unos pocos milímetros de sedimento oxidado. De esta forma los depredadores solo necesitan tomar un bocado superficial de sedimento para conseguir su comida. Las estimaciones de las necesidades diarias de juveniles de peces alimentándose de meiofauna sugieren que los peces pueden cubrir sus necesidades energéticas diarias ingiriendo la meiofauna contenida en 10 cm^2 de sedimento estuárico (Cecchereli et al. 1994). En zonas arenosas, la fauna esta distribuida más profundamente, es de menor tamaño, y no esta tan disponible para los predadores. De esta forma, en estuarios donde los depredadores principales de meiofauna son los juveniles de peces, decápodos y pájaros, la retirada fundamental de meiofauna tiene lugar en zonas fangosas.

En la zona fangosa intermareal del caño Sancti Petri la meiofauna tiene una clara variación estacional. La máxima densidad de individuos se registró el mes de mayo, con una densidad total de 1330 ind. cm^{-2}, haciéndose mínima el mes de julio con una densidad de 295 ind. cm^{-2}. La distribución de los diferentes grupos de organismos esta condicionada por su tipo de alimentación, así como la localización de las condiciones físico-químicas que requiere cada grupo. Los organismos

cuyo alimento principal está constituido por microalgas están situados en la parte superficial del sedimento. Un ejemplo de este tipo de alimentación lo constituyen los copépodos, principalmente copépodos harpacticoides, que obtienen su alimento ingiriendo la parte superficial del sedimento, por lo que su distribución esta restringida a la superficie del sedimento (Fig. 3A). Otros grupos, como los nematodos, ostrácodos y poliquetos, ingieren sedimento de forma no selectiva, obteniendo su alimento de la materia orgánica que contiene. El alimento principal de estos grupos es, principalmente, los microorganismos asociados a la materia orgánica que contiene el sedimento que ingieren, fundamentalmente bacterias. Por lo tanto, la distribución de estos organismos presenta un máximo en la zona de mayor concentración de bacterias, es decir, en la zona superficial del sedimento (Fig. 3E, G, I). Además diversas especies de nematodos y ostrácodos, soportan condiciones de hipoxia, lo que permite que amplíen su distribución hacia zonas mas profundas del sedimento (Fig. 3E, G) (Rundle et al. 2002).

La acumulación de macroalgas en la superficie del sedimento supone una gran alteración tanto de las condiciones físico-químicas de las zonas bentónicas, como de la disponibilidad de alimento para la meiofauna. Como se ha discutido anteriormente, las macroalgas reducen la concentración de oxígeno tanto en el interior del sedimento como en su superficie (Fig. 1). A su vez, la acumulación de macroalgas produce un incremento en el contenido de materia orgánica del sedimento, lo que estimula el desarrollo de la comunidad bacteriana (Astill y Lavery 2001). El aumento de la materia orgánica que esta siendo remineralizada y la disminución del oxígeno disuelto favorecen la acumulación de H_2S, en zonas mas superficiales del sedimento (Fig. 2). El cambio en las condiciones físico-químicas produce un cambio en la microflora que habita el sedimento, alterando tanto la densidad de individuos como la composición de la comunidad (Tabla 1). Estas condiciones alteran de manera significativa la distribución y abundancia de los distintos grupos que constituyen la meiofauna. Organismos con baja tolerancia a condiciones anóxicas y/o al

sulfuro de hidrógeno tienden a escapar del sedimento hacia la capa de macroalgas o a la columna de agua. Este es el caso de los poliquetos, que tienen baja tolerancia a la anoxia y al sulfhídrico, por lo que se ven forzados a escapar de sedimento. Cuando las macroalgas se acumulan sobre el sedimento sólo se observan poliquetos el mes de Mayo, cuando la baja densidad de la capa de macroalgas permite que en la superficie del sedimento no se produzcan condiciones anóxicas, lo que permite el desarrollo de una pequeña población de 0.3 ind. cm^{-2}, una densidad 67% inferior a la media del control (Fig 3.J). Otros grupos de la meiofauna tienen tolerancia a bajos niveles de oxigeno y a la presencia de sulfhídrico, como es el caso de los copépodos, nematodos y ostrácodos. Para estos tres grupos la acumulación de macroalgas supone un incremento en la disponibilidad de alimento, por lo que su población aumenta en áreas con cobertura de macroalgas (Fig. 3.B, F, H). La población de copépodos aumenta un 177% en presencia de macroalgas, concentrándose en las propias macroalgas. Esta migración vertical, es debida a la reducción de las microalgas bentónicas, que hace que en la superficie del sedimento no encuentren suficiente comida y a la abundancia de alimento que supone las macroalgas. Aun así, una parte de la población permanece en la superficie del sedimento, mostrando la tolerancia de este grupo a la hipoxia/anoxia (Fig. 3B). El grupo mas beneficiado por la acumulación de macroalgas son los nematodos, que aumentan un 769 ± 480% su densidad de población comparada con la zona control. Los nematodos son un grupo muy amplio de organismos que incluyen distintos tipos de alimentación y distintos requerimientos físico-químicos, aunque algunas especies presentan alta tolerancia a la anoxia y a altas concentraciones de sulfhídrico (Wetzel et al. 2002), siendo estas especies las que presentan una gran desarrollo en el interior del sedimento, alcanzando una densidad total máxima de 3248 ind. cm^{-2} en mayo. La distribución de los nematodos en el interior del sedimento no se ve alterada por la presencia de macroalgas, situándose preferentemente en la zona sub-superficial del sedimento, donde la acumulación de materia orgánica y el desarrollo de la comunidad bacteriana favorecen la proliferación de nematodos detritívoros.

La diversidad de tipos de alimentación de los nematodos permite el desarrollo de una comunidad de 200 ± 115 ind. cm^{-2} en la capa de macroalgas. (Fig. 3F). Los ostrácodos son el otro grupo beneficiado por la acumulación de macroalgas. La mayoría de ostrácodos ingieren materia orgánica con la microfauna y microflora asociada, aunque se ha encontrado una diferenciación en el tipo de alimentación entre especies, encontrando especies con preferencia por los macrófitos (Rundle et al. 2002). Por lo tanto, los ostrácodos detritívoros se ven favorecidos en el interior del sedimento, debido al incremento de detritus, alcanzando una población media de 18.8 ± 3.4 ind. cm^{-2}, lo que supone un incremento medio respecto al control de un 560 ± 810%. En el interior del campo de macroalgas se desarrolla una población de 11.28 ± 9.7 ind. cm^{-2}, por lo que posiblemente se establece una población de ostrácodos herbívoros fuera del sedimento. El gasterópodo *Hidrobia* sp. se encontró asociado exclusivamente a las macroalgas (Fig. 3D). Aunque en la zona sin macroalgas no se encuentra ningún individuo, este grupo puede alimentarse de las microalgas bentónicas (Garcia de Lomas et al. 2005).

La acumulación de macroalgas en la superficie del sedimento produce un incremento en las poblaciones de copépodos, *Hidrobia* y Ostrácodos, pero especialmente de nematodos. Normalmente la meiofauna en zonas bentónicas intermareales está dominada por los nematodos, constituyendo un porcentaje variable de la comunidad. En nuestra zona de estudio los nematodos constituían del 44 al 72% de la comunidad. La acumulación de macroalgas estimula especialmente el crecimiento de este grupo, incrementando notablemente su densidad en el interior del sedimento. Esto produce un incremento en su dominancia respecto al resto de meiofauna, constituyendo el 90-93% de los individuos. Esta dominancia produce una importante reducción de la diversidad, que pasa de un valor de 1.49 ± 0.11 en la zona control, a un valor de 0.59 ± 0.05 cuando las macroalgas se acumulan en la superficie del sedimento (Fig. 4).

Agradecimientos.

Este trabajo ha sido financiado mediante el proyecto REN2002-01281/MAR y CTM2006-04015 del Ministerio de Educación y Ciencia. S. van Bergeijk fue financiada por una beca Marie Curie (HPMF-CT-2000-00994) de la Comunidad Europea. Agradecemos a la plantilla de ACUINOVA S.A. el soporte técnico y por darnos acceso libre al área de estudio.

Bibliografía

Astill, H.y Lavery, P. S. (2001). The dynamics of unattached benthic macroalgal accumulations in the Swan-Canning estuary. *Hydrological processes*. 15. 2387-2399.

Blackburn, T. H.y Blackburn, N. D. (1993). Rates of microbial processes in sediments. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A.* 344. 49-58.

Boone, D. R.y Castenholz, R. W. (2001). *Bergey's manual of Systematic Bacteriology. Second Edition. Vol.One: The Archeae and the deeply branching and phototrophic Bacteria*. Springer-Verlag.

Bourrelly, P. (1970). *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. I: Les algues bleues et rouges, les eugléniens, peridiniens et cryptomonadines.* N. B. Cie.

Bourrelly, P. (1981). *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. III: Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, phéophycées, xanthophycées et diatomées*. N. B. Cie.

Cecchereli, V. U., Mistri, M.y Franzoi, P. (1994). Predation impact on the meiobanthic harpacticoid *Canuella perplexa* in a lagoon of the Po River Delta. *Estuaries*. 17. 7-283.

Cohen, Y.y Rosenberg, E. (1989). Photosynthesis in cyanobacterial mats and its relations to the sulfur cycle: a model for microbial sulfur interactions. *Journal*.

Corzo, A., Garcia de Lomas, J., van Bergeijk, S. A., Luzon, A., Mayayo, M. J.y Mata, P. (2005). Carbonate mineralogy along a biogeochemical gradient in recent lacustrine sediments of Gallocanta Lake (Spain). *Geomicrobiology Journal*. 22. 1-16.

Corzo, A.y Niell, F. X. (1992). Inorganic nitrogen metabolism in *Ulva rigida* illuminated with blue light. *Marine Biology*. 112. 223-228.

Coull, B. C. (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*. 24.

De Wit, R., Van Boekel, W. H. M.y Van Gemerden, H. (1988). Growth of the cyanobacterium *Microcoleus chthonoplastes* on sulphide. *FEMS Microbial Ecology*. 53. 203-209.

Den Hartong, C. (1994). Suffocation of a littoral Zoostera bed by *Enteromorpha radiata*. *Aquatic Botany*. 47. 21-28.

Garcia de Lomas, J., Corzo, A., García, C.y van Bergeijk, S. A. (2005). Microbenthos in a hypersaline tidal lagoon: factors affecting microhabitat, community structure and mass exchange at the sediment-water interface. *Aquatic Microbial Ecology*. 38. 53-69.

Gee, J. M. (1989). An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zool. J. Limn. Soc.* 96. 61-243.

Jørgensen, B. B. (1982). Mineralization of organic matter in thesea bed: the role of sulfate reduction. *Nature*. 296. 643-645.

Madigan, M. T., Martinko, J. M.y Parker, J. (1997). *Brock Biology of microorganisms*.

McIntyre, H. L., Geider, R. J.y Miller, D. C. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats: I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*. 19. 186-201.

Middelburg, J. J., Barranguet, C., Boschker, H. T. S., Herman, P. M. J., Moens, T.y Heip, C. H. P. (2000). The fate of intertidal microphytobenthos carbon: an in situ 13C-labeling study. *Limnology and Oceanography*. 45. 1224-1234.

Nilsson, C.y Sundbäck, K. (1996). Aminoacid uptake in natural microphytobenthic assemblages studied by microautoradiography. *Hydrobiologia*. 332. 119-129.

Norkko, A.y Bondsdorff, E. (1996). Rapid zoobenthic community responses to accumulation of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series*. 131. 143-157.

Peletier, H. (1996). Long-term changes in intertidal estuarine diatom assemblages related to reduced input of organic waste. *Marine Ecology Progress Series*. 137. 265-271.

Revsbech, N. P. (1989). An oxygen microelectrode with a guard cathode. *Limnology and Oceanography*. 34.

Revsbech, N. P., Jørgensen, B. B., Blackburn, T. H.y Cohen, Y. (1983). Microelectrode studies of photosynthesis and O_2, H_2S and pH profiles of a microbial mat. *Limnology and Oceanography*. 28. 1062-1074.

Risgaard-Petersen, N. (2003). Coupled nitrification-denitrification in autotrophic and heterotrophic estuarine sediments: On the influence of benthic microalgae. *Limnology and Oceanography*. 48. 93-105.

Round, F. E., Crawford, R. M.y Mann, D. G. (1990). *Biology & morphology of the genera. The diatoms.* C. U. Press.

Rundle, S. D., Roberson, A. L.y Schmid-Araya, J. M. (2002). *Freshwater meiofauna. Biology and ecology.* B. Publishers.

Stal, L. J.y Moezelaar, R. (1997). Fermentation in cyanobacteria. *FEMS Microbiology Reviews*. 21. 179-211.

Sundbäck, K., Carlson, L., Nilsson, C., Jönsson, B., Wulff, A.y Odmark, S. (1996). Response of benthic microbial mats to drifting green algal mats. *Aquatic Microbial Ecology*. 10. 195-208.

Sundbäck, K., Jonsson, B., Nilsson, C.y Lindstrom, I. (1990). Impact of accumulating drifting macroalgae on a shallow-water sediment system: an experimental study. *Marine Ecology Progress Series*. 24. 167-176.

Tietjen, J. H. (1980). Microbial-meiofaunal interrelationships: a review. *Microbiology*. 1980. 8-335.

Tuchman, N. C., Schollet, M. A., Rier, S. T.y Geddes, P. (2006). Differential heterotrophic utilization of organic compounds by diatom and bacteria under light and dark conditions. *Hydrobiologia*. 561. 167-177.

Underwood, G. J. C.y Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research*. 29. 93-153.

Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D.y Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequeces. *Limnology and Oceanography*. 42. 1105-1118.

Vonshak, A., Cheung, S. M.y Chen, F. (2000). Mixotrophic growth midifies the response of *Spirulina (arthrospira) platensis* (cyanobacteria) cell ti light. *Journal of phycology*. 36. 673-679.

Wetzel, M. A., Weber, A.y Giere, O. (2002). Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. *Marine Biology*. 141. 679-689.

Figuras

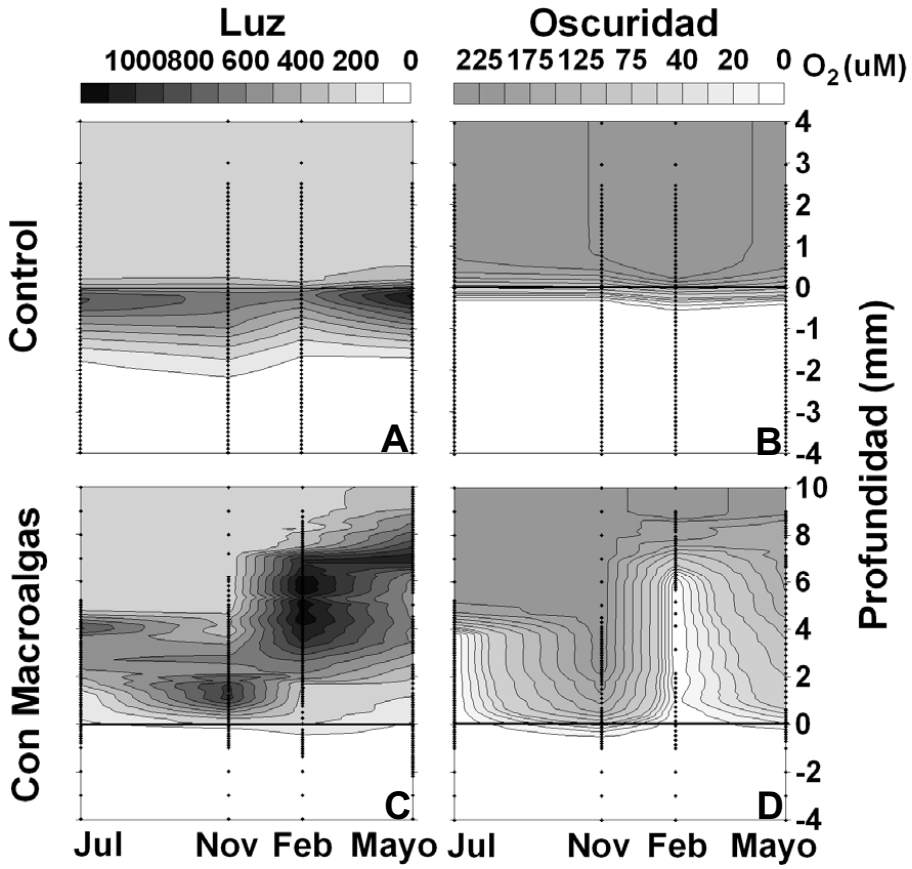


Figura 1. Microperfiles de oxígeno en luz y oscuridad, obtenidos en áreas control (sin macroalgas) y con cobertura de macroalgas. Los puntos en las gráficas representan las medidas reales con los microelectrodos.

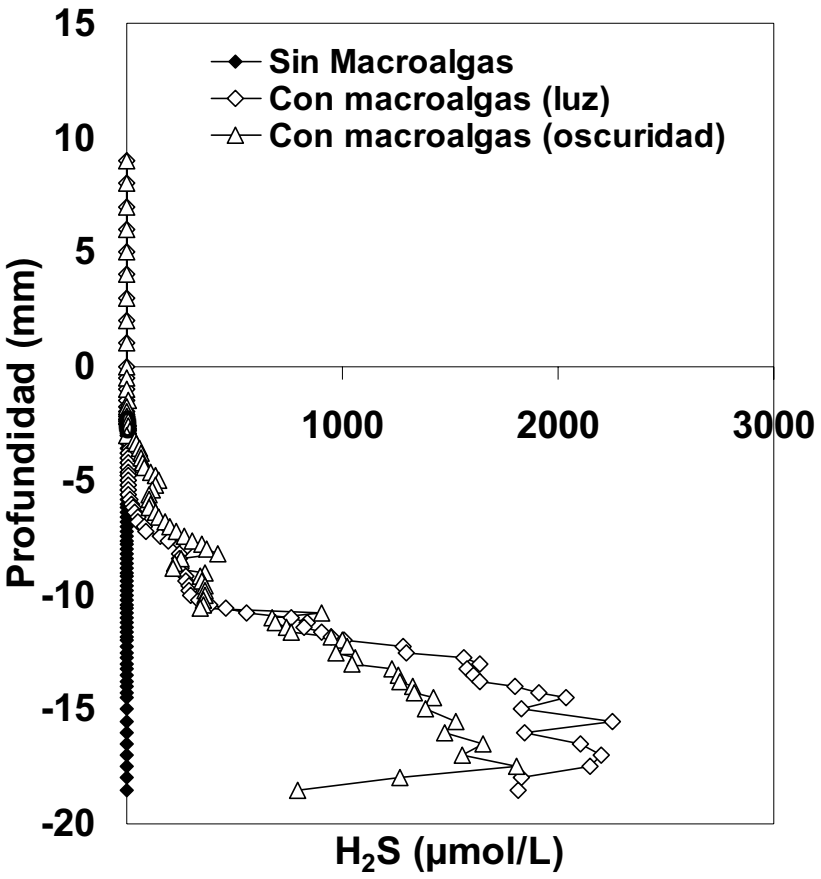


Figura 2. Perfiles representativos de Sulfuro de Hidrógeno (H_2S) en el interior del sedimento de zonas sin cobertura de macroalgas (Control) y con cobertura de macroalgas.

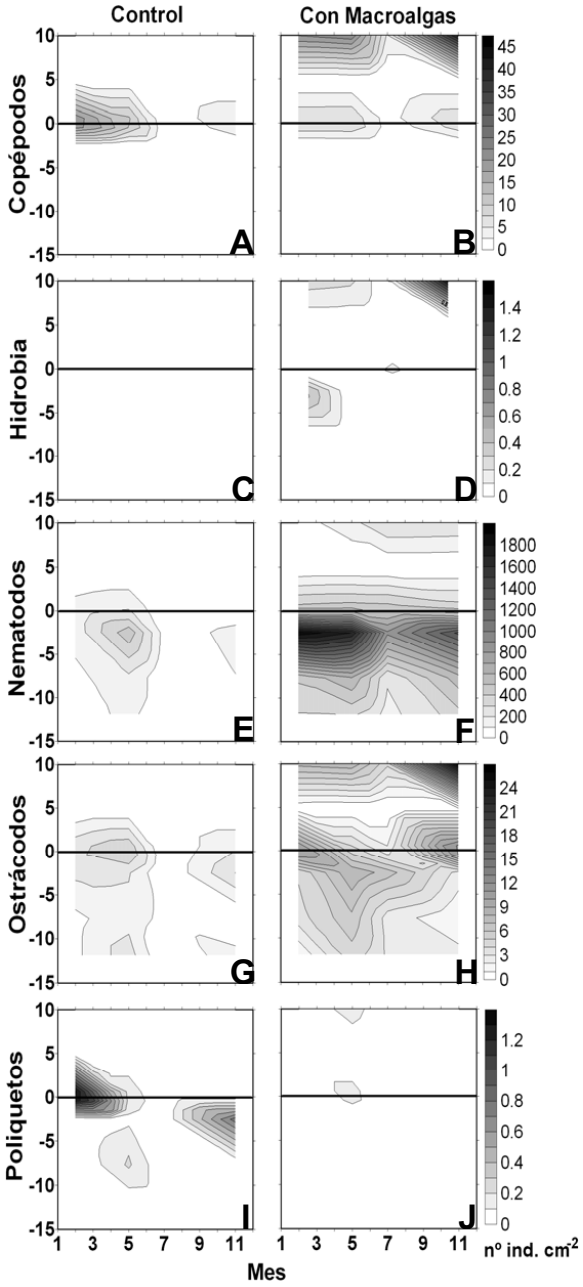


Figura 3. Distribución espacio-temporal de los grupos principales de meiofauna encontrados en áreas sin cobertura de macroalgas (Control) y con cobertura de macroalgas.

Tabla 1. Densidad de células de los principales grupos de microalgas bentónicas, expresado como número de individuos por cm^3 y como porcentaje de la comunidad. El índice de diversidad de Shannon se ha empleado para comparar la comunidad biológica de las áreas sin cobertura de macroalgas (control) y con cobertura de macroalgas.

.

	Control		**Con Macroalgas**	
	10^6 Cel./cm^3	**%**	**10^6 Cel./cm^3**	**%**
Cianobacterias	1.71	27.02	0.14	56.34
Diatomeas	4.62	72.98	0.08	43.66
Total (10^6 Cel./cm^3)	**6.34**		**0.21**	
Diversidad microflora	**3.26**		**2.81**	
Diversidad meiofauna	**1.49 ± 0.12**		**0.59 ± 0.05**	

HONGOS TERMOFILOS DEL PARQUE NATURAL DE LOS ALCORNOCALES Y COMARCA DEL CAMPO DE GIBRALTAR .

José Ramón Sogorb Castro
Biólogo y
Profesor jubilado de Ed. Secundaria.

Esta comunicación tiene como objetivo presentar una aproximación a aquellos hongos que pueden asumir la denominación de termófilos, pertenecientes a los siguientes Ordenes: Myxomicetes, Ascomicetes, Aphylophorales, Agaricales, Tremelales, Gasterales, Russulales y Boletales.

Contando con la dificultad de un concepto dinámico y complejo como el de termófilo, un buen punto de partida es determinar la distribución geográfica de los hongos termófilos y los hongos con tendencia termófila. Los primeros se localizan en la cuenca mediterránea mientras que los segundos se hallan en enclaves templados dentro de una distribución europea meridional más amplia que la estrictamente mediterránea. En general, se puede decir que, fructifican asociados, principalmente y en sentido amplio, a una vegetación esclerófila arbórea y arbustiva.

Los hongos termófilos, en general, son hongos especializados, sobre todo, en resolver problemas de estrés hídrico. En la Comarca del Estrecho se da un régimen estacional de lluvias con ausencia de precipitaciones desde abril a octubre aproximadamente. Nos encontramos con ciclos pluviométricos irregulares, con elevada insolación y consiguiente pérdida de humedad del suelo acelerada por los vientos de levante y por la escasa retención de agua de los suelos arenosos que son dominantes. Pero también encontramos espacios donde el aprovechamiento de la alta humedad de las nubes orográficas que se forman en las sierras próximas al mar permite la formación de bosques de niebla.

Se puede decir que los hongos termófilos o con tendencia termófila se hallan repartidos en los Ordenes y porcentaje siguientes:

- No hay ninguno entre los 16 myxomicetes y los 10 tremelales estudiados.
- Entre los 84 ascomicetes estudiados, se pueden citar 4 especies que equivalen al 4.8%.
- Entre los 130 afiloforales estudiados, se pueden citar 20 especies que equivalen al 15.4%.
- Entre los 275 agaricales estudiados, se pueden citar 35 especies que equivalen al 12.7%.
- Entre los 39 gasterales estudiados, se pueden citar 12 especies que equivalen al 30%.
- Entre los 36 russulales estudiados, se pueden citar 10 especies que equivalen al 27.8%.

1. Entre los 35 boletales estudiados se pueden citar 19 especies que equivalen al 54.3% .

Resumiendo, de las 625 especies estudiadas, 100 especies (16%), corresponden a la denominación de hongos termófilos o con tendencia termófila. Este dato podría indicar la amplia capacidad de adaptación de los hongos a la variación térmica, ya que alrededor del 84% desarrolla normalmente su ciclo biológico entre márgenes térmicos más amplios.

Ahora bien, teniendo en cuenta la abundancia de los hongos termófilos o con tendencia termófila, se puede afirmar que:

1. entre el 50% y el 60% fructifican todos los años y en abundancia,
2. que alrededor del 30% lo hacen todos los años en menor abundancia o fructifican de modo aislado,
3. que alrededor del 5% no fructifican todos los años y
4. que el 5% al 10% requieren de mayor seguimiento por no tener datos suficientes.

Relación de hongos termófilos:

Agaricales:

- Amanita boudieri,
- Amanita codinae,
- Amanita curtipes,
- Amanita gemmata f. amici,
- Amanita ovoidea,
- Amanita proxima,
- Amanita verna,
- Amanita vittadinii,
- Cortinarius cistoadelphus,
- Cortinarius decipiens var. subturibulosus,
- Cortinarius elegantissimus,
- Cortinarius meridionalis,
- Echinoderma carinii,
- Gymnopilus suberis,
- Hebeloma sarcophyllum,
- Leucoagaricus melanotrichus,
- Leucocoprinus cepistipes,
- Limacella illinita,
- Macrolepiota fuligineosquarrosa,
- Marasmiellus omphaliformis,
- Melanoleuca excissa,
- Omphalina vesuviana y
- Omphalotus olearius.

Aphyllophorales:

- Inonotus tamaricis,
- Laurobasidium lauri,
- Perenniporia ochroleuca,
- Phellinus torulosus,
- Polyporus meridionalis y
- Pulcherricium caeruleum.

Ascomicetes:

- Balsamia vulgaris,
- Delastria rosea,
- Hypoxilon cohaerens e
- Hypoxilon mediterraneum.

Gasterales:

- Clathrus ruber,
- Colus hirudinosus,
- Gyrophragmium dunalii,
- Ileodyction gracile,
- Scleroderma meridionale,
- Scleroderma verrucosum y
- Torrendia pulchella.

Russulales:
- Lactarius atlanticus,
- Lactarius cistophilus,
- Lactarius luridus,
- Lactarius rugatus,
- Lactarius subumbonatus y
- Lactarius vellereus.

Boletales:
- Boletus luteocupreus,
- Boletus pseudoregius,
- Boletus pulchrotinctus,
- Boletus radicans,
- Boletus rhodopurpureus f. rhodopurpureus,
- Boletus rhodoxanthus,
- Boletus spretus,
- Chroogomphus rutilus var. fulmineus,
- Leccinum lepidum,
- Omphalotus olearius,
- Suillus bellinii y
- Xerocomus roseoalbidus.

Relación de hongos con tendencia termófila:

Agaricales:
- Amanita caesarea,
- Amanita crocea var. subnudipes,
- Amanita echinocephala,
- Cortinarius orellanus,
- Crinipellis tomentosa,
- Lepiota brunneoincarnata,
- Tricholoma caligatum y
- Tricholoma fracticum.

Aphyllophorales:
- Albatrellus subrubescens,
- Aleurodiscus disciformis,
- Coriolopsis trogii,
- Daedalea quercina,
- Ganoderma lucidum,
- Podoscypha multizonata,
- Polyporus alveolaris,
- Telephora caryophyllea y
- Trichaptum biforme.

Ascomicetes:
- Helvella leucomelaena.

Gasterales:
- Myriostoma coliforme,
- Pisolithus arhizus y
- Scleroderma polyrrhizum.

Russulales:
- Lactarius sanguifluus,
- Russula amoenicolor,
- Russula aurea y
- Russula torulosa.

Boletales:
- Boletus aereus,
- Boletus aestivalis,
- Boletus fragans,
- Boletus impolitus,
- Boletus regius y
- Gyroporus castaneus.

NOTICIARIO

ZOOLOGÍA.
INVERTEBRADOS.

OBSERVACIONES DE BRANCHIOPODA EN LAGUNAS TEMPORALES DE LA PROVINCIA

Juan García de Lomas Latín y Carlos M García.
Departamento de Biología (área de Ecología), Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales- Univ. de Cádiz. Pol. Río San Pedro s/n – 11510- Puerto Real.
E-mail: juan.garciadelomas@uca.es

En esta nota se informa sobre algunos invertebrados de la subcl. Branchiopoda (Cl. Crustacea), recogidos en visitas a diferentes encharcamientos temporales dulces y salobres de la provincia de Cádiz. Tal y como se hizo en los volúmenes III y IV de la Revista de la Sociedad (García de Lomas y García, 2003; García de Lomas et al., 2005) se siguen haciendo observaciones con intención de completar un mapa de distribución de branquiódos en la provincia.

Los encuentros ponen de manifiesto que algunas especies que habían sido encontradas previamente (García de Lomas y García, 2003; García de Lomas et al. 2005) tienen una amplia distribución en la provincia, como es el caso de *Moina brachiata, Daphnia magna, Ceriodaphnia quadrangula* (Anomopoda) y *Chirocephalus diaphanus* (Anostraca). Respecto a los datos anteriores, llama la atención la presencia de *Tanymastix stagnalis* en nuevas localidades bastante alejadas unas de otras (Barbate, Guadalete), lo que sugiere una amplia prevalencia en la provincia. Es posible que esta especie pueda tratarse de *T. affinis*, ya que la clave de Alonso (1996) no permite distinguir ambas especies. También destaca el hallazgo de *Macrothrix laticornis* por primera vez en la provincia, cerca de la desembocadura del arroyo Guadalquitón (San Roque). El anostráceo *Streptocephalus torvicornis* queda de momento relegado a una única población en la provincia, ya que el ambiente donde se localizó la cita anterior en La Algaida de Puerto Real (García de Lomas y García, 2003) ha desaparecido recientemente por la transformación de los suelos en instalaciones deportivas universitarias. Respecto a *Triops cancriformis*, se han localizado 8 nuevas citas, pero no se ha concretado la subespecie en cuestión debido a que en la actualidad se están estudiando con detalle sus poblaciones mediante técnicas moleculares (M. Korn, en prep.).

A pesar de estar incluidos en la Directiva 43/92 como hábitats de interés comunitario "prioritario" (con la figura de "estanques temporales mediterráneos"), se viene observando una pérdida progresiva de este tipo de ambientes, principalmente por construcción de infraestructuras y por actividades relacionadas con la agricultura (modificación de los drenajes naturales, avenamientos, etc.). Muchos de los encharcamientos visitados lindan con márgenes de carreteras cuya duplicación es inminente, pudiendo sufrir su total desaparición en un corto período de tiempo. Tal es el caso de algunos encharcamientos cercanos a la N-340 a la altura de Tahivilla y Facinas (Tarifa). También en Barbate, la única cita de *Streptocephalus torvicornis* se encuentra en un pequeño encharcamiento que linda con la carretera hacia Zahara de los Atunes y la depuradora, susceptible de desaparecer ante cualquier transformación urbanística. El encharcamiento junto a tráfico (San Fernando) ha sido parcialmente ocupado por la

construcción del nuevo parque de bomberos. Por otro lado, se ha observado la pérdida de temporalidad en la mayoría de las lagunas temporales de Guadalquitón, que si bien aparecían aisladas unas de otras a lo largo del tramo de dunas Punta Mala-Sotogrande, ahora aparecen conectadas a la desembocadura del arroyo Guadalquitón. Sea que esta conexión se haya producido como consecuencia de una crecida del arroyo o bien por intervención humana, la conexión hace más vulnerable a las perturbaciones en conjunto al sistema, hacen descender la beta-diversidad al homogenizar el medio y restan temporalidad a muchas charcas donde estos especialistas a aguas efímeras suelen medrar.

Bibliografía:

Alonso M. (1996). *Crustacea, Branchiopoda*. En: *Fauna Ibérica* Vol. 7. Ramos, M. A. et al. (eds) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.

García de Lomas J, García CM. (2003). Observaciones de Branchiopoda en lagunas temporales litorales de la provincia. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, vol. III: 277-279.

García de Lomas J, García CM y Canca I. (2005). Caracterización y fenología de las lagunas temporales del pinar de la Algaida (Puerto Real, Cádiz). *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, vol. IV: 105-124.

Localización	Municipio	Fecha	Conductiv. (mS cm^{-1})	Coordenadas (Lat.; Long.)	Especies
Barbate-Depuradora	Barbate	3.IV.2006	5,12	N36º 11´ 16,1´´ W5º 54´ 34,5´´	*Streptocephalus torvicornis*[c] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Leydigia acanthocercoides*[d] *Pleuroxus letourneuxi*[d]
Retín-Barbate1	Barbate	3.IV.2006	0,74	N36º 10´ 18,8´´ W5º 53´ 32,9´´	*Triops cancriformis*[a] *Cyzicus grubei*[b] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d]
Retín-Barbate2	Barbate	3.XI.2006	0,84	N36º 10´ 23,5´´ W5º 53´ 28,6´´	*Triops cancriformis*[a] *Ceriodaphnia* sp.[d]
Retín-Barbate3	Barbate	3.XI.2006	0,63	N36º 10´ 31,8´´ W5º 53´ 33,8´´	*Triops cancriformis*[a] *Tanymastix stagnalis*[c]
Benalup	Benalup	7.IV.2006	0,56	N36º 20´ 27,6´´ W5º 48´ 01,9´´	*Triops cancriformis*[a] *Chirocephalus diaphanus*[c] *Tanymastix stagnalis* *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d] *Megafenestra aurita*[d]
Ctra. Benalup-Los Barrios	Benalup	7.IV.2006	0,43	N36º 17´ 40,3´´ W5º 47´ 42,9´´	*Triops cancriformis*[a]
Torregorda	Cádiz	4.XII.2006	0,3	N36º 27´ 45,2´´ W6º 15´ 02,3´´	*Moina brachiata*[d]
Playa Tres Piedras	Chipiona	15.XII.2006	3,80	N36º 42´ 39,0´´ W6º 25´ 50,6´´	*Chirocephalus diaphanus*[c] *Daphnia magna*[d] *Simocephalus expinosus*[d] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Macrothrix hirsuticornis*[d] *Megafenestra aurita*[d] *Moina brachiata*[d] *Leydigia acanthocercoides*[d]
Marisma Guadalete1	El Puerto Sta. María	1.XII.2006	1,39	N36º 35´ 58,9´´ W6º 9´ 05,8´´	*Daphnia magna*[d] *Macrothrix hirsuticornis*[d]
Marisma Guadalete2	El Puerto Sta. María	1.XII.2006	2,32	N36º 36´ 00,5´´ W6º 9´ 05,9´´	*Daphnia magna*[d] *Moina brachiata*[d] *Alona rectangula*[d] *Pleuroxus letourneuxi*[d]
Marisma Guadalete3	El Puerto Sta. María	1.XII.2006	0,60	N36º 36´ 02,8´´ W6º 9´ 10,4´´	*Tanymastix stagnalis*[c]
Marisma Guadalete4	El Puerto Sta.María	4.XII.2006	7,05	N36º 35´ 55,6´´ W6º 8´ 10,4´´	*Daphnia magna*[d] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Macrothrix hirsuticornis*[d] *Moina brachiata*[d] *Alona rectangula*[d]
Silo-vía tren	Jerez-El Cuervo	14.XI.2006	1,20	N36º 50´ 15,9´´ W6º 01´ 02,6´´	*Chirocephalus diaphanus*[c] *Daphnia magna*[d] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d] *Alona azorica*[d] *Dunhevedia crassa*[d]
Cantera abandonada junto Los Tollos	Jerez-El Cuervo	1.XI.2006	-	N36º 50´ 18,9´´ W6º 01´ 15,9´´	*Ceriodaphnia quadrangula*[d]
Casablanca-El Silo	Jerez-El Cuervo	14.XI.2006	1,19	N36º 50´ 22,3´´ W6º 04´ 36,1´´	*Triops cancriformis*[a] *Chirocephalus diaphanus*[c] *Daphnia magna*[d] *Ceriodaphnia quadrangula*[d]

					Moina brachiata[d]
Crta Chiclana-Medina	Medina Sidonia	26.III.2006	0,66	N36º 26´ 38,4´´ W5º 54´ 36,4´´	*Chirocephalus diaphanus*[c] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Macrothrix hirsuticornis*[d] *Moina brachiata*[d]
Crta Medina-A381	Medina Sidonia	1.IV.2006	0,82	N36º 27´ 22,2´´ W5º 52´ 54,9´´	*Chirocephalus diaphanus*[c] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d]
Barrio Jarana	Puerto Real	4.XII.2006	0,63	N36º 29´ 41,9´´ W6º 8´ 28,6´´	*Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d]
Marisma Cetina, Carrahola	Puerto Real	11.III.2006	4,76	N36º 32´ 40,9´´ W6º 9´ 59,3´´	*Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d] *Pleuroxus letourneuxi*[d]
Marisma Aletas, junto a nueva Rotonda conexión AP-IV	Puerto Real	5.IV.2006	9,12	N36º 32´ 49,4´´ W6º 10´ 10,2´´	*Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Megafenestra aurita*[d] *Moina brachiata*[d] *Pleuroxus letourneuxi*[d] *Alona azorica*[d]
Marisma Aletas, junto a antiguo vertedero	Puerto Real	11.III.2006	3,72	N36º 32´ 51,0´´ W6º 11´ 50,4´´	*Daphnia magna*[d] *Pleuroxus letourneuxi*[d]
Cementerio-vía tren	Puerto Real	3.IV.2006	0,31	N36º 32´ 27,7´´ W6º 11´ 45,3´´	*Branchipus cortesi*[c] *Moina brachiata*[d]
Campos cultivo, P.Real-Norte	Puerto Real	15.XII.2006	0,59	N36º 31´ 38,7´´ W6º 9´ 58,9´´	*Triops cancriformis*[a] *Ceriodaphnia quadrangula*[d]
Charca junto a tráfico	San Fernando	4.XII.2006	0,59	N36º 27´ 14,8´´ W6º 13´ 05,2´´	*Triops cancriformis*[a] *Moina brachiata*[d] *Dunhevedia crassa*[d] *Alona rectangula*[d]
Guadalquitón	San Roque	17.XI.2006	0,84	N36º 15´ 53,8´´ W5º 17´ 24,3´´	*Simocephalus vetulus*[d] *Ceriodaphnia reticulata*[d] *Macrothrix laticornis*[d] *Dunhevedia crassa*[d]
N-340- Tahivilla1	Tarifa	9.III.2006 3.IV.2006	0,98	N36º 11´ 34,4´´ W5º 46´ 03,8´´	*Triops cancriformis*[a] *Cyzicus grubei*[b] *Ceriodaphnia quadrangula*[d]
N-340- Tahivilla2	Tarifa	7.IV.2006	0,91	N36º 11´ 27,4´´ W5º 45´ 54,5´´	*Triops cancriformis*[a] *Cyzicus grubei*[b] *Ceriodaphnia quadrangula*[d] *Moina brachiata*[d]

Tabla. Relación de encharcamientos temporales visitados, con la localización geográfica, la conductividad del agua y los taxones encontrados. [a]ord. Notostraca; [b]ord. Spinicaudata; [c]ord. Anostraca; [d]ord. Anomopoda.

ZOOLOGÍA.
INVERTEBRADOS.

OBSERVACIONES DE BRANCHIOPODA EN LAGUNAS TEMPORALES DE LA PROVINCIA

Juan García de Lomas Latín y Carlos M García. Departamento de Biología (área de Ecología), Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales- Univ. de Cádiz. Pol. Río San Pedro s/n – 11510- Puerto Real.

Esta nueva nota sigue a la publicada en el número III de la revista, donde se informa sobre nuevos registros de invertebrados de la subcl. Branchiopoda (Cl. Crustacea), recogidos en varios encharcamientos temporales dulces y salobres de la provincia de Cádiz. El muestreo sigue siendo no sistemático y sólo refleja los resultados de algunas tomas de muestras ocasionales, principalmente durante marzo-abril de 2006, tras un periodo de lluvias. Los encuentros ponen de manifiesto que algunas especies que habían sido encontradas previamente (García de Lomas y García, 2003; García de Lomas et al. 2005) deben tener una distribución bastante amplia en la provincia. También se ha seguido observando la pérdida progresiva de este tipo de ambientes, principalmente por construcción de infraestructuras, por la agricultura extensiva y la modificación de los drenajes naturales por obras de regadío. Algunos de los microhábitats visitados lindan con márgenes de carreteras cuya duplicación es inminente, pudiendo sufrir su total desaparición en un corto período de tiempo. Tal es el caso de algunos encharcamientos de la N-IV a la altura de Tahivilla (Tarifa). Para la determinación se ha seguido la obra de Miguel Alonso, sintetizada en el tomo 7 de Fauna Ibérica (Alonso, 1996).

Orden Anomopoda

Megafenestra aurita (Fam. Daphniidae), capturado en encharcamientos temporales de Puerto Real, en la marisma de Las Aletas, cerca de la nueva rotonda a San Fernando, el 5-IV-06 (conductividad = 9.12 mS cm^{-1}). También en un pequeño encharcamiento al pie de Benalup, el 7-IV-06 (conductividad = 0,558 mS cm^{-1}).

Daphnia (Ctenodaphnia) magna (Fam. Daphniidae). Observada en un encharcamiento de Puerto Real, en el borde de la marisma de Las Aletas, junto a la nueva estación de tren, que presentó una conductividad de 3,72 mS cm^{-1}, el 11.III.06.

Ceriodaphnia quadrangula (Fam. Daphniidae), encontrado en casi todos los estanques temporales de la provincia incluidos en esta nota, demostrando una distribución muy amplia: marisma de Cetina, junto a Carrahola, el 11.III.06 (Puerto Real) (conductividad = 4,76 mS cm^{-1}); en marisma de Aletas, junto a nueva rotonda a San Fernando, el 5.IV.06; Carretera Chiclana-Medina Sidonia, junto a desvío a Benalup (0,66 mS cm^{-1}), el 26.III.06; en Tahivilla (Tarifa), cerca del margen de la N-IV, el 9.III.06; en Barbate, cerca de la EDAR (5,12 mS cm^{-1}) y en otro cerca de la carretera que pasa por el Retín (0,74 mS cm^{-1}) el 3.IV.06; finalmente en Benalup en el mismo lugar y día que *Megafenestra aurita*.

Moina brachiata (Fam. Moinidae), encontrado en un encharcamiento de Puerto Real, localizado entre el cementerio y la vía de tren, el 3.IV.06; en marisma de Cetina, cerca

de Carrahola y en marisma de las Aletas (Puerto Real), junto a nueva rotonda a San Fernando; en Tahivilla (Tarifa); en Barbate de camino a la sierra del Retín; y en el encharcamiento próximo a la carretera Chiclana-Medina Sidonia, junto a desvío a Benalup, en los días señalados anteriormente.

Macrothrix hirsuticornis (Fam. Macrotrichidae), hallado en el encharcamiento próximo a la carretera Chiclana-Medina Sidonia, junto a desvío a Benalup.

Pleuroxus letourneuxi (Fam. Eurycercidae), encontrado en la marisma de Cetina junto a Carrahola (Puerto Real); en la marisma de las Aletas, tanto cerca de la nueva estación de tren, como en las proximidades de la nueva rotonda a San Fernando; y en el encharcamiento de Barbate, próximo a la EDAR, en los días indicados anteriormente.

Alona azorica (Fam. Eurycercidae), en marisma de Aletas, junto a la nueva rotonda a San Fernando, el 5.IV.06.

Orden Anostraca

Tanymastix stagnalis (Fam. Branchipodidae). Hallada en un encharcamiento de Benalup, donde se citó *Megafenestra aurita*. Es posible que esta especie pueda tratarse de *T. affinis*, ya que la clave de Alonso (1996) no permite distinguir ambas especies.

Branchipus cortesi (Fam. Branchipodidae), hallado en Puerto Real, en el encharcamiento localizado entre el cementerio municipal y la vía del tren, el 3.IV.06.

Streptocephalus torvicornis (Fam. Streptocephalidae). Ha sido capturado en Barbate, junto a la EDAR, el 3.IV.06.

Chirocephalus diaphanus (Fam. Chirocephalidae). Esta especie ha revelado una distribución amplia, habiéndose encontrado en los siguientes encharcamientos: cruce Medina-Benalup; una pequeña charca cerca de la carretera que lleva desde Medina a la autovía A-390, el día 1.IV.06; y en Benalup, compartiendo hábitat con *T. stagnalis*.

Orden Spinicaudata

Cyzicus grubei (Fam. *Cyzicidae*), recolectado en el encharcamiento temporal de Barbate, camino al Retín y en Tahivilla (Tarifa), los días señalados anteriormente.

Bibliografía:

Alonso M. (1996). *Crustacea, Branchiopoda*. En: *Fauna Ibérica* Vol. 7. Ramos, M. A. et al. (eds) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.

García de Lomas J, García CM. (2003). Zoología. invertebrados. observaciones de branchiopoda en lagunas temporales litorales de la provincia. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, vol. III.

García de Lomas J, García CM y Canca I. (2005). Caracterización y fenología de las lagunas temporales del pinar de laalgaida (Puerto Real, Cádiz). Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, vol. IV.

ZOOLOGÍA
INVERTEBRADOS

OBSERVACIONES DE ALMEJAS DE AGUA DULCE DEL GENERO ANODONTA (*Anodonta anatina*) EN LOS PANTANOS DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ.

José María Fernández Zapata
SGHN

Como consecuencia del fuerte déficit hídrico que vienen presentando los pantanos de la provincia de Cádiz, las orillas van aumentando considerablemente, sobre todo en aquellos cuyos desniveles no son pronunciados, dejando al aire los fondos limosos. Éste es el hábitat colonizado por algunas especies de almejas de agua dulce del Género *Anodonta*. En la actualidad este género se encuentra en revisión taxonómica en algunos lugares de la Península al objeto de diferencia los dos especies de este género descritas en la fauna ibérica, *A. cygnea* y *A. anatina*. La primera es una especie rara confundible con la *Anodonta anatina* de carácter común y de circunscripción paleártica.

Se trata de una almeja que alcanza e incluso supera los 15 cms. con una concha abombada de color pardo amarillento con iridiscencias verdosas y muy fina cuyo interior es de nácar y cuya característica principal es la carencia de diente en la charnela, de ahí su nombre "an-odonta". Sus valvas son muy finas y por tanto delicadas por lo que al quedar al descubierto fuera del agua se les resecan y agrietan provocando la muerte del ejemplar.

Se las puede encontrar enterradas o semienterradas en el sustrato, de ecosistemas tanto lénticos como lóticos, desde donde sacando sus sifones filtra y depura el agua además de removerla aportando oxígeno a los fondos. Su capacidad de filtración es de unos 20 litros al día lo que la hacen jugar un importante papel como depuradoras de aguas y limos. Por éste aspecto se las conoce también como "Náyades", nombre de las míticas ninfas que protegían los ríos y arroyos, y guardaban las corrientes de aguas.

La mayor parte de estas especies son dióicas, es decir, podemos encontrar tanto machos como hembra, aunque pueden existir especies hermafroditas. Su reproducción es interna, incubando una sola larva entre sus branquias. Ésta requiere de la participación de un pez al cual se adhiere con unas pequeñas espinas hasta alcanzar la edad juvenil, para posteriormente desprenderse y fijarse al fondo.

El continuo descenso de los niveles de agua embalsados en diversos pantanos de la provincia está afectando peligrosamente a las poblaciones existentes.

Bibliografía:

Zapater, M., Araujo, R., Nakamura K. & Alcántara de la Fuente, M. (coord.) (2006) Las almejas de agua dulce en Aragón: margaritifera auricularia y otros bivalvos. Monografía. 68 pp. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.

Woznicki, P. & Jankun, M. (2004). Chromosome study of Anodonta anatina (L. 1758) (Bivalvia, Unionidae). Folia boil. (Kraków) 52: 171-174.

NORMAS DE PUBLICACION PARA LOS AUTORES

La Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural publica artículos originales sobre fauna, flora, geología, antropología o cualquier otro tema relacionado con la naturaleza en la provincia de Cádiz. El material considerado para publicación no debe haber sido publicado, sometido o aceptado para publicación en otro lugar. El material para publicación debe remitirse a la Sede Social con la referencia; Editores del Boletín de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, Parque Zoológico y Jardín Botánico de Jerez, C/ Taxdirt s/n, 11406, Jerez de la Frontera. El idioma de la revista es el castellano aunque se aceptarán los trabajos en inglés.

La Revista de la S.G.H.N. publica como "Artículos", trabajos originales de cualquier extensión (se recomienda que no excedan de las 20 páginas impresas). En su sección de "Noticiario" tienen cabida trabajos de menor extensión en los que se informe brevemente de datos nuevos de una especie en la provincia o se recojan noticias relevantes. Por último, en la "Sección bibliográfica" tienen cabida aquellos trabajos que consistan en hacer una recopilación de todo lo publicado sobre un tema en la provincia, sean libros o artículos extraídos de revistas científicas.

Los manuscritos deben enviarse por correo electrónico o en CD, mecanografiados en **DIN A4 por una sola cara, con letra Times New Roman de tamaño 12, a doble espacio y con márgenes de 3 cm**. Tanto a izquda y dcha. Como superior e inferior. **Todas las páginas deberán ir numeradas.**
La estructura de los artículos debe incluir los siguientes apartados:

PRIMERA PÁGINA
Título (título del trabajo, autor/es, Institución/Empresa y correo electrónico),
Resumen,
Palabras Clave,

PÁGINAS SIGUIENTES
Texto (incluyendo Introducción, Material y Métodos, Resultados, Discusión), Agradecimientos y Bibliografía. Los Apéndices, Tablas y Figuras irán, en su caso, al final. No se aceptarán notas a pié de página. El procesador de textos utilizado deberá ser Microsoft Word.

La primera vez que se cite el nombre de una especie se designará por su nombre en español, seguido del nombre científico. Las veces subsiguientes utilizar sólo un nombre, preferiblemente el español. Los nombres de géneros y especies irán en cursiva. Los nombres comunes llevarán sus iniciales en mayúscula. Las referencias bibliográficas, cuando aparezcan dentro del texto, se citarán con el apellido del autor/es en minúscula, seguido del año y todo entre paréntesis. Sólo se aceptarán como referencias bibliográficas aquellas pertenecientes a trabajos publicados o definitivamente aceptados para su publicación. Las referencias a trabajos que no cumplan alguna de las dos condiciones anteriores se citarán en el texto como "obs. pers." y no se incluirán en la Bibliografía.

La lista bibliográfica al final del artículo se ordenará por orden alfabético de autores, estará escrita a doble espacio e incluirá únicamente las referencias bibliográficas que hayan sido mencionadas en el texto. Las referencias se organizarán con la siguiente estructura. En caso de artículo: Autor/es (apellido seguido de iniciales de nombre), Año (entre paréntesis), Título del artículo, Nombre de la revista (en cursiva), Número de la revista, Numeración de las páginas. En caso de libro: Autor/es (apellido seguido de iniciales de nombre), Año (entre paréntesis), Título del libro (en cursiva), Editorial.

El resumen de cada artículo tendrá una extensión de entre 100 y 200 palabras y en él se expondrá brevemente los objetivos, resultados y las principales conclusiones del trabajo. Las Tablas y Figuras deberán ir impresos con alta calidad para asegurar su perfecta reproducción. La rotulación deberá ser lo suficientemente grande como para permitir una reducción de un 75%. Todas las Tablas y Figuras deben ir acompañadas de un pié que incluya numeración y leyenda explicativa. Todos los Apéndices deben ir acompañados de un título. Se recomienda que las Tablas y Apéndices así como las Figuras cuando sea posible (gráficos), sean incluídos por el autor también en el diskette que acompaña al manuscrito, siempre y cuando hayan sido elaborados en alguno de los programas de Microsoft (Access, Excel etc.).