

TAMBIÉN NOSOTROS ESTAMOS POR LA LABOR

Por la hermosa labor de apoyar la cultura de nuestra tierra.

Es lo que, con ALMORAIMA, viene realizando la Mancomunidad de Municipios de la comarca del Campo de Gibraltar.

Y nosotros también estamos por tan valiosa labor patrocinando esta revista que es “un medio plural y riguroso que se ocupa de desentrañar los entresijos de la historia y contemporaneidad campogibraltareñas”.

Si toda la provincia es nuestro campo de acción, ¿cómo no estar por la labor cultural campogibratareña?



ALMORAIMA

Revista de Estudios Campogibraltares
Número 31 - Abril 2005

Premio **LAURISILVA 1996**
AGADEN - Campo de Gibraltar

Edita

MANCOMUNIDAD DE MUNICIPIOS
DEL CAMPO DE GIBRALTAR

DEPARTAMENTO DE CULTURA

Dirección, diseño y maqueta

Rafael DE LAS CUEVAS SCHMITT

Secretario de Dirección

Juan Miguel ESCÁMEZ RUIZ

Consejo de Edición

Mario Luis OCAÑA TORRES
Ángel J. SÁEZ RODRÍGUEZ
Juan Carlos PARDO GONZÁLEZ
Andrés BOLUFER VICIOSO
Fernando SILVA LÓPEZ
Rafael MÉNDEZ PEREA
Rafael FENOY RICO
Eduardo BRIONES VILLA

Fotografías

Archivo-Cedidas

Redacción

Mancomunidad de Municipios
del Campo de Gibraltar
Departamento de Cultura
Parque Las Acacias, s/n
11207 Algeciras (Cádiz)
Tfnos.: 956 572 680 - 956 580 069
Correo electrónico: iecg-mmcg@wanadoo.es
Fax: 956 602 003

Impresión y Fotocomposición

IMPRESUR, S.L.

Avda. de Italia, Blq. 7. Anexo K • 11205 Algeciras
Tel. 956 652 051 - Fax 956 587 274
Correo electrónico: impresursl@intergrafic.net

Fotografía portada:

Pinar del Rey (San Roque) a finales del siglo XIX.

I.S.S.N. 1133-5319
Depósito Legal CA-868-89

ALMORAIMA
Revista de Estudios Campogibraltareños

Normas para la presentación de colaboraciones

Se admitirán únicamente trabajos inéditos relacionados con los temas del Campo de Gibraltar –Historia, Geografía, Arqueología, Artes, Letras, Costumbres, Ciencias, etc...– que son fundamento de su contenido.

Los originales se presentarán en disquete de 3,5" o CD de ordenador, preferiblemente en formato Word (seleccione "Guardar como..." en su procesador de texto), e impresos por duplicado en hojas tamaño A4, guardando un margen de 2'5cm por todos sus lados.

La extensión de los trabajos no deberá ser inferior a tres folios ni superior a veinte, incluídas notas y bibliografía. No se admitirán trabajos que no vengan acompañados de las correspondientes referencias documentales y bibliográficas. Se adjuntarán los datos personales del autor: nombre, domicilio, teléfono de contacto.

El tipo de letra a emplear será preferiblemente Times New Roman, tamaño 12 puntos. Se aplicará un cuerpo menos (tamaño 11) en citas de más de 3-4 líneas dispuestas en párrafo aparte.

Las notas irán numeradas de forma consecutiva y reseñadas en página aparte al final del texto. Las fuentes documentales y bibliográficas, asimismo en página aparte al final del texto, serán citadas de la siguiente manera:

- Documentos: Título del documento, archivo, sección y legajo.
- Libros: Apellidos (en mayúsculas) y nombre del autor. Título de la obra (en cursiva). Lugar de edición. Editorial. Año. Número de la página citada.
- Revistas: Apellidos y nombre del autor. Título del artículo (entre comillas). Nombre de la revista (en cursiva). Número. Año. Lugar de edición. Editorial. Número de la página citada.

Para lo no especificado en estas normas de presentación de colaboraciones, los autores podrán consultar las normas de estilo editadas por el Departamento de Cultura y el Instituto de Estudios Campogibraltareños, solicitándolas en el caso de no disponer de ellas.

Las figuras y fotografías que acompañen al texto deberán tener su referencia claramente anotada en el mismo y, en hoja a parte, se reseñarán los correspondiente pies de cada una. Asimismo, se hará constar el orden de prioridad que el autor estime para su publicación en previsión de que no todas puedan ser incluidas.

Los gráficos y tablas incluidos en disquete deben presentarse en alguno de los siguientes formatos: TIFF, BMP, JPEG o EPS Universal (para cualquier tipo de ilustración, incluidos los gráficos estadísticos)

El contenido de los textos será respetado íntegramente. Las fotografías e ilustraciones que acompañen a los mismos estarán sujetas para su publicación al espacio disponible en el conjunto de la maqueta de cada número de la Revista, a criterio de los responsables de Diseño y Compaginación y de la Dirección de la misma.

El Consejo de Edición de la Revista decidirá sobre la publicación en cada caso de los trabajos recibidos que hayan sido admitidos previamente por ajustarse a estas Normas. El criterio de oportunidad de publicación valorará la originalidad, el rigor científico y la necesaria diversidad de materias que deben ser tratadas en cada número de ALMORAIMA.

Las colaboraciones deberán ser enviadas a: ALMORAIMA - Revista de Estudios Campogibraltareños. Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar. Parque "Las Acacias" s/n. 11207 ALGECIRAS (Cádiz).

CONCLUSIONES VI JORNADAS DE FLORA, FAUNA Y ECOLOGÍA DEL CAMPO DE GIBRALTAR

Como en otras ocasiones precedentes, el tiempo, compartido a lo largo de este fin de semana, se ha marchado de la misma manera y forma en que lo hacen las aves que atraviesan las aguas del Estrecho; volando.

En estos días hemos recibido suficiente información sobre el estado en que se hallan las aguas de los ríos de nuestra Comarca y el de sus habitantes; hemos deambulado, de la mano de cualificados investigadores, por los hermosos paisajes de brezales y bosques mediterráneos, especialmente por el alcornocal, a los que se siguen estudiando para conocerlos mejor y, en la medida de lo posible, para asegurar su supervivencia y conservación de cara a un porvenir que no siempre contemplamos favorablemente; las aguas marinas han centrado las actividades de la última jornada y muy especialmente han estado dirigidas a conocer la génesis y el desarrollo del Parque Natural del Estrecho en que tantas esperanzas para la conservación y el desarrollo sostenible de la Comarca se depositan en estos precisos momentos.

Son diferentes los aspectos que consideramos que deben recogerse en las Conclusiones de estas VI Jornadas.

El primero hace referencia a una denuncia vieja, casi ancestral en estas Jornadas: la incomunicación, o lo que es peor, el desinterés de las administraciones públicas por los resultados de la exploración científica, convertido en conocimiento irrefutable como consecuencia de complejos procesos de investigación. En este sentido, y como se expuso en el primer día de estas Jornadas, se siguen cometiendo errores y dilapidando dinero de los contribuyentes, en actuaciones que perjudican a los diferentes ecosistemas. Ciertas actuaciones realizadas en el valle del río Palmones pueden resultar ilustrativas en este sentido.

Debemos exigir, y así lo hacemos desde el IECG, la protección sistemática de los cursos fluviales de todos los cauces que avenan la Comarca porque ello supone asegurar la supervivencia de especies tan amenazadas como lo está el salinete en los arroyos próximos a Tarifa.

En el IECG, cuyo escudo cuenta con ocho estrellas siendo una de ellas representativa de la ciudad de Gibraltar, no comprendemos que sea posible crear un espacio denominado *Reserva de la Biosfera en el estrecho de Gibraltar*, en la que se excluya –por razones que nosotros ignoramos– la ciudad del Peñón. Es por ello por lo que exigimos, en nombre del sentido común y de las más elementales normas de buena vecindad que cuando ese proyecto adquiera corporeidad, Gibraltar y sus diferentes ecosistemas, se integren en ese espacio natural protegido.

La persona y la obra de Betty Molleswood Allen, de grato recuerdo para todos los participantes en estas Jornadas, siempre ha sido reconocida por el IECG que dedicó unas Jornadas a tan eminente científica. Consecuentemente el IECG se suma al proyecto que en el futuro pretende crear la Fundación Betty Allen.

Es necesario recoger una propuesta, planteada en estas Jornadas, que no debería caer en saco roto. Expuesta en la jornada del sábado por la tarde, hacía referencia al uso, quizás al mal uso, que se hace de un espacio de gran valor y no sólo de carácter natural. La intervención hacía referencia a la isla de Las Palomas o de Tarifa. La isla –un espacio único en la frontera entre dos mundos– posee una amplia riqueza natural: riquísimos fondos marinos, enclave estratégico en las migraciones anuales de aves; abundante, aunque quizás no suficientemente estudiada, riqueza arqueológica; punto de especial valor paisajístico, hacen de ella un espacio simbólico en el ámbito del Estrecho. Recuperarla para usos adecuados a su importancia, natural, cultural y paisajística debería ser una aspiración de las diferentes administraciones, que podrían encontrar otros espacios para atender, en mejores condiciones que las que se prodigan en la actualidad (octubre 2003), a esa otra especie migratoria que llega a nuestras costas en condiciones tan inhumanas procedente desde todos los lugares del África empobrecida.

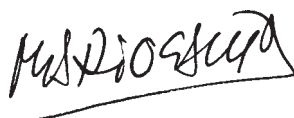
Se han oído voces en estas Jornadas que han exigido la aplicación, por parte de la administración de Justicia, de todo el peso de la Ley contra aquellos que, utilizando sistemas despreciables, envenenan especies animales buscando únicamente un beneficio crematístico con estas lamentables acciones.

La protección de los escasos espacios verdes que se encuentran en el corazón urbano de La Línea de la Concepción debería convertirse en una política municipal dado que esos enclaves, situados en torno a huertos, constituyen islas de gran importancia ecológica para asegurar la supervivencia de diferentes especies de pajarillos.

Por último, y a petición del grupo Agaden y de diferentes ciudadanos, incluimos en estas Conclusiones, la exigencia de que las diferentes administraciones (nacional, autonómica y local) cumplan con sus obligaciones para con los ciudadanos y con el entorno natural, terrestre y marino, y pongan en funcionamiento la depuradora de aguas residuales de Algeciras para evitar que toneladas de vertidos contaminantes urbanos vayan a parar a las aguas de la bahía de Algeciras.

Concluyo dando las gracias a D. Rafael Silva López, Director General de Planificación de la Junta de Andalucía, por haber participado en la clausura de estas VI Jornadas; a todos los ponentes y asistentes; a D. Rafael de las Cuevas, Secretario del IECG; a D. Ángel Sáez, Vicedirector del IECG y a D. Eduardo Briones, Presidente de la Sección 10ª, de Ciencias Naturales y Ecología.

Con la sensación de que nos ha faltado tiempo –como siempre– y con la ilusión de que nos volveremos a ver, con nuevos temas, más experiencia y, sobre todo, con más interés por conocer y conservar nuestro entorno natural, no me queda más que recordaros que, si todo va bien, volveremos a vernos, de aquí a dos años, en cualquiera otra ciudad de la Comarca para seguir informando del avance de los nuevos estudios emprendidos y de las investigaciones terminadas.



Mario L. Ocaña Torres
Director Instituto de Estudios Campogibaltareños

HOMENAJE A BETTY ALLEN

El Instituto de Estudios Campogibaltareños, primer instituto transfronterizo de la zona, organizó, hace poco más de 10 años –septiembre de 1993– las primeras Jornadas de Flora y Fauna del Campo de Gibraltar en el John Mackintosh Hall de Gibraltar.

Fue un acontecimiento insólito y pionero, pero no más pionero que tantas otras cosas que ha hecho el Instituto, y mi propia organización en Gibraltar, conocida afectuosamente como GONHS, en promocionar la colaboración verdadera en temas de Cultura y Ciencias. Fueron unas jornadas con un gran éxito. En aquellos tiempos, se necesitó mucho valor político para organizarlas. Sus resultados fueron de gran importancia científica, estableciendo al Instituto, y a la revista *Almoraima* como entidades serias de estudio.

Desde entonces se ha seguido trabajando en estos y otros temas, llevando no solo a publicar o a recoger trabajos, sino también a apoyarlos y a inspirarlos, aumentando los conocimientos sobre nuestro patrimonio, a la vez distinto y común.

Por favor permítanme decir algunas cosas de ámbito personal. Recibir la confianza del Instituto como su delegado en Gibraltar, mi nombramiento como Consejero de Número y más recientemente como su candidato a la Junta Rectora del nuevo Parque del Estrecho, ha sido un gran honor que llevo muy dentro de mí. Os puedo prometer que seguiré trabajando para y con el Instituto en todo a lo que este aspire.

En 1993 en el John Mackintosh Hall, las Jornadas fueron en homenaje a una persona muy especial. Casualmente, en el mismo John Mackintosh Hall algunos años antes, fue donde conocí por primera vez a Betty Eleanor Molesworth Allen. Estaba sentada al fondo, escuchando una charla que daba yo, con mis veintitantos años, sobre algún aspecto de la Naturaleza en Gibraltar. Y al final se me acerca y me dice "hola", con un respeto y una humildad que pronto supe que eran típicos en ella. Yo ya había oído hablar de ella, así que me hizo muchísima ilusión conocerla.

Me han pedido que hoy, casi un año justo después de que descansara –Betty nunca descansa, y si hay helechos tropicales en el cielo seguro que los encontrará–, bueno, un año después, de que como dicen los ingleses se fuera a pastos más verdes, me han pedido que diga algo sobre ella.

Ya se ha dicho mucho. Yo no creo que sea necesario repetir lo de su carrera en Nueva Zelanda, en Malasia, lo de su éxito como botánica en todo el mundo, lo de sus muchos galardones por parte de ayuntamientos, como el de Los Barrios, por parte de sociedades de gran prestigio como la *Linnean Society* de Londres, o por parte de la misma reina Isabel de Inglaterra.

No creo que haya que repetir detalles sobre sus experiencias con tigres, o sus hazañas durante la Segunda Guerra mundial. Todo eso ya lo sabe mucha gente, y si no, se puede encontrar escrito.

Yo de Betty voy a decir lo que llevo en el corazón.

Una cosa sobre Betty es, que todo el que la conoció sentía que Betty era suya. Que siempre estaba, y estaría ahí. A todo el mundo le encantaba estar con ella. Su humildad a veces frustraba, pero a la vez nos encariñaba con ella, y nos encantaba. Con un encanto de hadas, que si es que las hay, seguro que le acompañaban por todos aquellos montes y todos aquellos bosques por los que caminó. Su deseo de aprender y a la vez enseñar pero de una manera que parecía que te preguntaba a ti lo que te enseñaba, era fascinante. Sus conocimientos eran increíbles, aunque reconocía que había muchas cosas que no sabía. Lo cual le daba confianza a los demás, enseñándonos que todo el mundo puede aprender y que no hay nada malo en admitir que hay cosas que no sabemos. ¡Qué bien si todo el mundo fuera así!

Sí. Todos sentían que Betty era de ellos. Por muchas razones. Una es que a donde fuera aportaba algo. En los años sesenta vio la *Silene tomentosa*, planta endémica de Gibraltar que parecía haber desaparecido y que nos llevamos treinta años buscando después de que ella las viera.

Nunca olvidaré mis excursiones al campo con Betty. Cuando íbamos a cruzar un arroyo, era ella, a los casi 80 años, quien saltaba al otro lado y nos ofrecía su mano para ayudarnos a cruzar.

Las organizaciones conservacionistas y ecologistas de la Comarca llevamos años intentando tener un foro común tanto en Gibraltar como en el Campo de Gibraltar. Han habido muchas reuniones sobre el tema, pero la reunión más memorable para conseguirlo fue en casa de Betty. Y creo que de alguna manera, ahí nació la Sociedad Gaditana de Historia Natural.

En su extraordinaria casa, envueltos en su misterio, con tazas de té de cerámica de otro siglo, rodeados de papeles y libros – y qué libros –, con tantas fotos de su querido Geoffrey, con tantas cartas de tanta gente. Siempre quería compartirlo todo. Quería que lo suyo existiera para siempre, que su jardín fuera siempre paraíso natural, que sus libros fueran a manos de aquellos en el Campo de Gibraltar y en Gibraltar cuyas mentes y trabajos pudieran beneficiarse de su contenido.

Me dio tantas plantas, que ahora crecen en el Jardín Botánico donde paso la mayoría de mis días. ¡Qué buen recuerdo! ¡Que honor y que placer! Todas las mañanas al entrar en mi despacho miro sus plantas y siento que tengo algo de Betty conmigo.

La casa de Betty –el jardín de Betty–. Un jardín botánico en plena zona urbana. Un paraíso para aves de paso, con nidos de tantas otras, todas conocidas casi individualmente por ella. Sus plantas, sus pájaros, sus ranitas, sus alcornos y chumberas, sus conocimientos y su amor, ¡más que amor!, amor de verdad, amor a la naturaleza...

Tantas veces tantos de nosotros hemos pensado: "le tengo que preguntar a Betty", "seguro que Betty lo sabe", "que pensará Betty de esto", "deja que se lo diga a Betty". Mi pena más grande es que muchas veces lo dejé para otro día, Betty, te fuiste y tengo aun tanto que preguntarte...

En las jornadas de 1993 se dijeron muchas cosas. En la ceremonia de apertura dije: "Creo que hemos conseguido mucho de esto, y que en el Instituto y fuera de él se sigue consiguiendo mucho". También dije, y aludí a ello en su Ponencia de Clausura el eminente campogibraltaño el profesor Enrique Salvo Tierra "tenemos riquezas en nuestra zona que merecen la declaración de una reserva de la biosfera intercontinental".

Me alegra que, como muchos sabéis, se este trabajando en serio para conseguir esto. Aunque claro, me entristece que por las razones que sean, solo España y Marruecos forman parte de este proceso. Como si el Estrecho finalizara en Algeciras. Os aseguro que trabajaré para que tal reserva, acoja a todos los elementos naturales de la zona –plantas, animales y geología– que se lo merezcan. Y esto incluye a Gibraltar.

Betty, perdonará que haga referencia a este tema en su homenaje. Espero que vosotros también. Porque, si hemos aprendido algo de la vida de esta extraordinaria mujer que dedicó su vida al conocimiento de la Naturaleza, es que la Naturaleza –la vida con la cual compartimos el planeta– es demasiado importante para que se juegue con ella. Como si fuera un peón en una partida de ajedrez al que estamos dispuestos a sacrificar siempre que el rey sobreviva. Porque la Naturaleza es nuestra reina.

Betty nació en Nueva Zelanda; se caso con un militar británico y vivió sus últimos años en España, sintiendo un gran amor por Gibraltar. Ella era ciudadana de la Tierra; ponía a la Naturaleza y a la calidad humana por encima de todo. Por eso y porque Betty era de todos, yo propongo hoy –y no lo he consultado con nadie antes de decirlo– que se cree la Fundación Betty Allen, en su recuerdo. Que se beneficie de los frutos de su obra y de su patrimonio, que gestione sus memorias y dedique sus bienes a la investigación y conservación botánica tanto en Gibraltar como en la comarca del Campo de Gibraltar. Porque si Betty era de todos, sus recuerdos también lo son.

Betty Molesworth Allen,
cuando te recuerdo,
que es a menudo,
oigo el cantar del ruiseñor,
el murmullo del arroyo,
veo
la puesta del sol tras un monte fértil,
un enjambre de flores y lianas,
un tigre que se para en la selva, te mira, y se aleja tras darte las gracias

Betty Allen,
cuando te recuerdo
que es a menudo,
te doy las gracias por tu vida,
por tu inspiración.

Betty,
cuando te recuerdo,
Sonia.

Betty, I love you.

John Cortés

SUMARIO

EL PROCESO DE DECLARACIÓN DEL PARQUE NATURAL DEL ESTRECHO <i>Rafael Silva López</i>	15
MÁS DE VEINTE AÑOS DE ESTUDIOS EN LA CUENCA DEL RÍO PALMONES <i>F. Xavier Niell Castanera y otros</i>	29
EL MUNDO MICROSCÓPICO DEL SEDIMENTO DEL ESTUARIO DEL RÍO PALMONES <i>María Carrasco Sierra y otros</i>	35
LA CALIDAD NUTRITIVA DEL SEDIMENTO DEL ESTUARIO DEL RÍO PALMONES (CÁDIZ) <i>Sonia Moreno Corrales y otros</i>	45
COMPOSICIÓN ELEMENTAL DE LA SOSA ['SARCOCORNIA PERENNIS' (L.) A.J. SCOTT] EN LA MARISMA DEL RÍO PALMONES <i>Laura Palomo Ríos y otros</i>	55
ESTADO TRÓFICO DEL RÍO PALMONES <i>Antonio Avilés Benítez y otros</i>	63
CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA: CUENCA DEL RÍO PALMONES <i>Ricardo Figueroa y otros</i>	71
ESTIMACIÓN DE LA PRODUCCIÓN ÍCTICA DEL RÍO HOZGARGANTA <i>Rafael Benjumea Maldonado y otros</i>	81
EL SALINETE ('APHANIUS BAETICUS') EN EL RÍO DE LA VEGA (TARIFA): CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN Y FACTORES DE AMENAZA <i>Miguel Clavero y otros</i>	87
LA HERRIZA: LA "JOYA DE LA CORONA" DE LOS BREZALES MEDITERRÁNEOS <i>María José Salamanca Marín / Fernando Ojeda Copete</i>	93
TASAS DE FOTOSÍNTESIS EN PLÁNTULAS DE ALCORNOQUE Y ROBLE EN DISTINTOS MICROSITIOS DENTRO DEL SOTOBOSQUE <i>José Luis Quero y otros</i>	101
ESTUDIO DEL RIESGO DE EROSIÓN POTENCIAL EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO HOZGARGANTA <i>Antonio Jordán López y otros</i>	111

APORTE DE HOJARASCA AL SUELO EN UN BOSQUE MEDITERRÁNEO <i>Carmen M. Navarro y otros</i>	119
LIMITACIONES EN LA REGENERACIÓN NATURAL DE LAS ESPECIES LEÑOSAS DE UN BOSQUE MEDITERRÁNEO <i>Ignacio M. Pérez Ramos / Teodoro Marañón</i>	129
LA NECESIDAD DE LA EXPERIMENTACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN: UNA APROXIMACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN FORESTAL EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES <i>Francisco Rodríguez Sánchez / Juan Arroyo Marín</i>	137
ROZAS SUCESIVAS EN EL BREZAL: DESARROLLO DE UN MODELO DE SIMULACIÓN Y SU APLICACIÓN A LA GESTIÓN FORESTAL EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES <i>Susana Paula Juliá y otros</i>	145
EL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO: SU PAPEL EN LA REGENERACIÓN DEL BOSQUE MEDITERRÁNEO <i>Malole Díaz Villa y otros</i>	151
SOLUCIONES AL FENÓMENO DE "LA SECA" EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES: "LA TEJA" (LOS BARRIOS), UN MODELO A SEGUIR <i>Rafael J. Sánchez Vela y otros</i>	159
LA ORDENACIÓN CINEGÉTICA COMARCAL DEL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES: RESULTADOS TRAS DOCE AÑOS DE GESTIÓN <i>José María Sánchez García</i>	169
LA ESTACIÓN DE REFERENCIA DEL CORZO ANDALUZ <i>Felipe Oliveros / Cristina San José</i>	181
EL ALIMOCHE ('NEOPHRON PERCNOPTERUS') EN EL CAMPO DE GIBRALTAR UN PROCESO DE EXTINCIÓN LOCAL <i>José Ramón Benítez y otros</i>	189
THE CONTROL OF THE YELLOW-LEGGED GULL 'LARUS CACHINNANS' IN GIBRALTAR <i>John Cortes y otros</i>	199
IMPORTANCIA ORNITOLÓGICA DE LOS ÚLTIMOS HUERTOS LINENSES <i>José Antonio Gil García / David Cuenca Espinosa</i>	217

LA MIGRACIÓN DE AVES MARINAS Y COSTERAS EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR: EL MIGRES-MARINAS <i>Gonzalo Muñoz Arroyo / David Cuenca Espinosa</i>	231
'PINUS PINEA' L. AND 'PINUS HALEPENSIS' MILLER WITHIN THE UPPER ROCK NATURE RESERVE; PATTERNS OF SURVIVORSHIP AND FUTURE MANAGEMENT <i>Keith J. Bensusan / Charles E. Pérez</i>	245
LIMITACIONES DE LA PRODUCCIÓN DE SEMILLAS EN EL AVELLANILLO ('FRANGULA ALNUS' SUBSP. 'BAETICA') <i>Arndt Hampe</i>	257
FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES Y SU ENTORNO <i>Begoña Garrido Díaz y otros</i>	267
NUEVAS APORTACIONES AL CENSO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE LA RED HIDROGRÁFICA DEL CAMPO DE GIBRALTAR <i>Alfonso Gallardo Mayenco</i>	277
EL PARQUE NATURAL DEL ESTRECHO: GÉNESIS NORMATIVA Y PERSPECTIVAS MEDIOAMBIENTALES <i>Ángel Tomás Herrera Peláez</i>	287
DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA DE LAS POBLACIONES DE 'LIMONIUM EMARGINATUM' EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR <i>O. Garzón y otros</i>	305
LOS CAPRÉLIDOS (CRUSTACEA: AMPHIPODA) DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR Y SU UTILIDAD COMO BIOINDICADORES MARINOS <i>José M. Guerra-García y otros</i>	315
RESULTADOS PRELIMINARES DEL ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE CETÁCEOS EN LA BAHÍA DE ALGECIRAS <i>Francisco Ruiz-Girádez y otros</i>	325
VARAMIENTOS DE MAMÍFEROS MARINOS Y TORTUGAS MARINAS EN EL CAMPO DE GIBRALTAR <i>Cristina Vázquez Torres / José Luis Muñoz Ferrera de Castro</i>	331

EL PROCESO DE DECLARACIÓN DEL PARQUE NATURAL DEL ESTRECHO

Rafael Silva López / Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía

La declaración del parque natural del Estrecho se llevó a cabo mediante la aprobación por el gobierno andaluz de dos decretos: el primero fue el relativo al Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del frente litoral de Algeciras y Tarifa, de fecha 23 de diciembre de 2002, y el segundo, sobre la declaración propiamente dicha del parque natural, ocurrida el 4 de marzo de 2003.

De acuerdo con el reparto de funciones legalmente establecido en la Consejería de Medio Ambiente, el proceso administrativo ha sido llevado a cabo por la Dirección General de Planificación, órgano también responsable de la tramitación en los últimos años del Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama, en las provincias de Málaga y Granada, el Paraje Natural de Alborán, que comprende la isla de Alborán y sus fondos marinos o los primeros monumentos naturales que han visto la luz en Andalucía.

En el presente trabajo, que resume la conferencia pronunciada en el marco de las VI Jornadas de Flora, Fauna y Ecología del Campo de Gibraltar, se repasan los antecedentes del proceso de declaración del parque natural, el calendario seguido, el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y la aprobación de la figura de protección.

1. ¿CÓMO SE GESTÓ LA DECLARACIÓN DEL PARQUE NATURAL? ANTECEDENTES GENERALES

A la pregunta anterior cabe responder identificando unos antecedentes generales y otros más cercanos.

Entre los generales hay que recordar que el litoral de Tarifa y Algeciras constituye un espacio de gran singularidad e importancia estratégica. Situado en el estrecho de Gibraltar, confluencia del Mediterráneo y el Atlántico, zona puente entre dos continentes, es un espacio marítimo-terrestre de gran importancia biogeográfica, arqueológica, pesquera y paisajística.

Concurren en él valores naturales de relevancia europea y mundial, como son la existencia de habitats de interés comunitario –entre los que se encuentran los bosques de alcornoques, los fondos marinos, las dunas litorales con enebros o las cuevas marinas sumergidas–, así como la presencia de endemismos vegetales y de especies de fauna como la nutria, la tortuga boba, el delfín mular y la marsopa.

La importancia para la avifauna se debe a que el estrecho de Gibraltar es un paso migratorio por el que discurren anualmente más de setecientas mil aves, pertenecientes a 24 especies.

La riqueza cultural se simboliza en el conjunto arqueológico de *Baelo Claudia*, sin desdeñar otros elementos del patrimonio como las torres vigía, los pecios y los restos megalíticos.

Por otro lado, la política andaluza de medio ambiente ha hecho tradicionalmente una apuesta por los espacios naturales protegidos, como se refleja en la ley autonómica de 1989, habiendo dado como resultado una amplia red de espacios protegidos, muy bien valorada por los ciudadanos e internacionalmente reconocida.

La atención hacia el litoral también ha estado presente entre los rasgos distintivos de la política autonómica. Recordemos las "Directrices para el litoral" promovidas por la Consejería de Obras Públicas y el Plan sectorial del Litoral contenido en el primer Plan de Medio Ambiente de Andalucía, aprobado en 1997.

2. ANTECEDENTES CERCANOS

Entre los antecedentes cercanos hay que citar una serie de circunstancias ambientales que han convertido a Tarifa y al Estrecho en foco de atención ambiental.

En primer lugar está el conflicto suscitado por la instalación de parques eólicos. Hay que remontarse a 1992, año en el que la Comisión Europea inició la tramitación de las quejas 4525 y 4239, dando lugar a una fuerte controversia entre los defensores de la avifauna, los promotores energéticos y las autoridades locales, obligando a una definición por parte de la Junta de Andalucía, finalmente substanciada en el acuerdo entre las Consejerías de Trabajo e Industria y de Medio Ambiente sobre la protección ambiental y el desarrollo eólico sostenible en el término municipal de Tarifa.

El conflicto hizo ver, entre otras cosas, la necesidad de poner en valor la migración intercontinental de aves, fenómeno biológico de gran escala que atraía la atención de miles de amantes de las aves siendo, hasta ese momento, poco conocido y valorado en la propia comarca.

Surge también preocupación por la conservación de los fondos marinos de la isla de Tarifa, al irse abandonando usos vinculados a la defensa nacional y plantearse posibles proyectos de ampliación portuaria.

En este contexto, se elabora la propuesta de Lugares de Interés comunitario para la red de conservación europea "Natura 2000", que incluye el litoral de Algeciras y Tarifa en orden a su protección futura.

Aún teniendo en cuenta estas circunstancias, son sin embargo las amenazas urbanísticas, como la posible construcción en la finca "El Chaparral", las que constituyen el elemento final que impulsa la declaración del parque natural.

3. PROCEDIMIENTO PARA DECLARAR UN PARQUE NATURAL

En nuestra Comunidad Autónoma, la declaración de un parque natural se lleva a cabo de acuerdo a la regulaciones contenidas en la Ley estatal 4/89. Su cumplimiento implica la aprobación previa del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, con el correspondiente régimen preventivo para todo el ámbito territorial objeto de dicho plan. Posteriormente se declara el espacio natural a proteger. Ello supone la aprobación sucesiva de dos decretos por el gobierno andaluz.

Los contenidos de un plan de ordenación comprenden un diagnóstico del estado de los recursos naturales, una propuesta de ordenación que oriente sobre la posible figura de protección, una zonificación del ámbito territorial del plan, de acuerdo a sus valores ecológicos, la normativa y una cartografía detallada.

La tramitación del plan incluye numerosas etapas de consulta e informes, tanto dentro del ámbito de las instituciones como a la sociedad en su conjunto, por lo que se trata de un proceso con amplia participación ciudadana.

Sobre la declaración del Parque Natural del Estrecho ha tenido incidencia la sentencia del Tribunal Constitucional de 14 de febrero de 2002, relativa a los conflictos positivos de competencia acumulados números 1492/95 y 3744/95.

El primero se refiere a diversos preceptos del Decreto 418/94, de 25 de octubre, por el que se aprueban el Plan de Ordenación de Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar y el segundo tiene por objeto la Orden del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, de 3 de julio de 1995 sobre la reserva marina del Cabo de Gata-Níjar.

El tribunal estimó parcialmente el conflicto positivo de competencias promovido por el Gobierno de la Nación y declaró que una serie de competencias establecidas en el Plan de Ordenación de Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión corresponden al Estado y dichos preceptos no son aplicables en "el tramo del límite Este y Sur del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar". Entiende el Tribunal que varios artículos inciden en la regulación de la actividad pesquera, vulnerando competencias del Estado en materia de pesca marítima.

Establece que la competencia estatal sobre pesca marítima en el mar territorial es más específica y prevalece sobre la competencia autonómica para la protección de espacios naturales, aun cuando ésta puede extenderse al mar territorial, excepcionalmente, si así lo exigen las características del espacio protegido.

No obstante, tiene interés el voto particular de D. Pablo García Manzano a dicha sentencia. Disiente el magistrado y su conclusión es completamente inversa en un conflicto y otro.

Entiende ajustado al orden constitucional el Decreto del Plan de Ordenación de Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión, mientras que la Orden de la reserva marítima no tiene el soporte de la competencia exclusiva del Estado sobre pesca marítima, aunque formalmente se invoque dicho título competencial. Con respecto a la sentencia, hay identificación inexacta de *dominium e imperium*, vieja polémica entre lo que es dominio público estatal y las funciones que allí se ejercen.

Cree el magistrado que no hay extralimitación territorial, dado que se pretende tutelar el entero y único ecosistema, no regular la pesca marítima. En su opinión, es decisiva la perspectiva finalista.

4. CRONOLOGÍA

El parque natural del Estrecho comienza a hacerse realidad a partir de 19 de febrero de 1999, fecha del Acuerdo del Consejo de Gobierno para formular el Plan de Ordenación.

Este Acuerdo dio base a la redacción del Plan de Ordenación de Recursos Naturales y encargó a la Consejería de Medio Ambiente su elaboración con carácter previo a la declaración como espacio natural protegido. El ámbito territorial del Acuerdo se recoge la figura 1.

Se estableció un régimen de protección preventiva, no pudiendo realizarse, durante la tramitación del Plan, actos que supongan una transformación de la realidad física y biológica que se pretende proteger.

A partir de la fecha mencionada es necesaria una autorización de la administración ambiental para las actuaciones que puedan ocasionar impacto ambiental.

El 15 de abril de 1999, se alcanza el Acuerdo Industria-Medio Ambiente sobre él en Tarifa, que fue suscrito por los respectivos Consejeros. En razón del alto potencial eólico del termino municipal, se hace una previsión máxima de acogida de potencia eólica, cifrada en 400 megavatios eléctricos.

Las instalaciones a desarrollar deberían cumplir una serie de requisitos ambientales de tipo corrector, preventivo y compensatorio. En todo caso, los espacios naturales protegidos y el ámbito territorial del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales se declaraban áreas no aptas para la instalación de aerogeneradores.

El Acuerdo del Consejo de Gobierno de 9 de febrero introdujo, como novedad en los procesos de planificación, la creación de una comisión de seguimiento, de carácter interdepartamental. Esta Comisión se creó el 22 de abril de 1999, habiendo garantizado la incorporación de puntos de vista variados que permiten compatibilizar la propuesta de protección con los distintos intereses agrícolas, ganaderos, pesqueros, energéticos y culturales.

Con fecha 30 de junio de 1999, se constituye la Comisión y se producen los encargos a las Universidades de Cádiz y de Sevilla para elaborar las propuestas técnicas de contenidos para el Plan de Ordenación y la futura delimitación del Parque Natural.

El 27 de julio de 2000, se efectúa la presentación de los trabajos en la Comisión de seguimiento, incluyendo una amplia exposición a los alcaldes de Algeciras y de Tarifa, a quienes se informa de los contenidos del Plan y de la delimitación prevista, recogida en la figura 2.

Se abre, después del verano de ese año, una larga etapa de consultas previas y reuniones con colectivos e instituciones que desemboca en la redacción de la propuesta definitiva de Plan de Ordenación y de los límites del espacio a proteger. Se editaron materiales divulgativos como los recogidos en la figura 3 para explicar los contenidos del Plan.

Con fecha 24 de junio la Dirección General de Planificación resuelve abrir el periodo de información pública. El 20 de julio de 2002, comienza la información pública del Plan de Ordenación, con la publicación en BOJA de la Resolución correspondiente.

Este trámite se alarga durante dos meses, al tenerse en cuenta la coincidencia parcial con el mes de agosto del periodo inicialmente fijado, dando lugar a un gran numero de alegaciones y sugerencias de ciudadanos, asociaciones e instituciones.

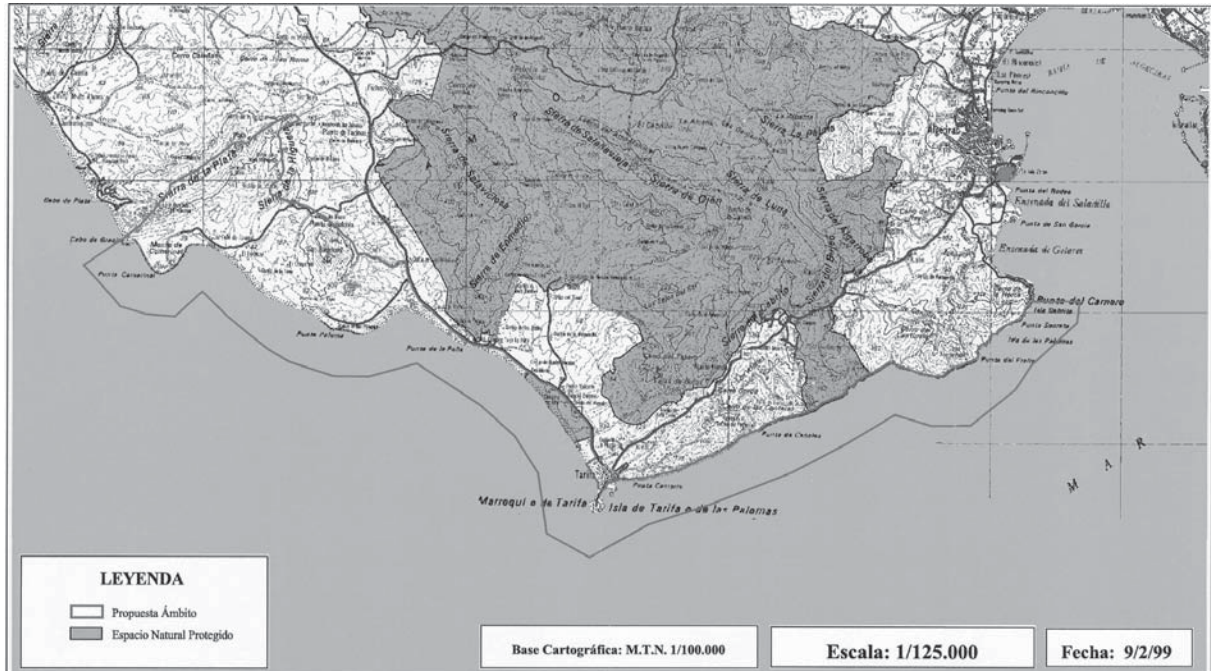


Figura 1. Propuesta ámbito para la ordenación de recursos naturales del frente litoral de los términos municipales de Algeciras y Tarifa.

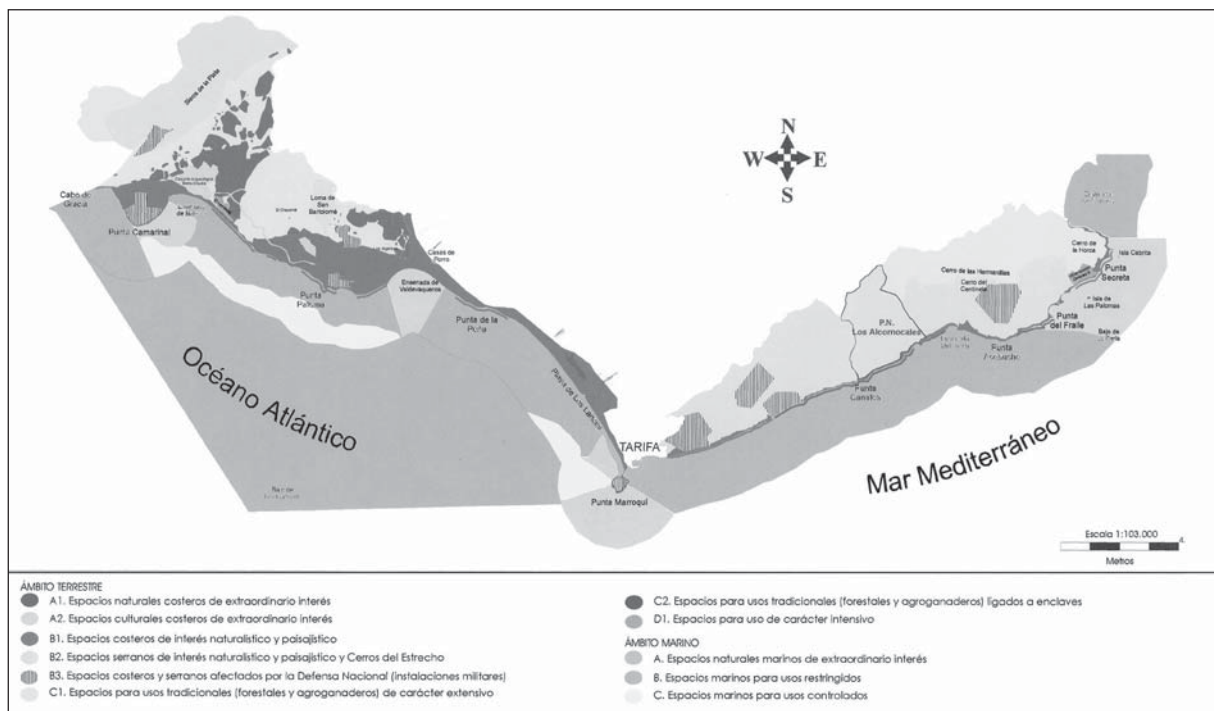


Figura 2. Propuesta de zonificación marítimo-terrestre. Plan de ordenación de los recursos naturales frente litoral Algeciras-Tarifa.

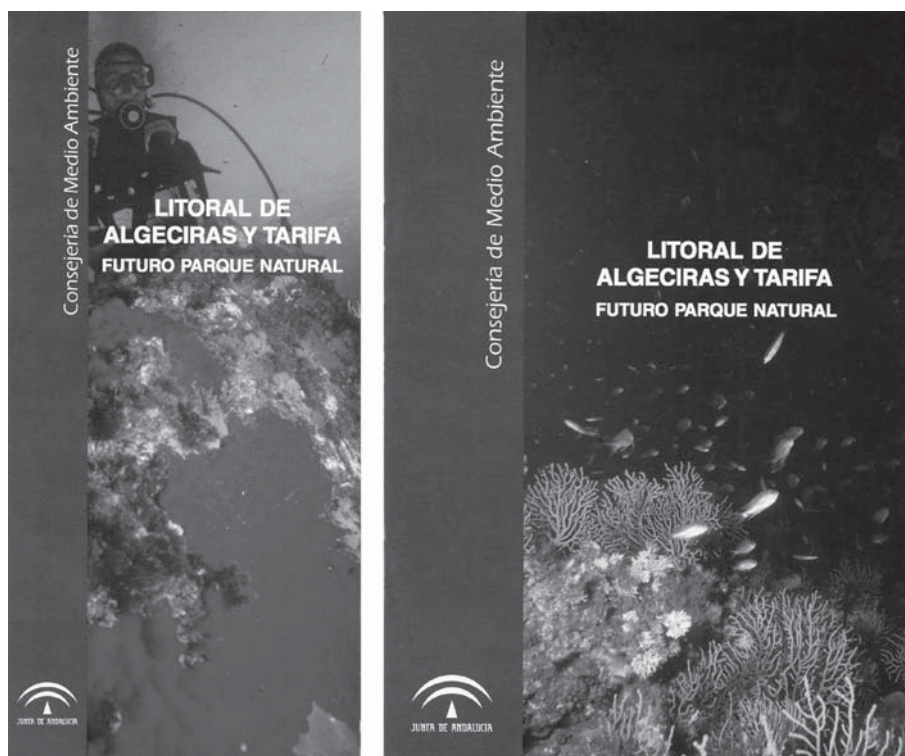


Figura 3. Portadas del material divulgativo editado para explicar los contenidos del Plan.

Se concluye la tramitación, siendo el 23 de diciembre de 2002 cuando se produce la aprobación del Plan de Ordenación de Recursos Naturales por el Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía. Entre otras cosas, se propone la figura de parque natural como la más idónea para la protección de los recursos naturales del litoral de los municipios de Algeciras y Tarifa.

La previsión del Plan se materializa en un segundo proyecto de decreto para la declaración del Parque Natural, que es sometido el 7 de enero de 2003 a información pública.

Cumplidos todos los trámites legalmente previstos, el 4 de marzo de 2003 se produce la aprobación del decreto de declaración del Parque Natural, con lo que se culmina el proceso de creación de un espacio natural protegido, de singular importancia para el Campo de Gibraltar y para Andalucía.

5. CONTENIDOS ESENCIALES DEL PLAN DE ORDENACIÓN

De forma somera se repasan a continuación algunos contenidos relevantes del Plan de Ordenación. Los aspectos en los que descansa la ordenación son la propuesta de declaración del parque natural, la regulación general del desarrollo de las distintas actividades, la zonificación del espacio y el establecimiento normativa particular.

El documento recoge una justificación jurídica de la planificación dando un repaso a las diferentes normativas, de ámbitos internacional, europeo, estatal y autonómico.

La caracterización y diagnóstico plantea un análisis del medio físico, con referencia a aspectos como la climatología, oceanografía, geología –tanto de las zonas emergidas como sumergidas– y comunidades biológicas. También se repasan los recursos culturales, de tipo histórico, arqueológico y artísticos, así como el paisaje.

La caracterización socioeconómica para revista a la situación demográfica, las infraestructuras –vías, portuarias e hidráulicas–, la calidad ambiental y los aspectos relativos a la defensa nacional.

La situación de la pesca, la caza, la minería, la agricultura, la ganadería, los aprovechamientos forestales y los montes públicos también forman parte del diagnóstico.

El plan de ordenación de los recursos naturales afecta a otros planes y programas que actúan sobre su ámbito territorial, como son el planeamiento urbanístico, los planes hidrológicos o el plan director de infraestructuras, por citar algunos ejemplos.

La síntesis de este capítulo se recoge en una matriz de tipo DAFO, que identifica, por un lado las amenazas y debilidades, y por otro las fortalezas y las oportunidades.

Entre estas últimas cabe citar el desarrollo sostenible de la zona, la integración de los recursos naturales con los culturales y el impulso que supone la declaración de un nuevo espacio natural protegido.

A la vista de ese diagnóstico los objetivos del plan, divididos en generales y específicos, se orientan a asegurar la utilización sostenible de las especies y los ecosistemas, integrar la gestión de recursos naturales, culturales y paisajísticos, de manera compatible con los intereses socioeconómicos, impulsar las actividades de uso público y acoger proyectos de turismo sostenible.

El contenido principal de la propuesta de ordenación del plan es la determinación de la figura de parque natural como la más apropiada para la protección del espacio descrito, al hacer compatible el aprovechamiento de los recursos naturales con su conservación, al tiempo que se garantiza la participación social.

La figura de parque natural es también una marca de calidad para todas las actividades que se lleven a cabo en el litoral de Algeciras y Tarifa.

La memoria de ordenación recoge los criterios y orientaciones para llevar a cabo la posterior gestión de los recursos naturales y de las actividades económicas. Tienen especial importancia los objetivos que se fijan para el turismo en el medio rural y turismo activo, que pasa por diversificar la oferta y que esta sea de calidad y compatible con los objetivos del parque natural.

6. REGULACIÓN GENERAL DEL DESARROLLO DE LAS ACTIVIDADES

El plan tiene vigencia indefinida, si bien se contemplan supuestos de revisión o de modificación.

Se incluye una referencia al régimen de prevención ambiental, que es el general para todo el territorio andaluz, debiendo tenerse en cuenta las directivas europeas sobre hábitats naturales y sobre aves silvestres.

La ordenación de los recursos naturales se desglosa para los recursos edáficos y geológicos, hídricos, atmosféricos, paisajísticos, culturales, así como para la flora y la fauna.

La ordenación de las actividades fijan normas acerca de la defensa nacional, actividades cinegéticas, marisqueras y pesqueras, acuícolas, agrarias, ganaderas, forestales, de uso público y educación ambiental, así como de investigación.

Las infraestructuras también se regulan dentro del plan en su vertiente de infraestructuras viarias, portuarias, de captación y abastecimiento de aguas, energéticas y de telecomunicaciones.

La ordenación de las edificaciones el suelo no urbanizable, aspecto muy debatido en el proceso de participación del plan, fija normas en relación a superficies mínimas de parcela, construcción de viviendas familiares vinculadas a la explotación de los recursos agrarios y prohibición de la construcción o ampliación de casas prefabricadas y desmontables o viviendas destinadas a segundas residencias.

7. ZONIFICACIÓN

Tal como se refleja en la figura 4, se establecen tres tipos de zonas, siendo las zonas de reserva (grado A) las de mayor valor ecológico. En el medio terrestre e intermareal se delimitan espacios naturales costeros de extraordinario interés (A1) en 54,12 hectáreas, que comprenden los islotes de Cabrita y Paloma, Isla de Tarifa (orla rocosa zona sur), plataformas de abrasión desde Tarifa hasta los Parentones y la zona litoral desde la ensenada del Tolmo hasta Punta Carnero.

También se incluye los espacios culturales costeros de extraordinario interés (A2) con 134,73ha y que son el Conjunto Arqueológico Baelo Claudia, Los Algarbes y las Canteras Romanas.

Dentro del medio marino se recoge la categoría de espacios marinos de extraordinario interés (A) que se extienden en 2.004,77ha incluyendo el frente suroriental de la isla de Tarifa, el entorno sumergido de la isla de las Palomas, Bajo de la Perla y el extremo oriental comprendido entre Cala Arenas e isla Cabrita y el límite exterior el ámbito del Plan.

Las zonas de Regulación Especial (grado B) poseen un valor ambiental destacado, combinado con un cierto grado de antropización. En el medio terrestre e intermareal se identifican el Paraje Natural Playa de los Lances y otros espacios costeros de interés naturístico y paisajístico (B1) con una superficie de 1.484,80ha, los espacios serranos de interés naturístico y paisajístico y Cerros del Estrecho (B2) con 4.241,37ha y los espacios costeros y serranos con instalaciones sujetas a defensa nacional (B3) con 256,66ha.

Dentro del medio marino se encuentran los espacios marinos de usos restringidos (B) con una extensión total de 7.242,39ha.

Por último las zonas de Regulación Común (grado C) tienen presencia de recursos naturales de interés si bien se desarrolla una actividad humana con modificación del medio. Comprenden los espacios de uso tradicional (forestal y agroganadero) y huertas familiares (C), cuya superficie es de 3.707,97ha, incluyendo las áreas interserranas de sierra Plata, sierra de la Higuera y San Bartolomé, los pastizales adyacentes a la carretera N-340 en el término municipal de Algeciras, áreas de enclavados y huertas familiares.

Para la delimitación de las distintas zonas sobre las que se establece la ordenación de usos y aprovechamiento, es importante la precisión en la elaboración de la cartografía.

Realizada sobre la ortofotografía del S.I.G Oleícola del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación del año 1998, en blanco y negro, con tamaño de píxel de 1m, a una escala de detalle 1:10.000, y empleando las últimas tecnologías en el campo de la cartografía, las salidas gráficas que acompañan este Plan permiten identificar de un modo claro e intuitivo las diferentes áreas establecidas en la zonificación, sin renunciar al rigor geográfico necesario.

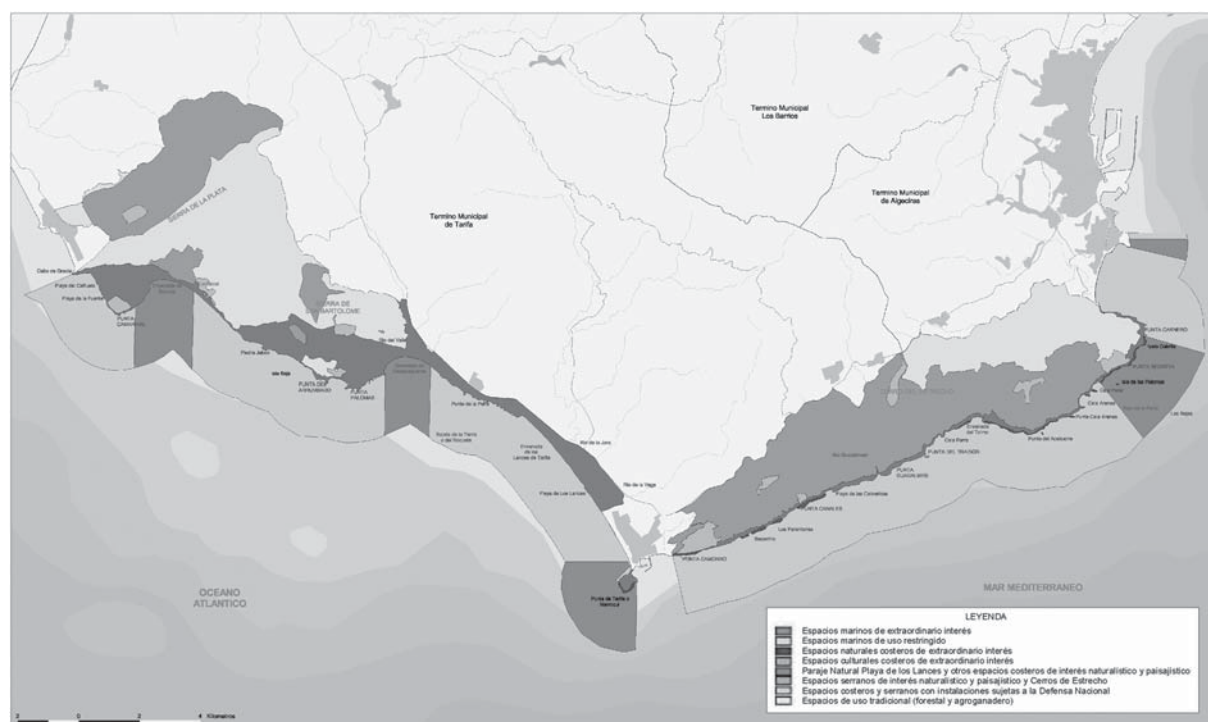


Figura 4. Zonificación del Parque Natural de Estrecho.

8. DATOS BÁSICOS DEL ÁMBITO TERRITORIAL DEL PLAN

Desde el punto de vista cuantitativo la superficie total del ámbito territorial del plan de ordenación de los recursos naturales es de 19.126,82ha, de las cuales el ámbito terrestre alcanza 9.879,66ha y el ámbito marino 9.247,39ha. Hay que tener en cuenta que la superficie del parque natural es ligeramente inferior, al no incluir el Paraje Natural de los Lances, situándose en 18.900ha. Como contraste la superficie protegida antes de la aprobación del plan era de 257,2ha.

En cuanto a la titularidad de la superficie terrestre, son públicas 3.810ha, de las cuales corresponden a los ayuntamientos 3.062ha, a la Junta de Andalucía 55ha y están adscritas a la defensa 693ha. La propiedad privada comprende 6.994ha.

Otros datos de interés son la longitud de las vías pecuarias (45km), la superficie de los enclavados (960ha) o la extensión del dominio público marítimo terrestre y la zona de servidumbre de protección (412ha)

9. DIFUSIÓN

Los lectores interesados encontrarán los documentos completos, así como la cartografía en la página WEB de la Consejería de Medio Ambiente, estando en marcha la publicación de un cuaderno divulgativo acompañado de un CD, que inaugura una colección sobre la ordenación de los recursos naturales de Andalucía.

Ya se encuentra disponible el vuelo virtual sobre los parques naturales de los Alcornocales y del Estrecho, que ofrece un paseo virtual por estos espacios protegidos, con el uso de imágenes de gran calidad. También esta prevista una próxima edición del mapa Guía del Parque Natural.

10. CONSIDERACIONES SOBRE ZONAS A INCLUIR O EXCLUIR

El ámbito territorial inicial del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales partía del Cabo de Gracia y continuaba por el límite del monte de utilidad pública Sierra Plata.

La delimitación en la zona occidental del término municipal de Tarifa dejaba dentro a El Lentiscal" y Paloma baja y se extendía hasta el límite exterior del suelo urbanizable en Tarifa.

Sin embargo, el límite oriental, en los términos tanto de Tarifa como de Algeciras, tenía una pequeña franja terrestre, coincidente con el límite interior de la zona de servidumbre de protección, que terminaba en Punta Carnero.

Dentro del ámbito de ordenación quedaba la isla de Tarifa o de las Palomas, mientras que la franja marina se extendía de manera lineal una milla marina mas adentro.

Los estudios realizados por las Universidades de Cádiz y de Sevilla constataron los valores ecológicos de otras zonas, que se incluyeron como ámbito del Plan de Ordenación en su aprobación definitiva.

En particular los montes de titularidad privada de la sierra de la Plata, en su vertiente más occidental, la franja entre la carretera Nacional 340 y el mar, desde Algeciras en dirección a Tarifa y la franja marina frente a la Punta de San García y la Ensenada de Getares, entendiéndose estas últimas como los lugares mejor conservados dentro de la bahía de Algeciras.

No han formado parte finalmente del parque natural el Paraje Natural de los Lances, al entenderse que es una figura de protección más restrictiva que la del parque natural, ni el acceso al puerto de Tarifa.

Finalmente, el límite del parque natural se ha desvinculado de la traza de la carretera nacional 340, en orden a evitar futuras tensiones sobre el espacio protegido en el momento en que se acomete el desdoble de dicha carretera en autovía.

11. PROCESO DE PARTICIPACIÓN

La declaración del Parque Natural del Estrecho se ha realizado mediante un procedimiento que ha propiciado una amplia participación social e institucional.

Con carácter previo a la redacción de los proyectos de decreto se llevó a cabo una extensa etapa de consultas a Ayuntamientos, Instituciones, colectivos ciudadanos y organismos científicos, con la finalidad de conseguir unos textos con rigor técnico y acordes con las inquietudes ciudadanas.

La propuesta de Plan de Ordenación se sometió a un periodo de dos meses de información pública, en paralelo a la consulta a los intereses sociales e institucionales a los que pudiera afectar, así como a los ayuntamientos de Tarifa y Algeciras.

Posteriormente, el proyecto de decreto para la declaración del parque natural también fue sometido a similares trámites, aunque en plazos más reducidos.

En total se recibieron y valoraron 305 alegaciones y sugerencias que se referían, fundamentalmente, a la construcción de edificaciones, los usos turísticos, la minería y canteras, la futura conversión en autovía de la nacional 340 y los enclavados en los montes. De ellas se aceptaron un total de 116, lo que dio lugar a numerosas modificaciones de los textos.

En cuanto a los informes oficiales recibidos, centrados en cuestiones competenciales, cabe mencionar los de los Ministerios de Agricultura, Pesca y Alimentación y de Defensa.

12. DEBATE POLÍTICO

El proceso de declaración del parque natural se ha llevado a cabo con el impulso político de la Junta de Andalucía a través de la Consejería de Medio Ambiente.

El debate a nivel local ha estado polarizado por la oposición a la declaración mantenida por el ayuntamiento de Tarifa, hasta las elecciones locales de 2003. El ayuntamiento de Algeciras mantuvo una actitud favorable.

En el ámbito de la provincia hay que anotar la moción aprobada por la Diputación Provincial, remitida a la Junta de Andalucía en diciembre de 2002, ya en la recta final del proceso de aprobación.

El Parlamento andaluz debatió sobre este tema durante el Pleno celebrado el 9 y 10 de octubre de 2002, siendo significativa la postura de oposición del Partido Popular, cuya portavoz hablaba de "pucherazo medioambiental". Este grupo se opuso a la declaración del parque natural.

13. DECLARACIÓN DEL PARQUE NATURAL

El Decreto 57/2003, de 4 de marzo, es la norma que aprobó la creación del Parque Natural del Estrecho, haciendo realidad la propuesta contenida en el Plan de Ordenación.

Entre los principales contenidos del Decreto se destacan sus finalidades:

- "Conservar la riqueza geológica y geomorfológica del medio marino y terrestre, garantizando el mantenimiento de la dinámica litoral actual, la morfología actual de la costa y la conservación de sus formaciones singulares, en particular, de los acantilados, las playas y las cuevas submarinas.
- Proteger la integridad de los ecosistemas marinos y terrestres incluidos dentro de sus límites, garantizando el mantenimiento de las especies singulares que allí habitan.
- Recuperar las especies de flora y fauna amenazadas y sus hábitats, preservando así la diversidad genética en las comunidades que existen en la zona.
- Contribuir a la protección, recuperación, fomento y difusión de los valores culturales y antropológicos que conforman la historia de este espacio natural.
- Facilitar el conocimiento y disfrute de sus principales valores asegurando, siempre de forma compatible con su conservación, tanto la actividad investigadora y educativa como el acceso de los visitantes y el uso público.
- Promover un desarrollo social, económico y cultural sostenible para las personas y comunidades asociadas a su ámbito territorial y área de influencia, garantizando su participación en todo el proceso de conservación y desarrollo del territorio.
- Contribuir al establecimiento de la red Natura 2000."

La extensión es de 18.900has. El Parque Natural constituye un espacio marítimo terrestre. Su ámbito territorial, distribuido en dos sectores, incluye una franja terrestre, que abarca desde el Cabo de Gracia hasta la Punta de San García, dejando fuera el núcleo urbano de Tarifa, con una anchura variable que, grosso modo, alcanza hasta la carretera N-340. Y una franja marina de una milla de anchura, que alcanza hasta los cincuenta metros de profundidad en el sector oriental y entre quince y treinta metros en el sector occidental, si bien en la punta de Tarifa las profundidades alcanzan los doscientos metros.

Incluye parcialmente los términos municipales de Tarifa, al que corresponde aproximadamente el 76% del ámbito terrestre del espacio y de Algeciras, al que le corresponde el 24% restante.

El régimen de protección, uso y gestión es el establecido en la Ley 2/1989 de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección, el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, aprobado por Decreto 308/2002, de 23 de diciembre, y el futuro Plan Rector de Uso y Gestión, que deberá ser aprobado en un plazo máximo de dos años desde la constitución de la Junta Rectora.

La gestión del Parque Natural corresponde a la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Medio Ambiente, asistida por la Junta Rectora.

El director conservador del Parque Natural asume las funciones ejecutivas de la administración.

La Junta Rectora del Parque Natural es el órgano de participación social, de carácter consultivo y colaborador.

La componen cincuenta miembros: el presidente, el delegado del Gobierno de la Junta de Andalucía en Cádiz, el subdelegado del Gobierno de la Junta de Andalucía en el Campo de Gibraltar, el delegado provincial de la Consejería de Medio Ambiente en Cádiz, el director conservador del Parque Natural, así como representantes de las Consejerías de Turismo y Deporte, Empleo y Desarrollo Tecnológico, Obras Públicas y Transportes, Agricultura y Pesca, Educación y Ciencia, Consejería de Cultura y del Instituto de Fomento de Andalucía.

También forma parte un representante de cada grupo parlamentario de Andalucía y tres representantes de la Administración General del Estado, en función de sus competencias, además del representante del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Por las administraciones locales forman parte, dos representantes del ayuntamiento de Tarifa, dos representantes del ayuntamiento de Algeciras y un representante de la Diputación Provincial de Cádiz.

Son dos los representantes de la Universidad de Cádiz.

Las organizaciones sociales y económicas cuentan con tres representantes de las organizaciones sindicales, –de acuerdo con su representatividad en Andalucía, designados por sus propias organizaciones–, tres representantes de las organizaciones empresariales más representativas de Andalucía, –designados por las propias organizaciones–, dos representantes del sector pesquero, –uno a propuesta de la Federación andaluza de Asociaciones Pesqueras y uno a propuesta de la Federación Andaluza de Cofradías de Pescadores– y tres representantes de las organizaciones agrarias, a propuesta de las organizaciones profesionales agrarias más representativas.

En el terreno deportivo hay un representante de las federaciones deportivas andaluzas designado por la Confederación Andaluza de Federaciones Deportivas, un representante de la Federación Andaluza de Actividades Subacuáticas y un representante de la Federación Andaluza de Caza.

Los colectivos sociales tienen dos representantes, a propuesta de las asociaciones ecologistas andaluzas, de entre aquellas organizaciones que según sus estatutos persigan fines de conservación de la naturaleza y protección del medio ambiente, un representante de las asociaciones de vecinos de los municipios comprendidos dentro del Parque Natural, a propuesta de la Confederación Andaluza de Asociaciones de Vecinos, un representante de las asociaciones de consumidores y usuarios, a propuesta de las representadas en el Consejo Andaluz de Consumo y un representante de las asociaciones juveniles a propuesta del Consejo de la Juventud de Andalucía.

Por último se han incorporado tres miembros de reconocido prestigio elegidos conforme a lo dispuesto en el artículo 3.2 del Decreto 239/1997, de 15 de octubre.

La Junta Rectora ya funciona con regularidad, ha sido nombrado su Presidente y se está trabajando en la redacción del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural.

14. BALANCE DEL PROCESO

Como conclusiones del proceso seguido hay que destacar que con la declaración del parque natural se ha satisfecho una aspiración ciudadana. Esta declaración añade 56 kilómetros del litoral de Tarifa y Algeciras al litoral andaluz protegido, que ya suma 279 kilómetros, un tercio de la longitud del litoral de Andalucía.

En un contexto de presiones crecientes sobre el espacio costero, el Parque Natural del Estrecho viene a reforzar la apuesta de Andalucía por la conservación ambiental y el desarrollo sostenible.

El procedimiento seguido ha sido laborioso, ya que así está previsto en la normativa, pero ello ha supuesto una amplia participación social, que refuerza el rigor técnico que sustenta dicho procedimiento.

El impacto comarcal ha de entenderse como favorable y se refuerzan potencialidades transfronterizas.

El Parque Natural del Estrecho está llamado a convertirse en uno de los espacios naturales protegidos de mayor importancia en Andalucía. Tiene a su favor que sirve de base a la propuesta de Reserva de la Biosfera transfronteriza, siguiendo las orientaciones de la Unión Mundial de la Naturaleza y de la Unesco.

La compatibilidad entre conservación y desarrollo tendrá que quedar refrendada por el futuro nuevo planteamiento urbanístico de Tarifa.

Todas las bondades ambientales descritas deben también aprovecharse para que este espacio protegido lo sea también desde el punto de vista social, de tal manera que fenómenos como la inmigración tengan solución en un espacio que también debiera destacarse como espacio para la solidaridad humana.

Almoraima, 31, 2004

MÁS DE VEINTE AÑOS DE ESTUDIOS EN LA CUENCA DEL RÍO PALMONES

*F. Xavier Niell Castanera / Antonio Avilés Benítez / Ricardo Figueroa
Laura Palomo Ríos / Sonia Moreno Corrales/ María Carrasco Sierra*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

Los estudios realizados en el río Palmones comenzaron a finales de la década de los setenta en el estuario, trabajos que han continuado hasta la actualidad en toda la cuenca hidrográfica. La existencia de un estuario bien desarrollado y las características físicas y geográficas propias de esta cuenca, hacen de Palmones un ejemplo ideal de río característico del sur de España. Los estudios realizados abarcan temas tan variados como la ecología de invertebrados; el papel de las algas y fanerógamas del estuario y de las plantas y tapete microbiano de la marisma; ciclos de los nutrientes; diagénesis; caracterización física, química y trófica de la cuenca; ciclo de mareas; tasas de sedimentación en el embalse de Charco Redondo, etc. Con más de cuarenta artículos publicados y de diez tesis, entre doctorales y de licenciatura presentadas, Palmones es sin duda el río mejor estudiado de Andalucía y uno de los ríos españoles más conocidos en el ámbito científico en el extranjero.

Palabras clave: Ecología; río Palmones.

La cuenca del río Palmones y, en especial su estuario, se han estudiado frecuentemente en los últimos 20 años desde un punto de vista ecológico e integrado.

El grupo de Ecofisiología de Sistemas Acuáticos (ESAMA) al que pertenecen los firmantes del presente artículo ha rendido más de cuarenta publicaciones en revistas especializadas en el campo científico correspondiente. En lenguaje llano, esto quiere decir que el Palmones es un río, con su cuenca y su estuario, conocidos en el mundo entero como modelo representativo de río mediterráneo con estuario.

LAS SERIES DE DATOS DEL RÍO PALMONES

El inicio de la actividad del ESAMA en el río Palmones data de 1981 cuando F. Xavier Niell accede al Departamento de Ecología de la Universidad de Málaga como catedrático. Desde entonces, la regularidad de nuestros estudios se expresa con las tres P: Perseverancia, Periodicidad en los muestreos y Paciencia. Por ello existen series de datos, series históricas llamadas entre los ecólogos, de las más largas de España y de entre las más extensas de Europa, salvando la mayor tradición de estudio científico existente en los países del norte de Europa.

Las ventajas de las series largas como las nuestras, son que permiten interpretar fenómenos de cambio en los propios sistemas naturales, relacionarlas con otros fenómenos más generales, como el tan mencionado cambio climático o explicar ciertos cambios en las actividades socioeconómicas de la zona como el decaimiento de la extracción, depuración y venta de moluscos en el río. Además, son las que se usan para hacer predicciones en lo que actualmente se conoce como futuros escenarios, donde se responde a la pregunta tan frecuente: ¿Qué pasaría si se hiciese tal cosa? ¿Qué pasaría si el clima cambiase de tal manera? La predicción del comportamiento de los sistemas naturales es siempre arriesgada e incierta pero con datos lo es menos.

Aunque las cuestiones no se repiten nunca, el pasado siempre es la base para una proyección hacia el futuro.

Las series de datos son caras y los periodos de permanencia de la Administración, se prolongan durante un tiempo menor que el periodo en que se debe extender la serie de datos, que no debe tener fin. La Administración, o desconfía, o tiene reacciones tardías o no tiene dinero, e incluso a veces no lo quiere invertir para no saber la verdad. La financiación de nuestro trabajo ha sido continua por comisiones científicas estatales desde que empezamos a trabajar, pero el apoyo de las entidades regionales y locales así como el de la Junta de Andalucía ha sido nulo, y no comprendemos el por qué después de demostrar nuestra capacidad de trabajo, producción y diseminación de conocimientos.

Esta actitud de alguna consejería de la Junta no ha sido positiva. Los trabajos que hemos realizado se han distribuido al menos en tres Consejerías, se han presentado a la Confederación hidrográfica del Sur, que financió el estudio de impacto ambiental producido por la represa del río en Charco Redondo, y recientemente con respecto al Plan de Ordenación Integral del río Palmones sin discutir demasiado los aspectos técnicos y aplicables de nuestro trabajo. Hemos mencionado el proyecto subvencionado por la Confederación Hidrográfica del Sur, y en este caso, después de recibir alabanzas sobre el trabajo realizado, lo que ha faltado ha sido continuidad. La recolección de datos es un problema imprescindible a resolver en España. Normalmente es un trabajo tedioso, que los jóvenes no quieren desarrollar porque no propicia su promoción científica y que no da frutos visibles hasta que la serie es larga. Existe un dilema que eterniza la cuestión, cuando las series se inician no dan información, antes de iniciarlas inspiran desconfianza a los patrocinadores, con las dudas se encuentran argumentos para no financiar un trabajo *non gratus* y se demora el comienzo del trabajo. Es decir, entre unas cosas y otras, la serie que siempre suscita dudas no se empieza. Nuestra contribución en el río Palmones y en su cuenca, permite en este

momento apoyar decisiones en un monitoreo adecuado para ello y además esta a disposición pública. El principal problema es la continuidad para la cual se necesita un apoyo oficial y no una actividad voluntarista soportada económicamente por nuestro grupo de investigación.

¿QUÉ HEMOS HECHO EN EL PALMONES?

La investigación en el río se ha llevado a cabo por sectores, por grupos de organismos y por compartimentos.

Los primeros estudios que llevamos a cabo fueron de tipo biológico y ecofisiológico; estudiamos la evolución de las poblaciones de algas verdes, la interacción entre los moluscos más abundantes en el estuario, la biología de la ceiba y la del curruco, del cual determinamos la producción y el momento óptimo de cosecha.

Después nos decidimos a estudiar el estuario de una forma más global, estudiamos la circulación de la marea, caracterizando el sistema de renovación del estuario. En este estudio nos dimos cuenta que el fango, el sedimento, en léxico ecológico, tenía importancia en el ciclo de los nutrientes especialmente, de los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo que son los responsables de la producción de las plantas microscópicas y macroscópicas que sustentan la cadena trófica del estuario.

El estuario es el punto de confluencia singular del sistema considerado como una unidad. Éste recibe agua y nutrientes desde el río y desde el mar, sufre inmisiones atmosféricas de precipitación sólida y líquida. Alguna de las cuales, procedente de los polígonos industriales puede ser inquietante desde el punto de vista de salud ambiental. El estuario debe contemplarse como un sector en el cual hay tres compartimentos: el aire, el agua y el sedimento, existiendo entre ellos intercambio de gases y de solutos, así como de materiales no solubles enormemente dinámicos. Se pierde carbono y nitrógeno hacia la atmósfera a consecuencia de la cantidad de carbono en forma de restos orgánicos que se acumulan en el sedimento y se degradan más lentamente de lo que se producen. Éste es el punto angular del problema. En Palmones sobra de todo.

A partir de cierto momento, a mediados de los noventa le dimos un nuevo enfoque al estudio del estuario, nos volcamos directamente en el estudio de los procesos bajo una visión integrada: La eutrofización.

¿QUÉ ES EUTROFIZACIÓN?

La eutrofización es un proceso de pérdida de materia en los sistemas acuáticos que se produce paradójicamente porque hay un exceso de aportes de materia desde el exterior. Los sistemas acuáticos confinados no funcionan igual que los sistemas terrestres. La producción elevada es un enemigo interno, porque aboca a los sistemas como el Palmones a la acumulación de materiales que gastan oxígeno en su degradación. Además la falta de oxígeno tiene dos efectos: la desgasificación, mediante la cual se pierde nitrógeno, y la redisolución de nutrientes en forma insolubles que amplían y acentúan la fertilización del sistema en un mecanismo fatal de retroalimentación positiva.

LOS CAMBIOS RECIENTES SON MUY IMPORTANTES

La opinión pública está muy sensibilizada con el ya perceptible cambio climático, en 1999 publicamos un artículo científico que narraba los cambios que habían sucedido en el estuario desde mediados de los ochenta. Estos cambios eran considerables pero no se percibían. El hombre, hay que decirlo así, no percibe el medio acuático como percibe el terrestre. En los últimos años han desaparecido especies, han pasado a ser abundantes algunas que eran escasas y hay menos oxígeno

por acumulación de materia orgánica. El ciclo del fósforo, por ejemplo, ha cambiado totalmente y el sistema del estuario del río Palmones funciona de una manera absolutamente diferente de cómo funcionaba antes. El propio aspecto fisionómico del Palmones ha cambiado. El estuario estaba más inundado hace diez años que ahora, su superficie acuática se ha reducido en un 25%. La alarma estaba dada, pero la difusión de los resultados científicos es lenta, mala, insuficiente e incluso, cuando se media para que mejoren los resultados conseguidos, es escasa. Hemos entregado colecciones de nuestros trabajos a distintos organismos de la Administración y la respuesta ha sido nula. Quizás esto sea así porque no hay tiempo ni sosiego para leer y comprender los resultados de algunos estudios que con una gran constancia han conseguido describir el estuario del río Palmones de un modo nada frecuente en otras cuencas.

EL PALMONES NO ES SOLO UN ESTUARIO

El estuario es consecuencia de la interacción del mar y del río. Así, después de conocer profusamente el estuario, nos decidimos a conocer el río que es la vía de entrada de energía y materiales procedentes de tierra. Los ríos son sistemas nerviosos, son impredecibles, varían bruscamente en sus distintos tramos y son sistemas en los que el hombre actúa de una manera drástica y, a menudo, súbita. La propia naturaleza de los ríos los hace sistemas muy dependientes del clima, y el clima mediterráneo-atlantizado de la cuenca del Palmones, es tan impredecible o más que el comportamiento del propio río. El río Palmones es rico en sales en su cuenca alta, con una mayor concentración de la esperada. El comportamiento del río es tan impredecible que la serie de datos para predecir su comportamiento deberá de ser más larga que la que necesitábamos en el estuario.

El río se encuentra afectado por actividades más o menos persistentes. El embalse de Charco Redondo representa un hito en el fluir del río. Aproximadamente, retiene el 11% del fósforo que le llega de la cuenca alta, actuando como un filtro depurador. Sin embargo, esta labor aparentemente beneficiosa, afecta a la cuenca baja y en el estuario. Al retener agua, el caudal que llega al estuario disminuye, con la consiguiente reconcentración de sales. Por otra parte, el papel de filtro le supone al embalse sufrir un proceso de colmatación que hemos estimado en 10mm por año, lo que nos permite estimar la vida esperable del embalse. El dilema en los países de clima cercano al subárido es guardar el agua como un bien escaso o preservar los espacios litorales.

¿HA SIDO SIEMPRE EL PALMONES COMO AHORA?

Usando métodos diversos, algunos de ellos muy sofisticados, tenemos un registro dinámico del sedimento del estuario del río Palmones. Sabemos cómo era el estuario hace años, debido a que el sedimento es el testimonio de lo que acontece en la masa de agua que está sobre él, con un registro dinámico. El sedimento sufre, como toda la cuenca, grandes cambios en su composición. El estuario del Palmones crece entre 0,8 y 1,2cm al año que se compactan por su propio peso. Si está compactación se considera irrelevante, el anuncio está hecho: en 20 años muchas zonas del estuario serán marismas y el río correrá en su parte baja mucho más encajonado de lo que corre ahora. La erosión en la cuenca es alta, se pierden 600gr de material sólido por metro cuadrado y año, la prevención de la erosión es una asignatura pendiente en nuestras latitudes.

Introduciendo cilindros en el sedimento hasta una profundidad de 1,80 metros, podemos ver que se intercalan entre el material sedimentario fino, propio de estuarios, estratos de arena a 50cm de profundidad, es decir hace entre cuarenta y cincuenta años hubo una transgresión marina que permitió que el estuario estuviera más oxigenado y que su fondo no tuviera el color oscuro característico que presenta en la actualidad.

UNAS PINCELADAS DE FUTURO

Naturalmente, los estudios en la cuenca prosiguen. En la actualidad, estamos estudiando criterios de calidad del sedimento y del agua; la pérdida de gases de nitrógeno, que tanta influencia tiene en el cambio climático y en el agujero de ozono; el comportamiento de la marisma y el papel depurador que ejerce, sobre todo prestando especial atención a la sosa, que es una planta con una gran capacidad de acumulación de nutrientes y de metales pesados peligrosos por su toxicidad.

Por nuestra perseverancia no hay que temer, quizás es momento de recapacitar sobre las carencias estratégicas y de financiación de la investigación ya realizada. Es momento de coordinar equipos amplios, más pluridisciplinarios que trabajen, sobretodo muestreando a la vez; es momento de producir soluciones: prevención de la erosión, descontaminación de suelos y sedimentos, establecimiento de criterios de calidad del agua y del sedimento, regulación de flujos desde el embalse, control estricto de vertidos, etc.

La aportación del ESAMA está ahí, solo hace falta formular preguntas, plantear problemas y llegar a un uso óptimo de los recursos de la cuenca. Es un acto a largo plazo, sin compromisos políticos, sólo con compromisos científicos y tecnológicos.

Almoraima, 31, 2004

EL MUNDO MICROSCÓPICO DEL SEDIMENTO DEL ESTUARIO DEL RÍO PALMONES

*María Carrasco Sierra / Laura Palomo Ríos / Sonia Moreno Corrales
F. Xavier Niell Castanera / Antonio Avilés Benítez / Ricardo Figueroa*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

El estuario del río Palmones, localizado en la bahía de Algeciras, ha sido objeto de estudio desde finales de la década de los setenta hasta la actualidad. Uno de los nuevos aspectos caracterizados en este enclave costero son los tapetes microbianos, los cuales se definen como acumulaciones macroscópicas de microorganismos, coherentes, formando estructuras laminadas de alto contenido orgánico sobre superficies sólidas y sedimentos. En su superficie suelen predominar diversas especies de cianobacterias, entre las que destacan *Microcoleus chthonoplastes* (Mert.) Thuret y *Lyngbya aestuarii* (Mertens) Liebman, las cuales cubren el sedimento de la zona de marisma del estuario del río Palmones, formando una especie de «tapiz» bajo las praderas de *Arthrocnemum macrostachyum* (Moric.) Moris, *Sarcocornia fruticosa* (L.) A. J. Scott y *S. perennis* (Miller) A. J. Scott.

Estos singulares ecosistemas constituyen un interesante modelo de estudio, tanto por la alta riqueza microbiana que presentan como por su importancia en la producción primaria y el ciclo de los nutrientes en los medios de aguas someras.

Palabras clave: Río Palmones; tapetes microbianos; *M. chthonoplastes*; *L. aestuarii*.

1. INTRODUCCIÓN

Desde finales de la década de los setenta hasta la actualidad, numerosos han sido los aspectos estudiados sobre la ecología del estuario del río Palmones; principalmente, la caracterización del ciclo de los nutrientes de este entorno costero, así como de la biota que en él habita. Para mejorar los conocimientos sobre características generales de este ecosistema, es necesario el análisis estructural y funcional de sus comunidades microbianas. No obstante, son escasos los trabajos realizados en el campo microscópico, habiéndose abordado únicamente el papel mineralizador que dichas comunidades desempeñan en el sedimento (Clavero *et al.*, 1997a; 1999a).

Uno de los ecosistemas de mayor interés en el ámbito de la ecología microbiana, son los tapetes microbianos; estos se definen como "acumulaciones macroscópicas de microorganismos, coherentes (Pierson, 1992), formando estructuras laminadas de alto contenido orgánico sobre superficies sólidas y sedimentos (Wiggli *et al.*, 1999)". Aquellos dominados por cianobacterias filamentosas (Fenchel *et al.*, 1998) fueron descritos por primera vez a mediados del siglo XIX (Orsted, 1842), aunque su nombre no les fue asignado hasta años más tarde por Schultz (1937).

Los tapetes microbianos suelen presentar una estratificación en capas de diferente color, la cual refleja la zonación de los procesos fototróficos predominantes (Fenchel *et al.*, 1998). Dicha zonación viene determinada por los gradientes fisicoquímicos que las mismas bacterias y procesos bacterianos generan (Jørgensen *et al.*, 1983). Los principales componente de estas comunidades microbianas son las cianobacterias bénticas, junto con diversas comunidades de microorganismos quimioorganotróficos, cuya alta actividad respiratoria genera condiciones anóxicas unos milímetros por debajo de la banda de fotosíntesis oxigénica (Revsbech *et al.*, 1983).

Hoy en día, los tapetes microbianos se distribuyen en un restringido rango de hábitats, tales como sistemas hipersalinos y costas marinas (Bauld, 1984; Van Gemerden *et al.*, 1989), fuentes termales (Castenholz, 1984; Jørgensen & Nelson, 1988) y lagos alcalinos (Brock, 1978). Todos ellos son medios extremos, en los que la escasa actividad eucariota (como el ramoneo o la bioturbación), permite su desarrollo. Otro de los factores que limitan su distribución, es el suministro de energía química. Según Cohen (1989), únicamente se localizan en las proximidades de microambientes ricos en sulfhídrico.

Estas comunidades se han convertido, en las últimas décadas, en un interesante modelo de estudio, tanto por la alta riqueza microbiana que presentan a escala local (Nübel *et al.*, 1999), como por su importancia en la producción primaria y el ciclo de los nutrientes en los medios de aguas someras (Colijn & De Jonge, 1984; Duarte & Cebrian, 1996). A estas razones, cabe añadir su analogía con los estromatolitos, estructuras sedimentarias que tienen su origen en tapices microbianos de cianobacterias del Precámbrico (Grotzinger & Rothman, 1996).

El objetivo de este estudio fue analizar las comunidades microbianas que dominan el estuario del río Palmones desde un punto de vista estructural y funcional, así como conocer el papel que estas desempeñan en su hábitat.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estuario del río Palmones se encuentra localizado en la bahía de Algeciras (36° 10' 17" N, 5° 26' 28" W), entre las pedanías de Palmones (Los Barrios) y Algeciras. Se trata de un río de longitud y tamaño de cuenca pequeños (302km²), con un régimen pluviométrico de gran variabilidad interanual, con precipitaciones que fluctuaron entre 400mm.m⁻² en el año 1994 y 2249mm.m⁻² en 1996. El estuario tiene una longitud aproximada de 5,6 km, una anchura media de 75m y una profundidad que oscila entre 1,5 y 2 m en marea baja. Se trata de un estuario bien mezclado (Clavero *et al.*, 1997b), sometido a vaciado

diario con régimen lento y casi total con mareas vivas. El agua es de tipo 9 según la clasificación de Jerlov (1976), con salinidad que varía, salvo excepciones singulares, entre 29 y 35.

2.2. Periodo de muestreo y caracterización de las estaciones

Los tapetes microbianos fueron recolectados en octubre del 2002 en cuatro puntos del estuario del río Palmones. Las muestras fueron tomadas con la ayuda de cilindros de PVC de 85mm de diámetro interno y posteriormente guardadas en bolsas Ziploc herméticamente cerradas y trasladados en neveras de plástico, manteniendo siempre la posición horizontal de los mismos con el objeto de mantener intacta la estructura del sedimento.

Las cuatro estaciones de muestreo están localizadas en la zona de marisma del estuario del río Palmones (figura 1); la primera de ellas (E1) en el interior de una laguna de carácter temporal y el resto (E2, E3 y E4) en zonas cubiertas por la vegetación de marisma.

En todas ellas se determinó la irradiancia incidente mediante un sensor cuántico esférico (193 SB, Licor, Nebraska, USA) conectado a un radiómetro (Licor-1000). La caracterización de cada punto de muestreo se completó con la estimación de distintas variables. En el agua intersticial, obtenida tras centrifugar durante 15 minutos el sedimento de cada una de las estaciones a 4000 r.p.m., se midió la salinidad y el pH. La estimación del contenido en materia orgánica de la zona fótica de los tapetes microbianos se realizó a partir de las pérdidas por ignición a 550°C durante tres horas. La materia orgánica se expresó como el porcentaje de pérdida de peso por la ignición frente al peso seco total. Por último, se estimó el porcentaje en humedad tras mantener las muestras 24 horas en la estufa a 60°C.

2.3. Análisis estructural de las comunidades microbianas: caracterización macroscópica y microscópica

Los cortes verticales del material recolectado fueron directamente fotografiados en el campo con una cámara digital para observar la zonación de las comunidades microbianas. Para el análisis microscópico de las mismas, se fijaron cortes de 1cm de diámetro de la capa superficial en formaldehído al 5% (peso/vol) y se mantuvieron a 4°C. El equipo de análisis de imagen empleado para dicho análisis incluía un microscopio invertido Leitz Fluovert FU, una video-cámara digital Polaroid DMC, un ordenador Pentium 200, una tableta gráfica y el sistema de análisis de imagen Qberón (Blanco, 2001). Gracias a dicho equipo, se obtuvieron fotografías ya digitalizadas de las distintas especies visualizadas. El análisis de imagen se realizó en las cianobacterias filamentosas predominantes. La estimación del volumen celular se llevó a cabo mediante la fórmula geométrica de un cilindro.

2.4. Análisis funcional de las comunidades microbianas: cuantificación pigmentaria

Las muestras destinadas al análisis pigmentario se congelaron en nitrógeno líquido y se mantuvieron a -20°C hasta el momento de su análisis. La cuantificación de los pigmentos lipofílicos se realizó a partir de muestras de 1 cm de diámetro (0,78 cm²) de la capa superficial de los tapetes microbianos. Una vez maceradas (utilizando arena de mar como abrasivo),

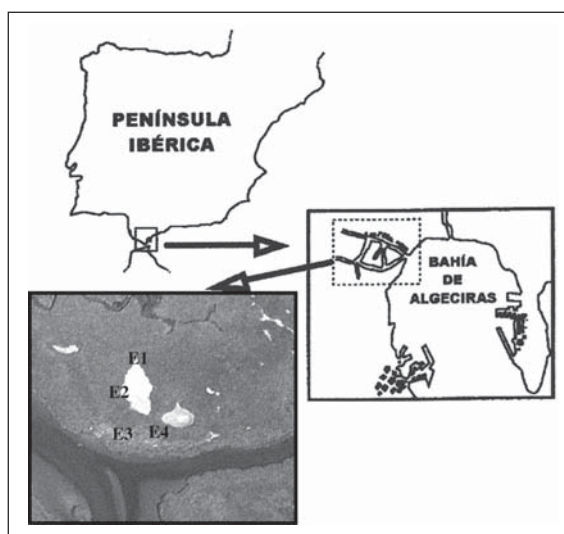


Figura 1A. Situación geográfica del estuario del río Palmones y ubicación de las estaciones de muestreo.

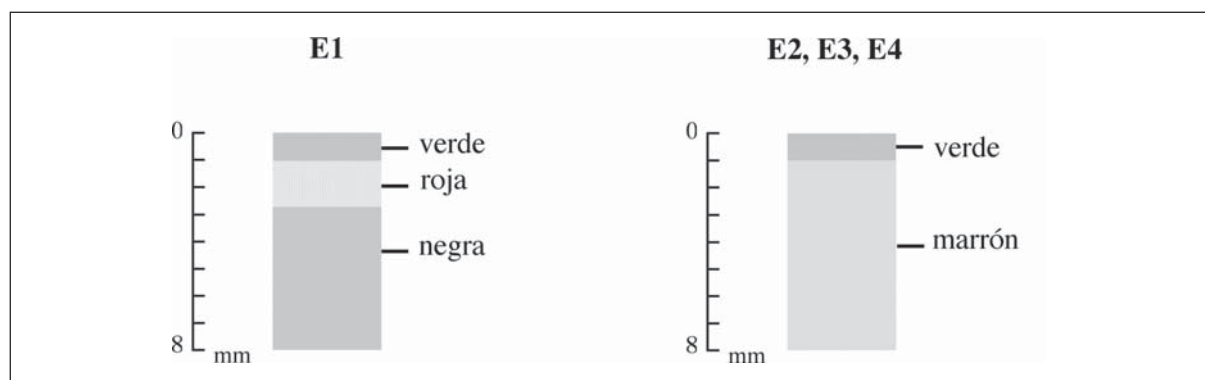


Figura 1B. Representación esquemática de las distintas capas en las que se estructuran los tapetes microbianos de las estaciones estudiadas.

se extrajeron los pigmentos en N-N´dimetilformamida (DMF), siendo necesarias dos extracciones. Tras incubar 24 horas en oscuridad y a 4°C, se centrifugaron durante 15 minutos a 15.000r.p.m. a 4°C (centrífuga Heraeus 17-RS). Las concentraciones de clorofila a y carotenoides totales de la fracción sobrenadante se estimaron, de modo espectrofotométrico (Cecil CE-7200), según las ecuaciones propuestas por Jeffrey & Humphrey (1975).

Para la extracción de los pigmentos hidrosolubles se tomaron discos de 2 cm de diámetro de la capa superficial (3,14 cm²) de los tapetes microbianos; se maceraron con mortero en 2 ml de tampón fosfato 0,1 M pH 6,5 y se mantuvieron a 4°C y en oscuridad durante 12 horas (Moon & Dawes, 1976). Una vez centrifugadas las muestras a 4°C durante 15 minutos a 15.000r.p.m., se filtró la fracción sobrenadante (0,22µm de tamaño de poro) y, finalmente, se determinó la concentración de ficobiliproteínas de modo espectrofotométrico. El cálculo de las concentraciones se llevó a cabo según las ecuaciones propuestas por Beer & Eshel (1985).

2.5. Estadística

Los resultados fueron expresados como los valores medios \pm desviación estandar (SD). Las diferencias significativas de las medias fueron analizadas con un ANOVA de una vía modelo 1 seguido de un test de Fisher (Sokal & Rohlf, 1981), utilizando para ello el programa Startviews 4.5 para Macintosh.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis estructural de las comunidades microbianas: caracterización macroscópica y microscópica

El estuario del río Palmones consta de una zona intermareal, en la que el sedimento aparece cubierto por algas marinas del orden Ulvales (Hernández et al., 1997), y otra de marisma que solo queda inundada por la marea en los bordes colindantes con la desembocadura del río. En dicha zona, los tapices microbianos cubren totalmente una laguna de carácter temporal

Estación	Localización	Salinidad	pH	% M.O.	% Humedad
E1	Interior de laguna de carácter temporal	100	7,2	14,7 \pm 2,5	48,1 \pm 7,6
E2	Margen de laguna con cobertura baja	57	7,5	16,0 \pm 1,6	45,5 \pm 3,0
E3	Zona de marisma con alta cobertura	35	7,0	17,1 \pm 2,1	50,5 \pm 5,0
E4	Zona de marisma con cobertura media	35,5	7,1	18,7 \pm 4,4	44,2 \pm 5,8

Tabla 1. Caracterización de las estaciones de muestreo.

(E1), cuya elevada evaporación le confiere la alta salinidad a sus aguas (tabla 1). En ella, la radiación incidente es del 100%, al estar desprovista de vegetación. Estas comunidades también forman una especie de “tapiz” bajo la vegetación de marisma, constituida por amplias praderas de sosa (*A. macrostachyum*, *S. fruticosa* y *S. perennis*). En esta zona se localizan las demás estaciones. La E2 es la más cercana a la laguna y con menor grado de cobertura, mientras que la E3 y la E4 se encuentran más alejadas y reciben menor irradiancia, al estar cubiertas por una densa vegetación.

En el ámbito macroscópico, existen dos tipos de tapetes microbianos con diferente estratificación (figura 1B). Aquellos localizados en la estación E1, constan de tres capas de distinto color. La más superficial (de aproximadamente 1mm de espesor), dominada por cianobacterias filamentosas, se caracteriza por su color verde oscuro y su alta cohesión; por debajo, se diferencia una segunda capa (con un espesor que comprendido entre 1 y 3mm) de color rojo; la tercera y última capa presenta una tonalidad oscura. En cambio, en las comunidades microbianas de las estaciones E2, E3 y E4 únicamente se aprecia una primera capa verde oscura sobre el sedimento de color pardo.

Las observaciones realizadas mediante microscopía óptica, permitieron estimar la diversidad de microorganismos que constituyen la capa superficial de los tapetes microbianos. Estos son fundamentalmente cianobacterias filamentosas, concretamente de las especies *M. chthonoplastes* y *L. aestuarii*. Tal y como se puede apreciar en la figura 2A, *M. chthonoplastes* se caracteriza por presentar numerosos tricomas, de color verde azulado, apretadamente dispuestos en el interior de una vaina común. Sus células vegetativas presentan forma cilíndrica, con un diámetro medio que oscila entre 3,1 y 4,6 μm , una longitud que varía entre 3,9 y 7,1 μm y un volumen celular comprendido entre 38,4 y 101,2 μm^3 (tabla 2). Su contenido protoplastamático es de aspecto granuloso, con granulaciones de distinto tamaño distribuidos por toda la célula (figura 2B). En cambio, los individuos de la especie *L. aestuarii* (figura 2C), se caracterizan por presentar cada tricoma incluido en una vaina y células vegetativas más anchas que largas. En este caso, la anchura media de la células varía entre 6,8 y 16,7 μm , la longitud entre 1,8 y 4,1 μm y el volumen celular entre 19,7 y 90,9 μm^3 (tabla 2). En estos individuos, las granulaciones se disponen a nivel de sus tabiques transversales. Son frecuentes las vainas vacías de esta especie, de un intenso color pardo.

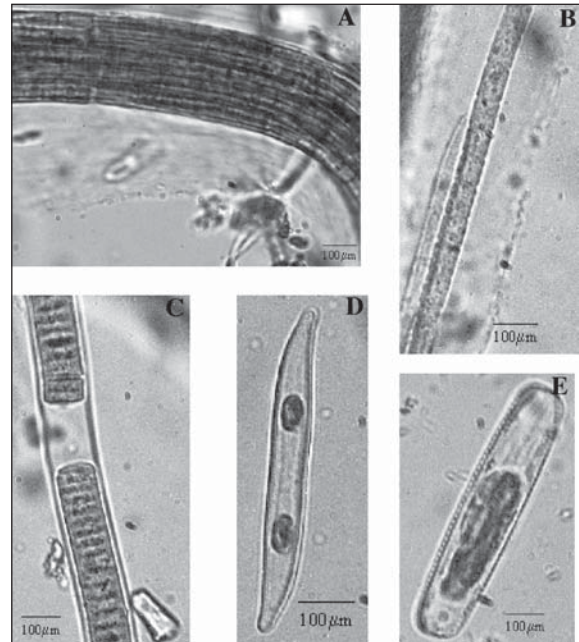


Figura 2. Fotografías a microscopía óptica de los diferentes microorganismos que componen los tapetes microbianos del estuario del río Palmones. **A)** Filamento de *M. chthonoplastes*; **B)** Tricomas de *M. chthonoplastes*; **C)** Filamento de la especie *L. aestuarii*; **D)** Diatomea del género *Gyrosigma* sp; **E)** Diatomea del género *Navicula* sp.

Estación	<i>M. chthonoplastes</i>			<i>L. aestuarii</i>		
	A (μm)	L (μm)	V (μm^3)	A (μm)	L (μm)	V (μm^3)
E1	3,1 \pm 0,4	4,7 \pm 1,0	38,4 \pm 14,8	6,8 \pm 0,3	4,1 \pm 0,6	90,9 \pm 27,6
E2	4,2 \pm 0,2	7,1 \pm 1,1	101,2 \pm 19,9	16,7 \pm 1,1	2,1 \pm 0,6	63,6 \pm 53,1
E3	3,2 \pm 0,7	5,8 \pm 1,2	49,8 \pm 26,8	7,6 \pm 0,7	1,8 \pm 0,3	19,7 \pm 8,3
E4	4,6 \pm 0,8	3,9 \pm 0,6	58,9 \pm 21,9	–	–	–

Tabla 2. Dimensiones (μm) de las especies *M. chthonoplastes* y *L. aestuarii* en las cuatro estaciones de muestreo.

A: anchura; L: longitud; V: volumen celular.

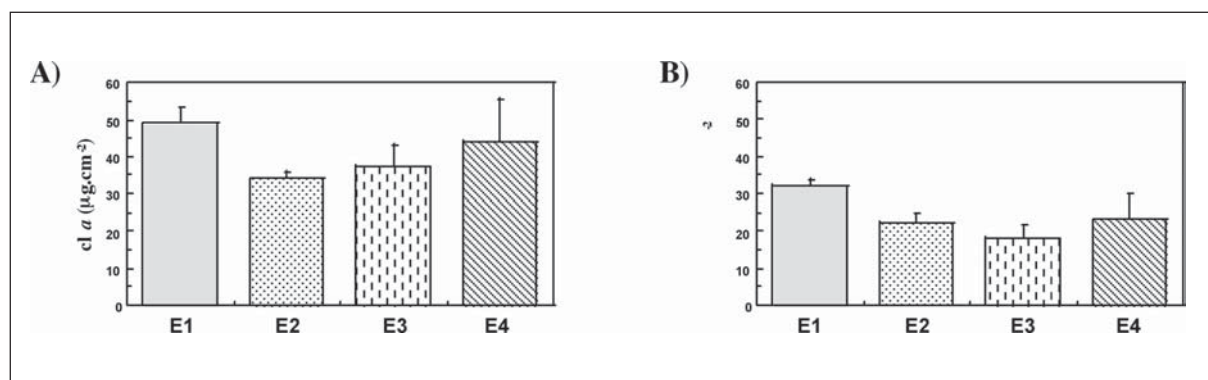


Figura 3. Concentración de pigmentos liposolubles en las cuatro estaciones. **A)** Clorofila *a* (µg.cm⁻²). **B)** Carotenoides totales (µg.cm⁻²).

En las estaciones E1 y E2, las especies aparecen mezcladas en igual proporción; en la estación E3, se observa una menor presencia de *L. aestuarii*; y en la estación E4, únicamente se encuentran individuos de la especie *M. chthonoplastes*.

3.2. Análisis funcional de las comunidades microbianas: cuantificación pigmentaria

El análisis pigmentario se realizó en la superficie de los tapetes microbianos, por presentar la mayor densidad de poblaciones cianobacterianas, responsables de la alta consistencia de estos ecosistemas. Las concentraciones de pigmentos liposolubles en la superficie de los tapetes microbianos se muestran en la figura 3. Los valores de clorofila *a* oscilaron entre 32 y 54 µg.cm⁻², no siendo significativas las diferencias encontradas entre las distintas estaciones ($p > 0,05$). Sin embargo, si fueron significativas las diferencias en el contenido de carotenoides totales, cuya concentración estuvo comprendida entre 14 y 33 µg.cm⁻². Según mostró el test de Fisher, los valores estimados en la estación 1 fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$), concretamente un 35% superior al resto de las estaciones. La relación carotenoides/clorofila *a* no mostró variación significativa entre las estaciones ($p > 0,05$), oscilando su valor entre 0,3 y 0,8.

La extracción de los pigmentos hidrosolubles (figura 4), reveló la ausencia de ficoeritrina en la primera capa de los tapetes microbianos. El único pigmento accesorio detectado fue la ficocianina (RPC), cuya concentración fue significativamente distinta entre las cuatro estaciones ($p < 0,05$). Aquéllas expuestas a altas irradiancias, presentaron las mayores concentraciones; este es el caso de la estación E1 en la que se alcanzaron valores de 13 µg.cm⁻². En cambio, en la estación con mayor grado de cobertura (E4), la concentración de dicho pigmento fue nula. Por tanto, la concentración de ficocianina mantuvo una regresión lineal con la irradiancia ($R^2=0,97$).

El cociente RPC/c_{la} fue un 90% superior en las estaciones con menor cobertura vegetal (E1 y E2) con respecto a las que reciben menor irradiancia (E3 y E4).

4. DISCUSIÓN

En el ámbito de la península Ibérica y las islas Canarias, han sido numerosas las localidades en las que se han descrito tapetes microbianos. Al igual que en el estuario del río Palmones, las especies *M. chthonoplastes* y *L. aestuarii* son los principales organismos formadores de las comunidades microbianas de Cabo de Gata (Almería), Santa Pola (Alicante) o el delta del Ebro (Tarragona) (Esteve *et al.*, 1992). En el área de estudio, estas cianobacterias filamentosas son los principales microorganismos fototróficos de la capa superficial de los tapetes microbianos, confiriéndole tanto su color verde

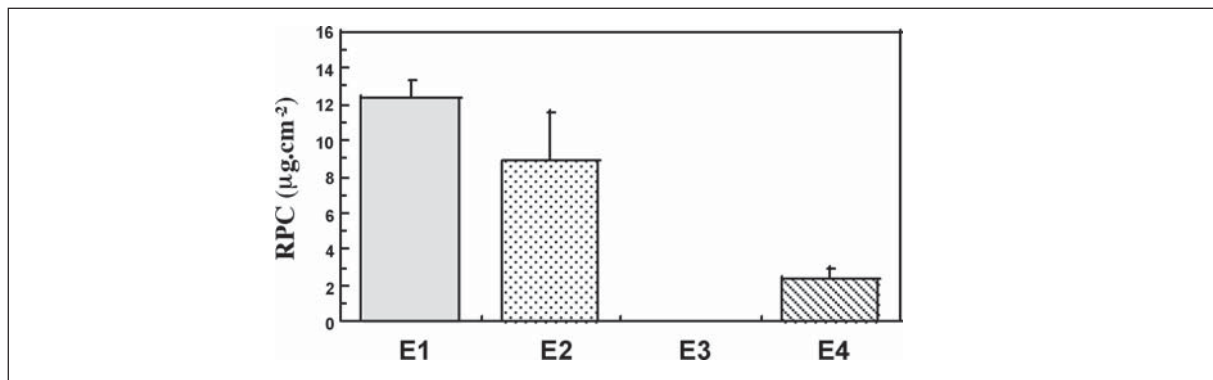


Figura 4. Concentración de ficocianina ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) en la superficie de los tapetes microbianos.

característico como su gran cohesión (al quedar incluidos los granos de sedimento en la densa matriz que forman), desempeñando un papel estabilizador de gran importancia en la morfogénesis del estuario. La segunda capa que aparece en ciertas estaciones del estuario, es de color púrpura y está compuesta básicamente por bacterias fototróficas anoxigénicas. Por debajo, el sedimento adquiere un color más oscuro debido a la elevada actividad sulfato reductora, predominante en sedimentos marinos anóxicos (Ward & Winfrey, 1985) y necesaria para degradar la materia orgánica que introduce la comunidad cianobacteriana.

La alta versatilidad de estas cianobacterias filamentosas, les permite habitar bajo las extremas condiciones ambientales del estuario del río Palmones. Las grandes fluctuaciones que experimenta el sedimento en el contenido en agua, temperatura o salinidad limitan el rango de invertebrados marinos, responsables del *grazing* y la bioturación que podrían impedir la acumulación de las cianobacterias. Las elevadas precipitaciones en los meses de invierno, incrementan el grado de humedad del sedimento (hasta un 50%), favoreciendo el desarrollo de estas comunidades en la zona más porosa del mismo. No obstante, a pesar de su tolerancia a la desecación, la cual le permite prevalecer en años sucesivos, el desarrollo de los tapetes microbianos se ve limitado en los meses estivales; razón por la cual, su espesor no supera unos pocos milímetros (Fenchel *et al.*, 1998). Otra de las claves del predominio de las cianobacterias en el área de estudio, reside en su capacidad para tolerar un amplio rango de salinidades (desde valores de 35 en zonas cubiertas por la vegetación de marisma hasta 100 en lagunas de carácter temporal). Según Esteve *et al.*, (1992), la gruesa vaina de mucílago presente en las dos especies cianobacterianas, juega un papel determinante en su protección contra condiciones ambientales adversas.

La progresiva eutrofización que ha experimentado el estuario del río Palmones en la última década, a causa de la disminución del caudal del río y a la escasez de precipitaciones (Clavero *et al.*, 1999b), ha reducido la utilización del oxígeno a los primeros milímetros del sedimento, pasando a ser la sulfato-reducción la principal vía de mineralización de la materia orgánica. La mayoría de los microorganismos tienen una alta toxicidad a las grandes cantidades de sulfhídrico que genera tal actividad; sin embargo, las cianobacterias suelen presentar una tolerancia superior a la de las algas eucariotas (Padan & Cohen, 1982).

La extracción de los pigmentos, ácidos nucleicos u otros componentes celulares para el análisis químico o molecular, junto con la microscopía óptica y electrónica, han sido las técnicas tradicionalmente empleadas en la descripción de los organismos que componen los tapetes microbianos (Cohen *et al.*, 1984; Cohen & Rosenberg, 1989; Stal & Caumette, 1994). Al ser las cianobacterias el phylum dominante en estos ecosistemas, se asume que prácticamente todos los pigmentos proceden de dichos microorganismos. Según Palmisano *et al.*, (1989) el espectro de acción fotosintética de la superficie

de los tapetes microbianos muestra la máxima actividad en las longitudes de onda absorbidas por la clorofila *a* y los carotenoides. La concentración de clorofila *a* estimada en la superficie de las comunidades del estuario del río Palmones, absorbe prácticamente toda la radiación incidente, ya que según Margalef (1991) se requieren unos 300 mg de clorofila *a* por m² para absorber el 99 % de la luz. La producción de carotenoides depende de las condiciones ambientales, siendo la cantidad y calidad espectral de la radiación incidente especialmente importantes (Paerl, 1984). El papel fotoprotector de los carotenoides adquiere en el estuario del río Palmones una gran relevancia, principalmente en las comunidades cianobacterias descubiertas, las cuales llegan a recibir hasta 2.100 mmoles fotones. m⁻².s⁻¹. La cantidad y calidad de la luz también influye en la síntesis de los pigmentos hidrosoluble (Campbell, 1996; Grossman *et al.*, 1993), muy abundantes en la capa superficial de los tapetes microbianos (Fenchel *et al.*, 1998). Atendiendo a los resultados obtenidos en el presente trabajo, podemos concluir que el dosel formado por la vegetación de marisma determina la existencia de dos tipos de comunidades adaptadas a diferentes condiciones lumínicas.

Los tapetes microbianos constituyen un elemento de gran valor en los ciclos biogeoquímicos del estuario del río Palmones, digno de ser conservado tanto por su originalidad como por su diversidad béntica.

6. BIBLIOGRAFÍA

- BAULD, J. Microbial mats in marginal marine environments: Shark bay, Western Australia and Spencer Gulf, South Australia. In: *Microbial Mats Stromatolites*. (Cohen, Y.; Castenholz, R. W. & Halvorson, H. O. eds.). Alan R. Liss, New York, pp. 39-58. 1984.
- BEER, S. & A. Eshel. Determining phycoerythrin and phycocyanin concentrations in aqueous crude extracts of red algae, *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 36 (1985), pp. 758-792.
- BLANCO, J. M. *Qberón: un programa de análisis de imagen interactivo*. Disponible en internet. 2001.
- BROCK, T. D. *The habitats. Thermophilic microorganisms and life at high temperatures*, Springer- Verlag, New York, 1978.
- CAMPBELL, D. Complementary chromatic adaptation alters photosynthetic strategies in the cyanobacterium *Calothrix*, *Microbiology*. 142 (1996), pp. 1255-1263.
- CARREIRA, J. A.; V. Clavero; J. A. Gálvez; J. M. Guevara; I. Hernández; J. Lucena; F. X. Niell; G. Peralta; J. L. Pérez-Llorens & J. J. Vergara. Eutrophication progresses in the estuaries sites at the end of small catchment areas. In: *Eutrophication and Macrophytes*. (Kamermaans, P. & Nienhuis, P. H. eds.). Netherland Institute of Ecology, The Netherland, pp. 113-116. 1995.
- CASTENHOLZ R. W. Composition of hot spring microbial mats: a summary. In: *Microbial Mats Stromatolites* (Cohen, Y.; Castenholz, R. W. & Halvorson, H. O. eds.). Alan R. Liss, New York, pp. 101-119. 1984.
- CLAVERO, V.; J. A. Fernández & F. X. Niell. Influencia de las bacterias en la disponibilidad de fosfato en el sedimento del río Palmones, *Sem. Quim. Mar.* (1997a), pp. 203-210.
- CLAVERO, V.; J. A. Fernández & F. X. Niell. The influence of tidal regime on phosphate accumulation in a shallow small estuary (Palmones River, Southern Spain), *Sci. Mar.* 6(1) (1997b), pp. 59-65.
- CLAVERO, V.; J. J. Izquierdo; J. A. Fernández & F. X. Niell. Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water, *Hydrobiologia*. 392 (1999a), pp. 55-63.
- CLAVERO, V.; J. J. Izquierdo; L. Palomo; J. A. Fernández & F. X. Niell. Water management and climate changes increases the phosphorus accumulation in the small shallow estuary of the Palmones River (southern Spain), *The science of the total environment*. 228 (1999b), pp. 193-202.
- COHEN, Y. Photosynthesis in cyanobacterial mats and its relation to the sulfur cycle: a model for microbial sulfur interactions. In: *Microbial mats: Physiological ecology of benthic microbial communities*. (Cohen, Y. & Rosenberg, E. eds.). American Society for Microbiology. 1989.
- COHEN, Y.; R. W. Castenholz & H. O. Halvorson. *Microbial mats: Stromatolites*. Liss, New York. 1984.
- COHEN, Y. & E. Rosenberg. *Microbial mats: physiological ecology of benthic microbial communities*, American Society for Microbiology, Washington. 1989.
- COLIJN, F. & V. N. De Jonge. Primary production of microphytobenthos in the EMS-Dollard Estuary, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 14 (1984), pp. 185-196.
- DUARTE, C. M. & J. Cebrian. The fate of marine autotrophic production, *Limnol. Oceanogr.* 41 (1996), pp. 1758-1766.
- ESTEVE, I.; M. Martínez-Alonso; J. Mir & R. Guerrero. Distribution, typology and structure of microbial mat communities in Spain: a preliminary study, *Limnetica*. 8 (1992), pp. 185-195.
- FENCHEL, T.; G. M. King & T. H. Blackburn. *Bacterial biogeochemistry: The ecophysiology of mineral cycling*. Academic Press. 1998.
- GROSSMAN, A. R.; M. R. Schaefer; G. G. Chang & J. L. Collier. The phycobilisome, a light-harvesting complex responsive to environmental conditions, *Microbiol. Revs.* 57 (1993), pp. 725-749.
- GROTZINGER, J. P. & D. H. Rothman: An abiotic model for stromatolite morphogenesis, *Nature*. 383 (1996), pp. 423-425.
- HERNÁNDEZ, I.; G. Peralta; J. L. Pérez-Lloréns; J. J. Vergara & F. X. Niell. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary, *J. Phycol.* 33 (1997), pp. 764-772.
- JEFFREY, S. W. & G. F. Humphrey. New spectrophotometric equation for determining chlorophylls *a*, *b*, *c* and *c*₂ in algae, phytoplankton and higher plants, *Biochem. Physiol. Pflanzen (BPL)*. 167 (1975), pp. 191-194.

- JERLOV, M: Marine optics. *Elsevier Oceanogr. Ser.* 14. Elsevier Ed. 1976.
- JORGENSEN, B. B.; N. P. Revsbech & Y. Cohen. Photosynthesis and structure of benthic microbial mats: microelectrode and SEM studies of four cyanobacterial communities, *Limnol. Oceanogr.* 28 (1983), pp. 1075-1093.
- JORGENSEN, B. B. & D. C. Nelson. Bacterial zonation, photosynthesis and spectral light distribution in hot spring microbial mats of Iceland, *Microb. Ecol.* 16 (1988), pp. 133-147.
- LUCENA, J; F. X. Niell; J. A. Carreira; R. García-Ruiz; E. Saez; J. R. Arévalo & J. A. Gálvez. *Impacto medioambiental que conlleva la construcción del embalse de Charco Redondo (Los Barrios, Cádiz)*. Dirección de Obras Hidráulicas. MOPT. 1993.
- MARGALEF, R.: *Ecología*. Ediciones Omega. 1995.
- MOON, R. W. & C. J. Dawes. Pigment changes and photosynthetic rates under selected wavelengths in the growing tips of *Euchema isiforme* (C. agardh) var *denudatum* Cheney during vegetative growth, *Br. Phycol. J.* 11(1976), pp. 165-171.
- NÜBEL, U.; F. Garcia-Pichel; M. Kühl & G. Muyzer. Quantifying microbial diversity: morphotypes, 16S rRNA genes and carotenoids of oxygenic phototrophs in microbial mats, *Applied and Environmental Microbiology*. (1999), pp. 422-430.
- ORSTED, A. S. Beretning om en Excursion til Trindelen. *Naturhist Tidsskrift*, 3 (1842), pp. 552-569. An even earlier description of cyanobacterial mats is Hofman N. B. Om Confervernes Nytte i Naturens Husholdning, *Kgl Danske Vidensk Selsk.* 4(2) (1826), pp. 207-220.
- PADAN, E. & Y. Cohen. Anoxygenic photosynthesis. In: *The biology of cyanobacteria*. (Carr, N. C. & Whitton, B. A. eds.). Blackwell Scientific Publications, New York. pp. 215-235. 1982.
- PAERL, H. W. Cyanobacterial carotenoids: their roles in maintaining optimal photosynthetic production among aquatic bloom-forming genera. *Oecologia*, 63 (1984), pp. 143-149.
- PALMISANO, A. C.; S. E. Cronin; E. D. D'Amelio; E. Munoz & D. J. Des Marais. Distribution and survival of lipophilic pigments in a laminated microbial mat community near Guerrero Negro, Mexico. In: *Microbial mats: Physiological ecology of benthic microbial communities*. (Cohen, Y. & Rosenberg, E. eds.). American Society for Microbiology. 1989.
- PIERSON, B. K. Modern mat-building microbial communities: a key to the interpretation of proterozoic stromatolitic communities. Introduction. In: *The proterozoic biosphere*. (Schopf, J. W. & Klein, C. eds.). Cambridge University Press, Cambridge. pp. 247-251. 1992.
- REVSBECH, N. P.; B. B. Jorgensen; T. H. Blackburn & Y. Cohen. Microelectrode studies of the photosynthesis and O₂, H₂S and pH profiles of a microbial mat, *Limnol. Oceanogr.* 28 (1983), pp. 1062-1074.
- SCHULZ, E. Farbstreifen-Sandwatt und seine Fauna, eine ökologische biozönosische Untersuchung an der Nordsee, *Kieler Meeresforsch.* 1(1937), pp. 359-378.
- SOKAL, P. R. & F. J. Rohlf. *Biometry*, 2nd ed. (W. H. Freeman & Co. eds). San Francisco, California, pp. 859. 1981.
- STAL, L. J. & P. Caumette. *Microbial mats. Structure, development and environmental significance*. NATO ASI Series, Vol. G35, Springer, Berlin. 1994.
- VAN GEMERDEN, H.; C. S. L. Tughan; R. De Wit & R. A. Herbert. Laminated microbial ecosystems on sheltered beaches in Scapa Flow, Orkney Islands, *FEMS Microbiol. Ecol.* 62 (1989), pp. 87-102.
- WARD, D. M. & M. R. Winfrey: Interactions between methanogenic and sulfate-reducing bacteria in sediments, *Adv. Aquatic Microbiol.* 3 (1985), pp. 141-179.
- WIGGLI, M.; A. Smallcombe & R. Bachofen. Reflectance spectroscopy and laser confocal microscopy as tools in an ecophysiological study of microbial mats in an alpine bog pond, *Journal of microbiological methods*. 34 (1999), pp. 173-182.

Estudio financiado por los Proyectos AMB99-1088 y REN2002-00340/MAR del Ministerio de Ciencia y Tecnología, y por la Beca de la Junta de Andalucía del 2000.

Almoraima, 31, 2004

LA CALIDAD NUTRITIVA DEL SEDIMENTO DEL ESTUARIO DEL RÍO PALMONES (CÁDIZ)

*Sonia Moreno Corrales / Antonio Avilés Benítez / Laura Palomo Ríos
María Carrasco Sierra / Ricardo Figueroa / F. Xavier Niell Castanera*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

Se llevó a cabo un estudio de la calidad del sedimento del estuario del río Palmones (bahía de Algeciras) analizando el contenido pigmentario y orgánico del sedimento. El bajo valor del índice formado por estas dos variables en comparación con los observados en zonas muy productivas del NO peninsular muestran que el sedimento del estuario de Palmones no es de muy buena calidad y poco productivo, como consecuencia de la progresiva eutrofización que está sufriendo el estuario en los últimos años. Los aportes procedentes de los vertidos industrial, agrícola y urbano son entre otros factores los responsables de esta eutrofización. Todo esto afecta a la densidad y diversidad de las comunidades del zoobentos y, por tanto, a la producción anual de especies de interés comercial tales como los moluscos bivalvos.

Palabras claves: calidad del sedimento, eutrofización, estuario de Palmones.

1. INTRODUCCIÓN

Los importantes recursos que aportan los ríos y estuarios al hombre hace que estos ambientes hoy en día estén sometidos a una importante presión antropogénica que afecta a las características de los sistemas naturales. Estos ambientes reciben en sus aguas aportes de nutrientes y otros compuestos químicos por vertidos puntuales (aguas residuales) o difusos (actividad agrícola o contaminación atmosférica) que fuerzan al sistema acelerando los ciclos biogeoquímicos.

La escasez de recursos hídricos al sur de la península Ibérica ha provocado la masiva construcción de canales y presas para garantizar el abastecimiento de las poblaciones, modificando el trazado de los ríos y, por tanto, la dinámica natural del agua.

El río Palmones constituye un buen ejemplo de sistema epicontinental que sufre las consecuencias de la actividad humana. Entre las peculiaridades que le afectan cabe destacar la construcción del embalse de Charco Redondo en 1985 a 23 km de la desembocadura y el azud de CELUPAL, barrera física que impide el flujo de agua desde el río al estuario. A esto hay que sumarle los vertidos ilegales o puntuales y los procedentes de la estación depuradora de aguas residuales de Los Barrios en los últimos 12 km, así como el uso agrícola de la zona baja del río, la contaminación atmosférica y la que llega al estuario desde la Bahía debido a los polígonos industriales existentes en la zona y al importante tráfico de barcos en el estrecho de Gibraltar (Avilés, 2002).

Todas estas perturbaciones han afectado a los procesos de intercambio de nutrientes en el sedimento-agua, favoreciendo la sedimentación de material particulado y aumentando el contenido orgánico. En definitiva han provocado un incremento de la eutrofización del sistema que afecta tanto a la calidad nutritiva del sedimento como a las comunidades de animales que habitan en él y a la producción anual de especies de interés comercial, haciendo que el estuario sea un buen modelo de estudio de sistemas bajo presión antropogénica. En este ámbito surge este trabajo, centrándose en la caracterización del sedimento desde el punto de vista de su calidad nutritiva.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El estuario del río Palmones se localiza al sur de la península Ibérica (Cádiz) entre los términos municipales de Algeciras y Los Barrios. El estuario discurre a través de un canal muy sinuoso formado por cinco meandros de diferente curvatura, con una longitud de 5,5 km que comprende desde la desembocadura hasta el azud de la fábrica de CELUPAL, estructura que frena el ascenso de agua salina e impide el desarrollo del estuario. La anchura máxima del canal es de 0,5 km con una profundidad media entre 1,5 y 2 m en marea baja. Clavero *et al.* (1997) lo definen como un estuario bien mezclado, sometido a vaciado diario con régimen lento y casi total con mareas vivas. Los movimientos de marea tienen un máximo de amplitud de 2m, emergiendo durante la marea baja amplias zonas de lodo.

En el margen derecho de la desembocadura se presenta una flecha arenosa, situándose a espaldas de ésta la marisma de Palmones, espacio de 58 has declarado Paraje Natural en 1989. En el margen izquierdo se encuentra la aldea de Palmones.

El estuario de Palmones está bajo la influencia de la intervención humana que afectan al funcionamiento de su dinámica, entre las que cabe destacar la presencia de varias barreras físicas y los vertidos de distinta naturaleza en la cuenca.

2.2. Toma de muestras, manipulación y técnicas analíticas

La toma de muestras se llevó a cabo en la boca del estuario (E 1), y en el segundo y cuarto meandro (E 2 y E 3), a 3 y 5 km de la primera estación respectivamente, como se indica en la figura 1. Se tomaron un total de 45 muestras con cilindros de PVC en las orillas (sedimento intermareal) y en el centro del cauce (sedimento submareal) en bajamar. Una vez extraídos eran introducidos en posición vertical en bolsas de plástico sellando ambos extremos para mantener la estructura del sedimento. Para su correcto transporte eran depositados en nevera y una vez en el laboratorio se almacenaban en el congelador a -20°C hasta su posterior análisis.

Se utilizaron los cuatro primeros centímetros del sedimento para analizar el contenido pigmentario y de materia orgánica.

La extracción de pigmentos clorofílicos, entre los que se incluyen principalmente clorofila *a* y feopigmentos, se realizó a partir de una porción homogénea de sedimento fresco (aproximadamente 1 g) incubando con acetona al 80% durante 24

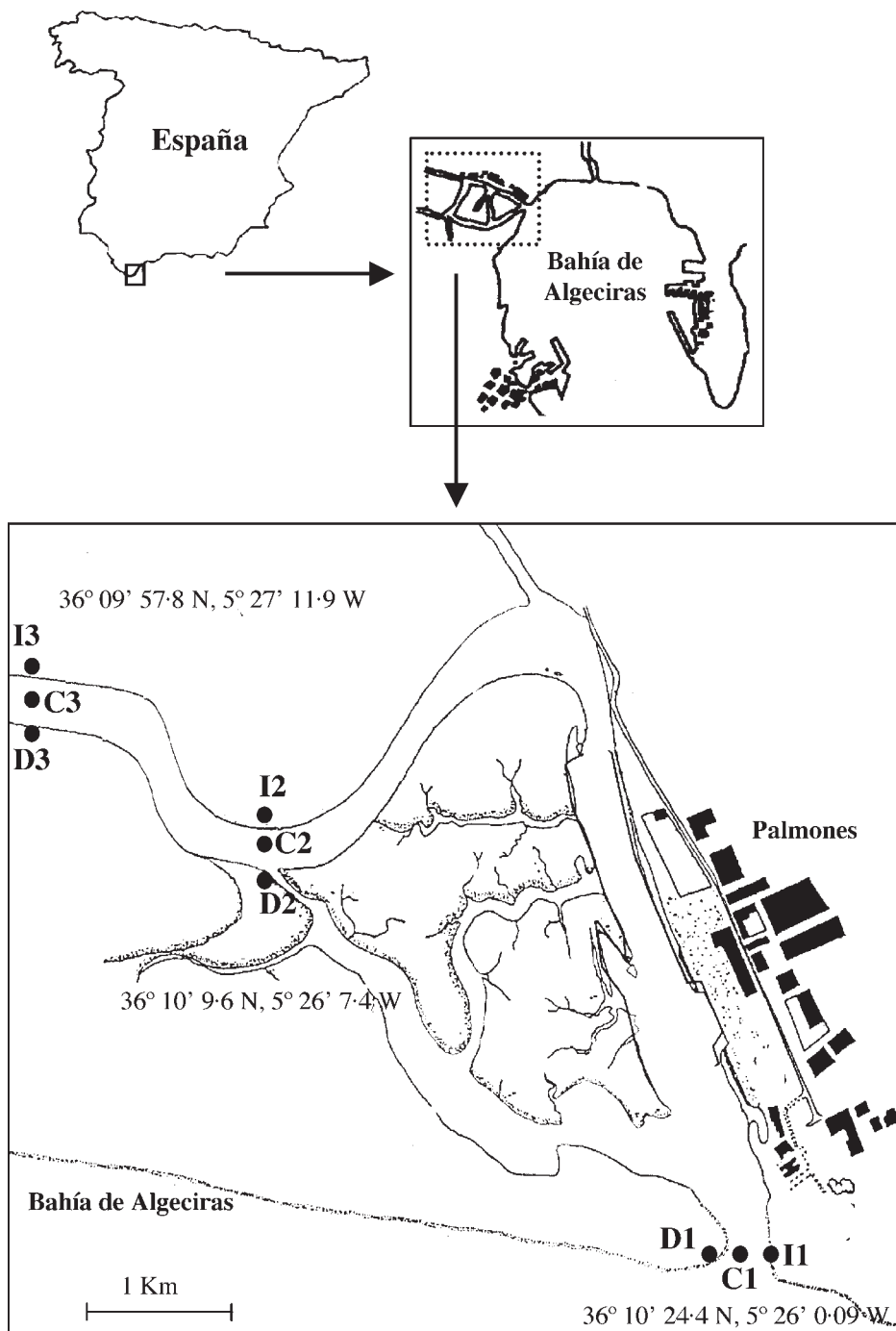


Figura 1. Mapa de la zona y estaciones de muestreo (I, orilla izquierda; C, centro del cauce; D, orilla derecha. Los números indican la estación de muestreo).

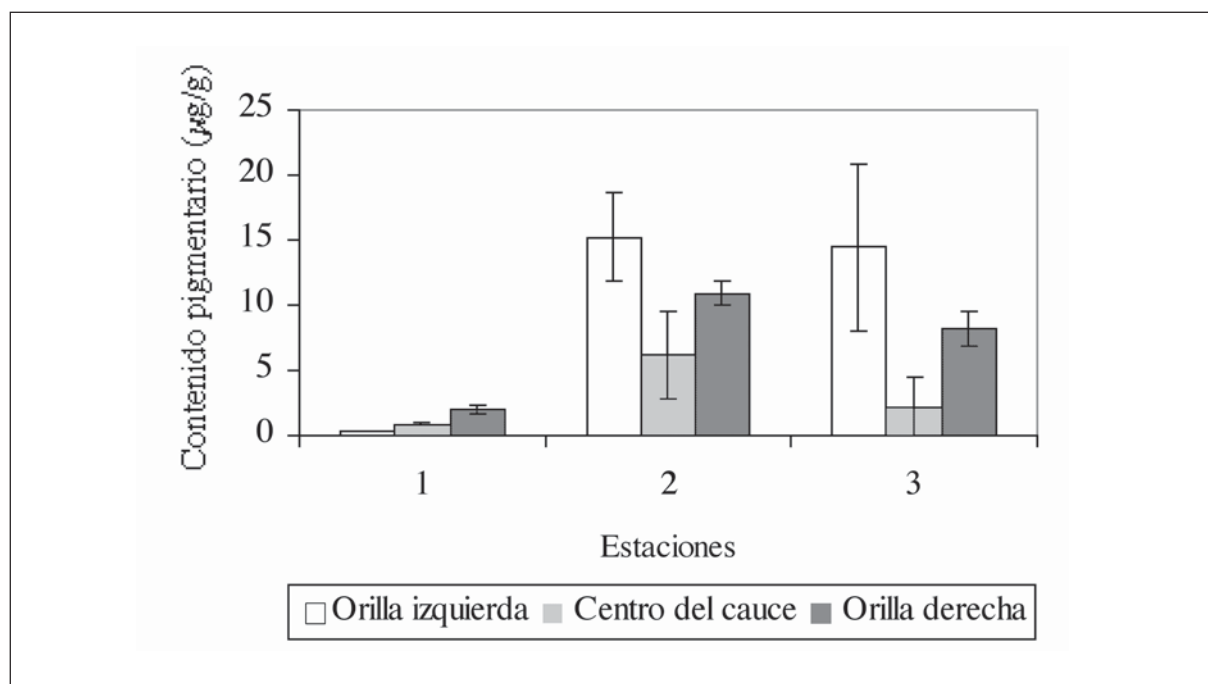


Figura 2. Contenido pigmentario medio en las estaciones de muestreo.

horas en oscuridad a 4°C (Lorenzen y Jeffery, 1980). Se emplearon métodos espectrofotométricos para determinar la concentración pigmentaria que se expresó como µg de pigmentos clorofílicos por g⁻¹ de peso seco de sedimento (µg g_{PS}⁻¹).

El contenido orgánico del sedimento se estimó midiendo las pérdidas por ignición a 550°C durante cuatro horas a partir de aproximadamente 1 g de sedimento seco homogeneizado. La materia orgánica del sedimento se expresa como el porcentaje de las pérdidas por ignición frente al peso seco total.

A partir de estas dos variables se calculó el índice de calidad del sedimento definido por Niell (1980) como el contenido pigmentario/contenido orgánico expresado en mg g⁻¹.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las figuras 2 y 3 se representan la concentración media del contenido pigmentario y orgánico del sedimento respectivamente. En general, el contenido pigmentario en Palmones no difiere del obtenido por Niell (1980) en otro sistema sedimentario cercano a focos de contaminación (vertido de la fábrica de pasta de papel de Placeres, Pontevedra) (3-14 µg g_{PF}⁻¹), aunque el contenido orgánico medio tiene un valor de 13% algo más alto que el obtenido en este trabajo (3-6%).

En las estaciones alejadas de la boca del estuario el contenido pigmentario llegó a ser hasta 10 veces mayor que en la desembocadura del estuario y el orgánico hasta 12 veces. Este aumento de las variables estudiadas en las estaciones interiores es debido a que estas zonas están menos expuestas a los fuertes procesos hidrodinámicos (oleaje, viento, corriente, etc) que afectan principalmente a las desembocaduras de los ríos y que dificultan los procesos de sedimentación (Moreno, 2002). Por otro lado, los aportes de arena de la Bahía y de la parte alta del río disminuyen el contenido orgánico

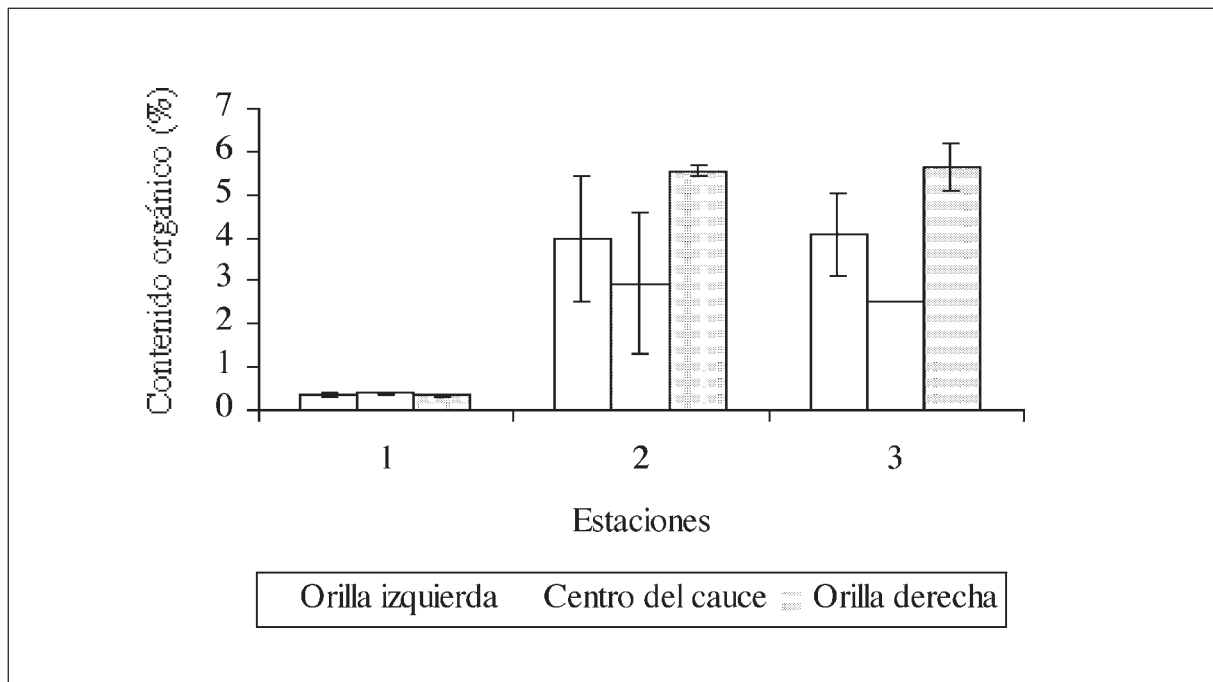


Figura 3. Contenido orgánico medio en las estaciones de muestreo.

en las desembocaduras al reducirse el contenido de arcilla, y por tanto, la adsorción de partículas orgánicas al sedimento (Estacio *et al.*, 1999).

Los valores observados en el sedimento submareal, tanto del contenido pigmentario como del orgánico, son considerablemente menores a los registrados en las orillas. En ambos casos, la elevada velocidad de la corriente en el centro del cauce (5 ms^{-1} en la subida y 4.8 ms^{-1} en la bajada de la marea) provoca la resuspensión del sedimento, impidiendo la deposición tanto de organismos como de partículas (Clavero *et al.*, 1997). Además, la profundidad de la columna de agua limita la luz que llega a estos sedimentos, por lo que las condiciones no son favorables para la proliferación de algas microscópicas que habitan en él, tales como diatomeas, cianobacterias, euglenoides y dinoflagelados entre otros, genéricamente conocidos como microfítobentos, y a los que se les atribuye la mayor parte de los pigmentos clorofílicos de la superficie del sedimento de los estuarios (Delgado, 1989; Lukatelich y McComb, 1986). La presencia de vegetación de marisma cercana a las orillas supone un aporte de biomasa al medio acuático (Cunha-Lana *et al.*, 1991; Soriano-Sierra, 1992; Clarke y Jacoby, 1994; Taylor y Allanson, 1995). Parte de este material se deposita en las orillas durante la bajamar (Jorcin, 2000) lo que supone un aporte adicional a los márgenes de materia orgánica y pigmentos.

El estuario también recibe continuos aportes de nutrientes relacionados con la actividad humana (vertido industrial, agrícola y urbano) que junto con la escasez de precipitaciones en el período 1993-1995 y la retención de agua por el embalse de Charco Redondo a partir de 1987 ha provocado la progresiva eutrofización del mismo durante los últimos 15 años (Carreira *et al.*, 1995; Niell *et al.*, 1996; Clavero *et al.*, 1997a, 1999, 2000). La llegada de nutrientes representa una sobrecarga de energía que es aprovechado por los organismos fotosintéticos del plancton para producir nueva materia orgánica particulada que es empleada por los productores primarios. El agotamiento de oxígeno del medio por la degradación de la materia orgánica producida en exceso por los productores primarios es una consecuencia de la

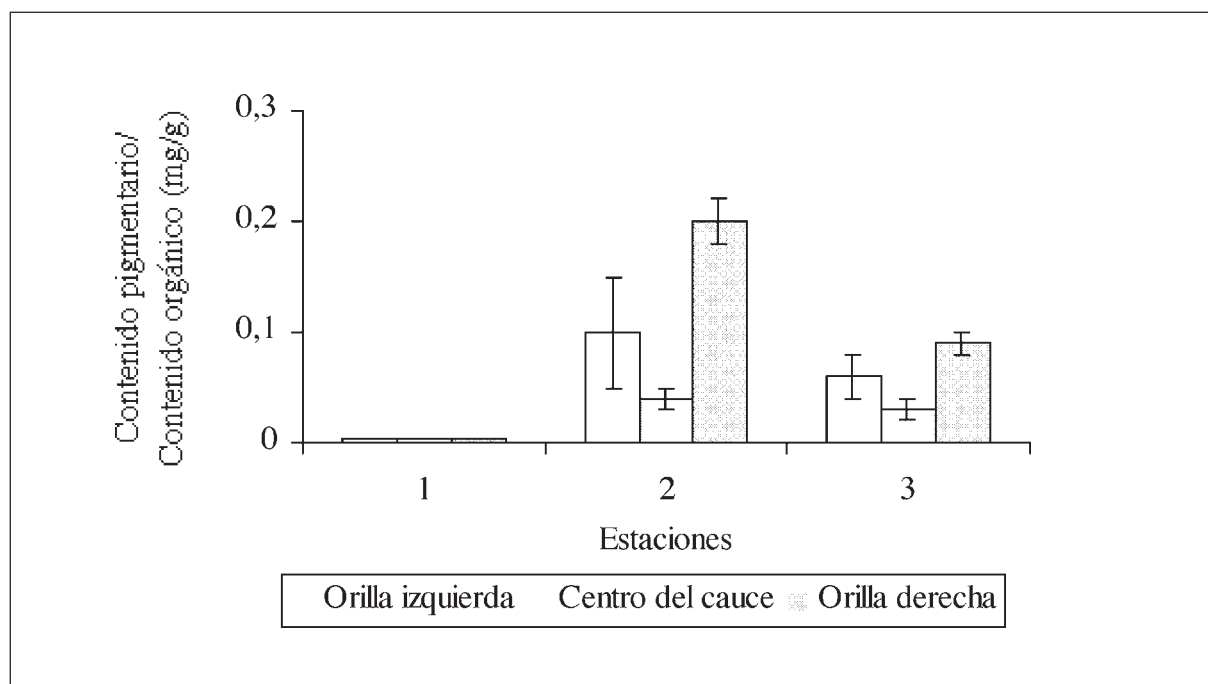


Figura 4. Índice de calidad del sedimento en las estaciones de muestreo.

eutrofización. A su vez, la ausencia de oxígeno hace que la degradación sea más lenta aumentando el contenido de partículas en el agua y acumulándose materia orgánica en el sedimento. Así lo indica el alto contenido orgánico observado en el sedimento de Palmones en los últimos años (alrededor del 10%) que supera con creces el límite establecido en 2% para sedimentos oligotróficos (figura 5).

La progresiva eutrofización del estuario de Palmones repercute en las comunidades del zoobentos que se pueden encontrar en el estuario. Las modificaciones que sufre el medio durante períodos de sequía, y por los aportes de arena de la parte alta del río y los vertidos de distinta naturaleza hacen que las especies que habitan en el estuario sufran fluctuaciones en sus densidades de un año a otro y que estén adaptadas a ambientes contaminados con gran contenido de materia orgánica (Estacio *et al.*, 1999).

Estos cambios han favorecido a algunas especies por presentar una mayor capacidad de adaptación a las nuevas condiciones. En la última década especies que carecen de interés comercial como son el molusco *Hydrobia ulvae*, y el poliqueto *Capitella capitata*, se establecen en Palmones como especies dominantes (Estacio *et al.*, 1999) debido a su carácter oportunista en condiciones de contaminación y su alta capacidad reproductiva (Muus, 1967; Leviton and Bianchi, 1981; Planas and Mora, 1987; Bridges *et al.*, 1994); por ello, estas especies pueden llegar a desaparecer siendo reemplazadas por otras cuando las condiciones del medio mejoran. Como consecuencia de este dominio disminuye la biodiversidad de las comunidades del zoobentos.

Entre las especies de moluscos bivalvos de interés comercial que están adaptadas a las condiciones actuales del medio, destacan en la desembocadura la concha fina, *Callista chione*, el corruco, *Acanthocardia tuberculata*, la almeja fina, *Venerupis decussatus*, el perrillo, *Phaphia aurea*, entre otros. Desde la desembocadura al azud se encuentran el berberecho

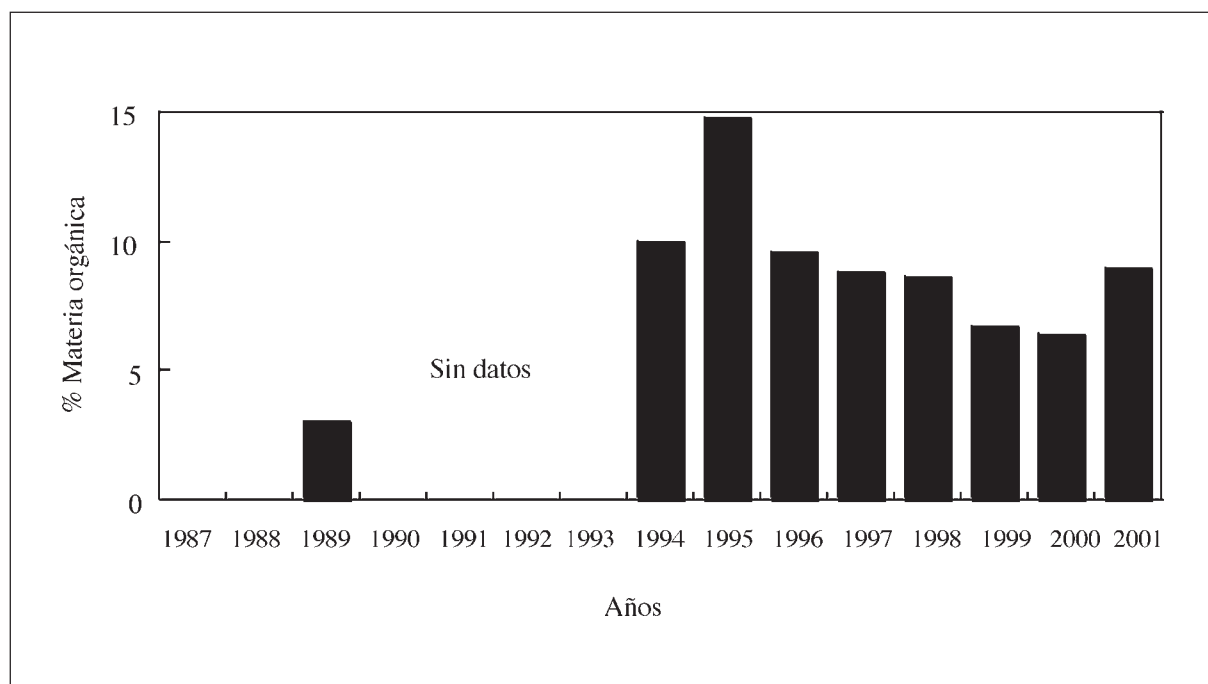


Figura 5. Contenido de materia orgánica del sedimento de Palmones de los últimos 15 años.

Cerastoderma edule L., zamburriña, *Chlamys varia*, la chirla, *Chamalea gallina*, etc. Entre los crustáceos se ha descrito la presencia de una especie de gran interés comercial, el langostino *Pennaeus kerathurus*, aunque prácticamente ha desaparecido del río debido al gran acumulo de fango en la desembocadura (EPYPSA, 1993).

Todas estas especies viven y se alimentan en arenas y fangos, por lo que están condicionadas por la calidad nutricional del sedimento. En la actualidad la baja calidad nutricional del mismo, como refleja el bajo valor del índice contenido pigmentario/contenido orgánico del sedimento del estuario, 0,004-0,1 mg g⁻¹, en comparación con zonas estuáricas muy productivas del NO de la Península, 1,9 mg g⁻¹ (tabla 1), es responsable de que algunas especies de bivalvos; como la almeja fina y el perrillo, que en 1996 sufren una drástica disminución por las fuertes precipitaciones; no se hayan recuperado a pesar del cese de precipitaciones y de que el contenido de materia orgánica del sedimento no haya sufrido grandes cambios

Situación	Contenido pigmentario/orgánico (mg g ⁻¹)	Referencia
Areiño, Ría Vigo	1,9	Figueras (1956) y Margalef (1958)
Foz del Miñor, Ría Vigo	0,2-1,9	Anadón (1977)
Placeres, Pontevedra		Niell (1980)
300m del foco contaminación	1,1-1,8	
100m del foco contaminación	0,2	
Palmones, bahía de Algeciras		Moreno (2003)
E. 1	0,004	
E. 2	0,1	
E. 3	0,07	

Tabla 1. Índice de calidad del sedimento en diversas zonas intermareales de la Península.

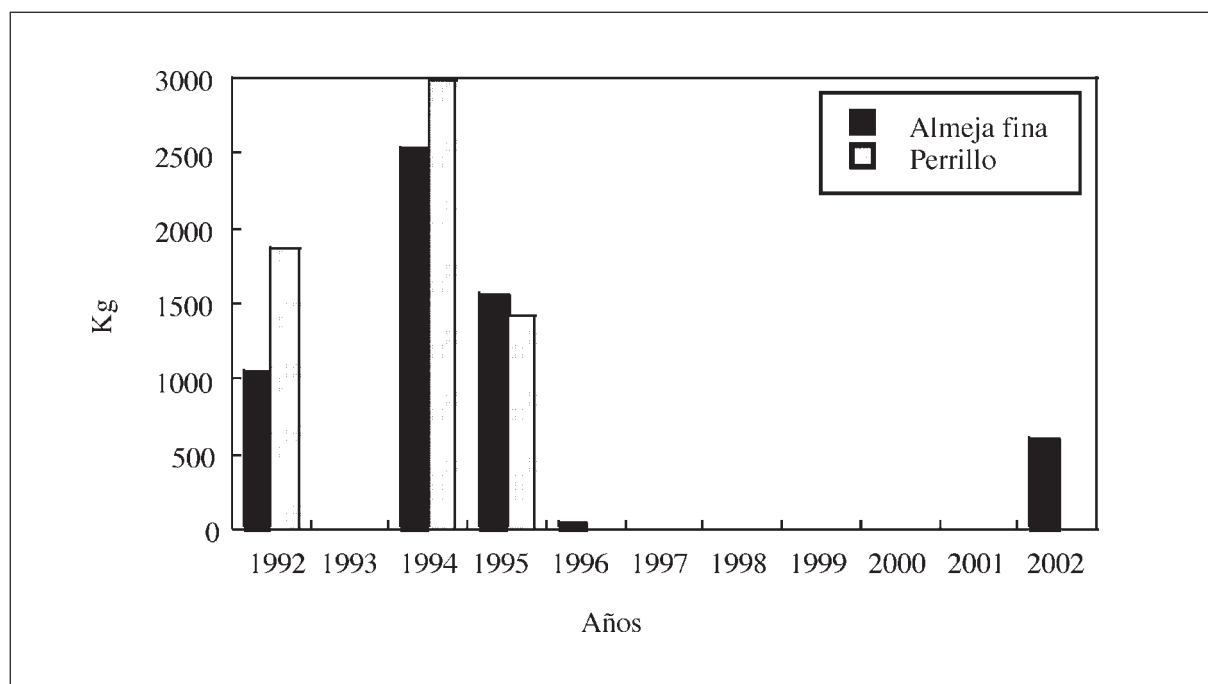


Figura 6. Capturas de almeja fina y de perrillo en el río Palmones.

(figura 6). La calidad nutricional del sedimento en Palmones es inferior incluso a aquellas zonas afectadas por vertido industrial (fábrica de pasta de papel en Placeres, Pontevedra), lo que es indicativo del deterioro de la calidad del sedimento que están ejerciendo los distintos vertidos en Palmones.

En resumen, el efecto combinado de las alteraciones de origen antropogénico y los cambios climáticos explican la acumulación de materia orgánica en el sedimento del estuario y su baja calidad nutricional afectando a las comunidades de zoobentos viéndose más alteradas por la contaminación las zonas menos expuestas a la renovación de agua. El escaso valor nutricional del sedimento en la actualidad hace difícil pensar en una pronta recuperación de estas comunidades.

4. BIBLIOGRAFÍA

- ANADÓN, R. "Estudio ecológico de la playa de la Foz, Ría de Vigo, España, durante los años 1973-1975". Tesis doctoral. Universidad Complutense Madrid, (1977), pp. 264.
- AVILÉS, A. "El papel del sector fluvial en la Biogeoquímica del río Palmones (Los Barrios, Cádiz)". Tesis doctoral. Universidad de Málaga. 2002.
- BEJARANO, A. y J. L. Valencia. "Estudio sobre las repercusiones que tendría la eliminación del Azud sobre el Estuario del Río Palmones", 2000.
- BRIDGES, T. S., L. A. Levin, D. Cabrera y G. Plana. "Effects of sediment amended with sewage algae or hydrocarbons on growth and reproduction in two opportunistic polychaetes", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 177 (1994), pp. 99-119.
- CARREIRA, J., V. Clavero, J. A. Gálvez, J. Guevara, I. Hernández, J. Lucena, F.X. Niell, G. Peralta, J. L. Pérez-Llorens, R. Rodríguez y J. J. Vergara (eds. P. Kamermans y P. H. Nienhuis). *Eutrophication process in estuaries situated at the end of small catchments areas. Eutrophication and macrophytes*, 1995.
- CLARKE, P. J. y C. A. Jacoby. "Biomass and above-ground productivity of salt-marsh plants in south-eastern Australia". *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, 45 (1994), pp. 1521-1528.
- CLAVERO, V., J. A. Fernández y F. X. Niell. "The influence of tidal regimen on phosphate accumulation in a shallow small estuary (Palmones River, Southern Spain)", *Sci. Mar.*, 6 (1997), pp. 59-65.
- CLAVERO, V., J. J. Izquierdo, J. A. Fernández y F. X. Niell. "Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water". *Hydrobiol.*, 392 (1999), pp. 55-63.

- CLAVERO, V., J. J. Izquierdo, J. A. Fernández y F. X. Niell. "Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain)", *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 198 (2000), pp. 51-60.
- CUNHA-LANA, P., C. Guiss y S. Trevisan-Disaro. "Seasonal variation of biomass and production dynamic for above and belowground components of *Spartina alterniflora* marsh in the euhaline sector of Paranagua Bay (SE Brazil)", *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 32 (1991), pp. 231-241.
- DELGADO, M. "Abundance and distribution of microphytobenthos in the bays of Ebro Delta (Spain)", *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 29 (1989), pp. 183-194.
- ESTACIO, F. J., E. M. García-Adiego, J. E. Carballo, J. E. Sánchez-Moyano, J. J. Izquierdo y J. C. García-Gómez. "Interpreting temporal disturbances in an estuarine benthic community under combined anthropogenic and climatic effects", *J. Coastal Res.*, 15 (1999), pp. 155-167.
- FIGUERAS, A. "Moluscos de las playas de la Ría de Vigo. I Ecología y Distribución". *Investigación Pesquera* 5 (1956) pp. 51-88.
- JORCIN, A. "Physical and chemical characteristics of the sediment in the estuarine region of Cananéia (SP), Brazil", *Hydrobiologia*, 431 (2000), pp. 59-67.
- LEVITON, J. S. y T. S. Blanchi. "Nutrition and food limitation of the deposit-feeders. I. The role of microbes in the growth of mud snails (Hydrobiidae)". *Journal of Marine Research*, 39 (1981), pp. 531-545.
- LORENZEN, C. J. y S. W. Jeffrey. "Determination of chlorophyll in seawater". *Unesco technical paper in marine science*, 35 (1980), pp. 20.
- LUKATELICH, R. J. y A. J. McComb. "Distribution and abundance of benthic microalgae in a shallow southwestern Australian estuarine system", *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 27 (1986), pp. 287-297.
- MORENO, S. "Escalas de variabilidad en el contenido pigmentario del sedimento del estuario del río Palmones". Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga. 2002.
- MORENO, S. y F.X. Niell. "Scales of variability on the chlorophyll pigments (CP) content in the sediment of a shallow estuary (Palmones river estuary, south Spain)". En prensa.
- MUUS, J. B. "The fauna of Danish Estuaries and Lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone", *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri og Ha Vunders gelseser*, 5 (1967), pp. 1-326.
- NIELL, F. X. "Incidencias de vertidos industriales en la estructura de poblaciones intermareales. Algunas variables de los sistemas sedimentarios en el espacio". *Inv. Pesq.*, 44 (1980), pp. 337-345.
- PLANAS, M. y J. Mora. "Dinámica poblacional de *Hydrobia ulvae* (Pennat) en la ría de Pontevedra (NO España)", *Cahier de Biologie Marine*, 28 (1987), pp. 447-464.
- SORIANO-SIERRA, E. J. "Standing crops and primary production of Arcachon Basin salt marshes (Gironde, France). 1 degree. *Spartina maritima* (Curt.) Ternald; *Halimione portulacoides* (L.) Aellen et *Sarcocornia fruticosa* (L.) A.J. Scott.", *J. Rech. Oceanogr.* 16 (1992), pp. 59-65.
- TAYLOR, D.I. y B.R. Allanson. "Organic carbon fluxes between a high marsh an estuary, and the inapplicability of the outwelling hypothesis", *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120 (1995), pp. 263-270.

Estudio financiado por los Proyectos AMB99-1088 y REN2002-00340/MAR del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Almoraima, 31, 2004

COMPOSICIÓN ELEMENTAL DE LA SOSA ['SARCOCORNIA PERENNIS' (L) A.J. SCOTT] EN LA MARISMA DEL RÍO PALMONES

*Laura Palomo Ríos / María Carrasco Sierra / Ricardo Figueroa / Antonio Avilés Benítez
Sonia Moreno Corrales / Miguel Lara / F. Xavier Niell Castanera*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

El estuario del río Palmones representa un modelo de cuenca mediterránea pequeña y poco profunda, donde el estado trófico del sistema y la dinámica de los nutrientes han sido estudiados durante años. La marisma que se extiende alrededor del estuario supone una pieza clave dentro de todo el conjunto, ya que su extensión y desarrollo permiten considerarla como un bioacumulador natural de nutrientes. Las plantas constituyentes de la marisma del río Palmones son distintas especies del orden Chenopodiaceae y se distribuyen atendiendo a las diferentes características físico-químicas del sedimento. *Sarcocornia perennis* (Miller) A.J. Scott, *Sarcocornia fruticosa* (L.) A.J. Scott y *Arthrocnemum macrostachyum* (Moric.) Moris son las especies predominantes. Los estudios de biomasa y del contenido en nutrientes de las plantas dominantes (*S. perennis*), y su variación estacional, suponen el primer paso para la comprensión del funcionamiento de la marisma.

Palabras clave: río Palmones, marisma, *Sarcocornia*.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los sistemas litorales está ampliamente desarrollado en la literatura científica. Esto se hace imprescindible desde que estos sistemas están fuertemente explotados y son susceptibles a cambios importantes, tanto de origen natural como antropogénico. Dentro de los sistemas costeros, los estuarios poseen un interés acentuado, al ser un punto de convergencia entre las masas de agua continentales y oceánicas.

En el área del Campo de Gibraltar existe un punto de referencia esencial dentro de la literatura científica: el estuario del río Palmones. Este estuario representa un modelo ideal de cuenca mediterránea, pequeña y poco profunda, sometida a un

fuerte proceso de eutrofización. Está extensamente documentado desde 1977, fecha en la que se iniciaron los primeros estudios científicos en la zona. Desde entonces, los aspectos abordados han sido muy diversos, pasando por el estudio de especies vegetales (e.g.: Pérez-Llorens & Niell, 1990), por la dinámica de nutrientes en el sedimento y el agua (e.g.: Clavero *et al.*, 1993; 1998), e incluso por el efecto de los cambios climáticos y de la gestión del agua en la zona (Clavero *et al.*, 1999).

Bordeando toda el área del estuario y recorrida por multitud de canales internos sometidos a la influencia mareal, se extiende una amplia zona que constituye la marisma del río Palmones. Ésta cobra una importancia tardía en el estudio de la zona, similar al que han sufrido, en general, este tipo de sistemas en la literatura científica. Los primeros estudios en los que se reconoce el valor ecológico y biológico de las marismas se remontan tan sólo a la década de los sesenta, tanto en Europa (Chapman, 1960), como en EEUU (Odum., 1961). Desde entonces, éstas han pasado de ser consideradas como humedales de poco provecho y escaso valor ecológico, a reconocerse como una pieza esencial en el mantenimiento de los sistemas costeros, siendo cada vez mayor el esfuerzo invertido en su conservación y restauración (Brix, 1994; Callaway *et al.*, 1997; Kwak & Zedler, 1997; Costa *et al.*, 2001).

Las investigaciones desarrolladas durante estos últimos años sitúan a estos ecosistemas entre los más productivos del mundo (Long & Mason, 1983; Adam, 1990). Y al ser sistemas de transición entre el medio marino y el terrestre, podría decirse que actúan como amortiguadores dinámicos en la frontera entre la tierra y el mar (Boorman, 1999). Por un lado, las marismas son consideradas como una fuente de materia orgánica y nutrientes que son exportados hacia las áreas costeras adyacentes (Teal, 1962; Nixon, 1980; Lefevre & Dame, 1994) según la hipótesis del *outwelling* propuesta por Odum (1961, 1968, 1980). En el sentido contrario, también son numerosos los estudios que apuntan a un papel de sumidero (Vegter, 1975; Woodwell *et al.*, 1977; Dankers *et al.*, 1984; Wolff *et al.*, 1989), así como de filtro de diversas sustancias (Vernberg, 1993). De cualquier modo, está claramente aceptado que la transformación de energía y nutrientes que tiene lugar en la marisma juega un papel de gran importancia en la vida del litoral adyacente, principalmente en el estuario (Mitsch and Gosselink, 1986; Pomeroy *et al.*, 1987).

El objetivo principal que se plantea en este trabajo es una caracterización general a nivel trófico de la marisma, tanto de la vegetación predominante como del sedimento.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La marisma del río Palmones (figura 1) está situada en la bahía de Algeciras, en el término municipal de Los Barrios (Cádiz). Ocupa un área aproximada de 100 hectáreas alrededor del estuario, el cual está sometido a un vaciado diario con régimen lento y casi total en mareas vivas. El sedimento está formado por materiales limosos, pertenecientes a las formaciones post-orogénicas del cuaternario. La salinidad varía a lo largo del año dependiendo del grado de humedad del sedimento, alcanzándose valores $70,2 \pm 9,9$ en los meses de verano, cuando es mayor la desecación.

Las especies vegetales que dominan la marisma son *Sarcocornia pernnis* (Miller) A.J. Scott, *Sarcocornia fruticosum* (L) A.J. Scott y *Arthrocnemum macrostachyum* (Moris) Moris, pertenecientes al orden Chenopodiaceae. Son arbustos muy ramificados, con los tallos leñosos en la parte basal y carnoso-articulados en el resto y con las hojas reducidas a escamillas soldadas por la base en el ápice de cada artejo del tallo.

De las tres, *S. pernnis* subsp. *alpini* (Lag.) Castroviejo es la especie más abundante en el área de la marisma en la que se ha centrado este estudio, por lo que los análisis se han llevado a cabo sobre esta planta.

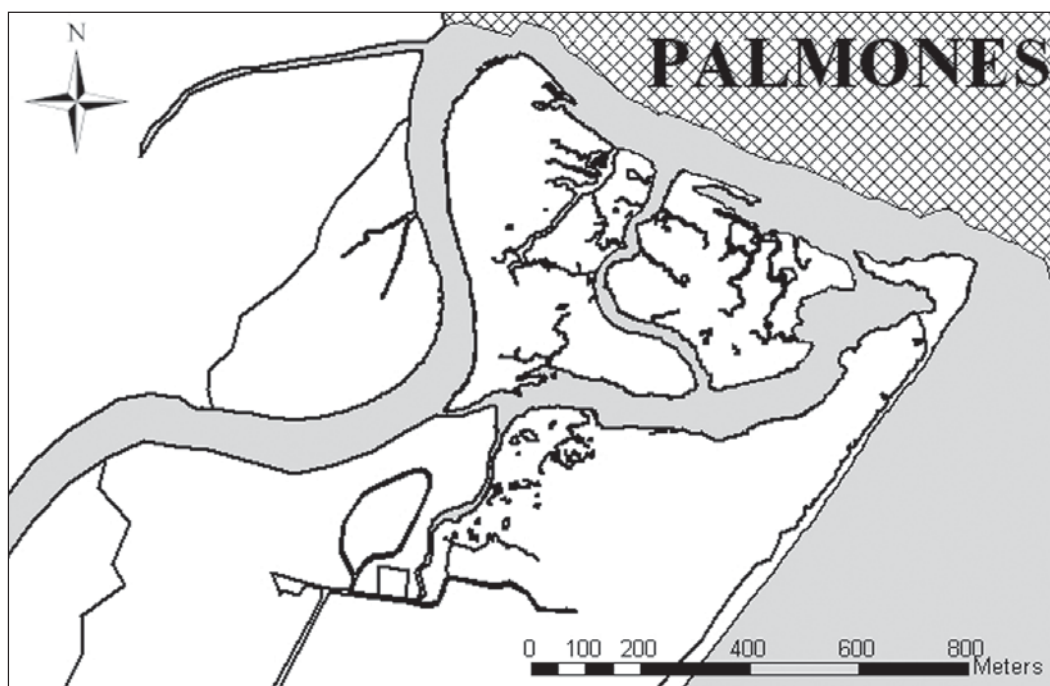


Figura 1. Esquema de la marisma del río Palmones.

Análisis de las plantas

Las muestras fueron tomadas dentro de un área seleccionada en la marisma como representativa de todo el sistema y, dentro de ésta, en una pradera constituida predominantemente por *S. perennis alpini*. Para la biomasa aérea se tiraron al azar tres cuadrados de $0,09\text{m}^2$, se cortó el material atrapado dentro de los mismos y se transportó al laboratorio en bolsas. Las muestras fueron limpiadas y separadas en: tallos suculentos verdes, tallos en estado senescente y tallos leñosos.

Dentro de los mismos cuadrantes se tomaron las muestras de biomasa aérea, fueron insertados en el sedimento dos cilindros de PVC, de 5cm de diámetro y 15cm de longitud; uno fue empleado para medir la biomasa subaérea y el otro para realizar los análisis del sedimento. Para cuantificar la biomasa radicular, se tomaron los 12cm superficiales de sedimento y se lavaron con agua sobre un tamiz de 0,5mm de luz, hasta dejar las raíces libres de cualquier resto de sedimento.

Una vez separadas y limpias las cuatro partes diferenciadas en la planta, éstas fueron secadas durante 48 h. en una estufa a 60°C , siendo pesada posteriormente en una balanza.

Para el análisis de los nutrientes se tomaron tres submuestras de tallos verdes, leñosos y senescentes y de las raíces de cada uno de los tres puntos, que fueron homogeneizadas mediante trituración con nitrógeno líquido. Los análisis de C, N y S total fueron realizados a partir de estas muestras en un autoanalizador Perking Elmer 2400C. Para el análisis de P, las muestras fueron digeridas con una mezcla de ácidos nítrico y perclórico, y el fosfato se midió posteriormente en un Technicon AAII, utilizando el método del verde malaquita (Fernández *et al.*, 1985).

Todos los datos que se presentan son medias anuales de una serie de muestreos realizados bimensualmente.

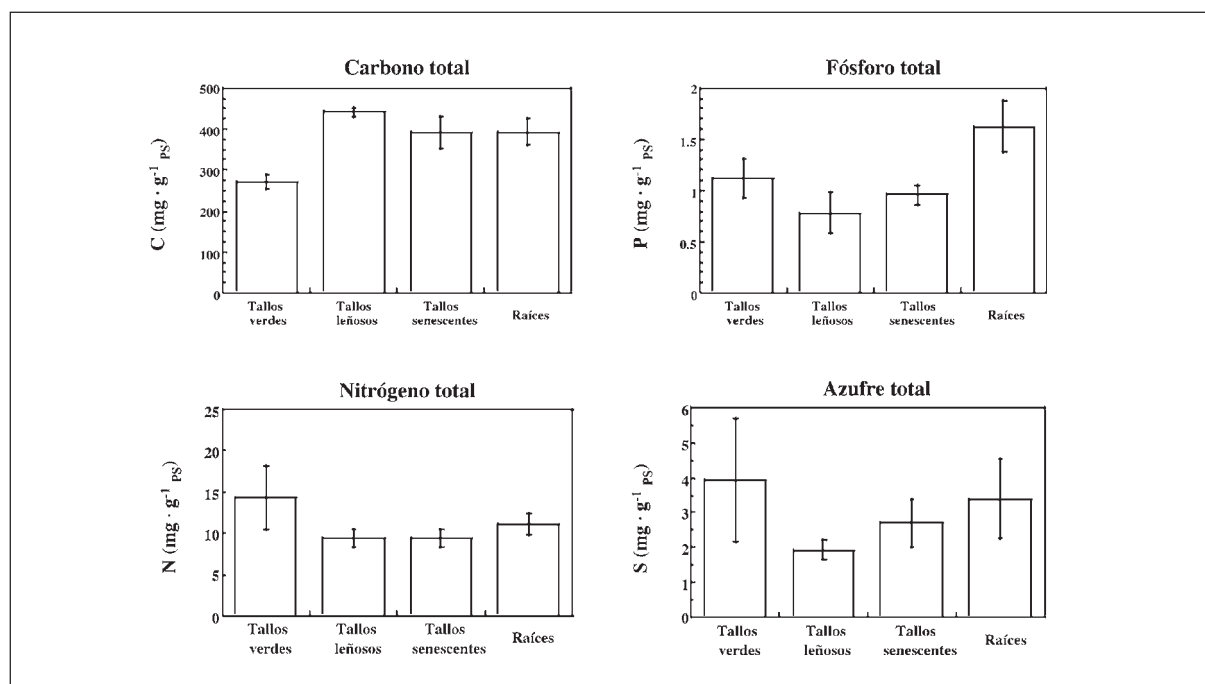


Figura 2. Contenido total de C, N, P y S ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$) en las distintas partes de la planta *Sarcocornia perennis alpini*.

Análisis del sedimento

Las muestras de sedimento fueron tomadas al mismo tiempo que las muestras de plantas, mediante cilindros de PVC. Se metieron en bolsas y se transportaron en frío para garantizar su conservación. Una vez en el laboratorio se separaron los 12cm superficiales y se secaron en una estufa a 60°C durante 48 h. De cada muestra inicial fueron tomadas dos submuestras que se trituraron mediante un mortero de ágata y se homogeneizaron hasta tener un tamaño de grano inferior a 125 micras de diámetro. Cada una de ellas fue analizada para C, N, S, P y contenido en materia orgánica (% MO). Los análisis de C, N y S se realizaron en un autoanalizador Perking Elmer 2400C. Para el P total las muestras fueron combustionadas a 450°C durante una hora y posteriormente digeridas con HCl 3.5 N durante 16 horas a temperatura ambiente; el fosfato liberado fue medido después mediante el método del verde malaquita, en un Technicon AAI.

La proporción de materia orgánica fue estimada midiendo las pérdidas de peso del sedimento por ignición a 550°C, durante tres horas. La MO fue expresada como el porcentaje de pérdida de peso por la ignición, frente al peso seco total.

RESULTADOS

En la figura 2 se presentan las concentraciones medias anuales de carbono, nitrógeno, azufre y fósforo total que presentan las distintas partes de la planta *S. perennis alpini*. Las concentraciones de C oscilan entre los $270 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$ de los tallos verdes de la planta y los $440 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$ de los tallos leñosos. Éstos presentan, por el contrario las concentraciones más bajas de N ($9,3 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$), S ($1,9 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$) y P ($0,78 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$). Es en los tallos fotosintéticamente activos en los que aparecen las mayores concentraciones de N ($14,2 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$) y S ($3,9 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$), mientras que las de P se encuentran en las raíces ($1,62 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{PS}}$).

En los sedimentos de marisma asociados a estas plantas las concentraciones de C y N quedan muy por debajo de los tejidos vegetales: $60,2\text{mg} \cdot \text{g}_{\text{PS}}^{-1}$ de C y $4,8\text{mg} \cdot \text{g}_{\text{PS}}^{-1}$ de N; sin embargo el contenido de S y P se mantienen dentro de los mismos órdenes de magnitud (Tabla 1). La materia orgánica en el sedimento presenta un valor medio anual de $21,3 \pm 1,3\%$.

En cuanto a la relación existente entre los nutrientes principales (figura 3), se observan marcadas diferencias entre los distintas partes de *S. perennis*, siendo de particular interés la variación que presentan las diferentes formas que adquieren los tallos de la planta. Los tallos leñosos presentan los valores más altos de C:N (56 ± 8) y C:P (1549 ± 378), que contrastan con los tallos verdes, diferenciados como tejidos fotosintéticos, con valores de C:N de 23 ± 5 y de C:P de 649 ± 141 . Las raíces poseen un valor intermedio de C:N (41 ± 3) y de C:P (668 ± 105). Respecto a la relación entre N y P, son los tallos verdes los que presentan el valor más elevado (29 ± 11), disminuye en los tallos leñosos y en los que muestran un estado senescente, apareciendo en las raíces los valores más pequeños (16 ± 3).

En el sedimento los valores que presentan estos cocientes son en los tres casos inferiores a los que aparecen en las distintas partes de la planta, $14,5 \pm 1$ de C:N, 180 ± 40 de C:P y $12,1 \pm 1,9$ de N:P.

En la figura 4 se muestran los valores medios anuales de biomasa, en peso seco, que presenta *Sarcocornia perennis alpini* en la marisma del río Palmones, diferenciándose como hasta ahora entre tallos verdes ($938 \pm 251\text{g}_{\text{PS}} \cdot \text{m}^{-2}$), tallos leñosos ($1885 \pm 578\text{g}_{\text{PS}} \cdot \text{m}^{-2}$), tallos senescentes ($362 \pm 110\text{g}_{\text{PS}} \cdot \text{m}^{-2}$) y raíces en los 12 cm superficiales de sedimento ($2421 \pm 606\text{g}_{\text{PS}} \cdot \text{m}^{-2}$).

DISCUSIÓN

Las marismas son consideradas al mismo tiempo fuentes y sumideros de nutrientes y materia orgánica (Boorman, 1999). Son sistemas muy productivos, por eso se generan grandes cantidades de materia orgánica; una gran parte de ésta permanece en el sistema, en las plantas retenida como biomasa vegetal o en el sedimento, mientras que otra parte es exportada hacia las aguas costeras colindantes, contribuyendo así al soporte de la producción primaria.

En la marisma del río Palmones, *S. perennis*, la especie más abundante, presenta valores medios de biomasa de más de 5kg por metro cuadrado, en peso seco, de los cuales el 57% (más de $3\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) corresponde a la parte aérea y el 43% restante al sistema radicular. Este valor se duplica si hablamos del peso húmedo, ya que en los tallos suculentos es frecuente encontrar un contenido en agua superior al 80%.

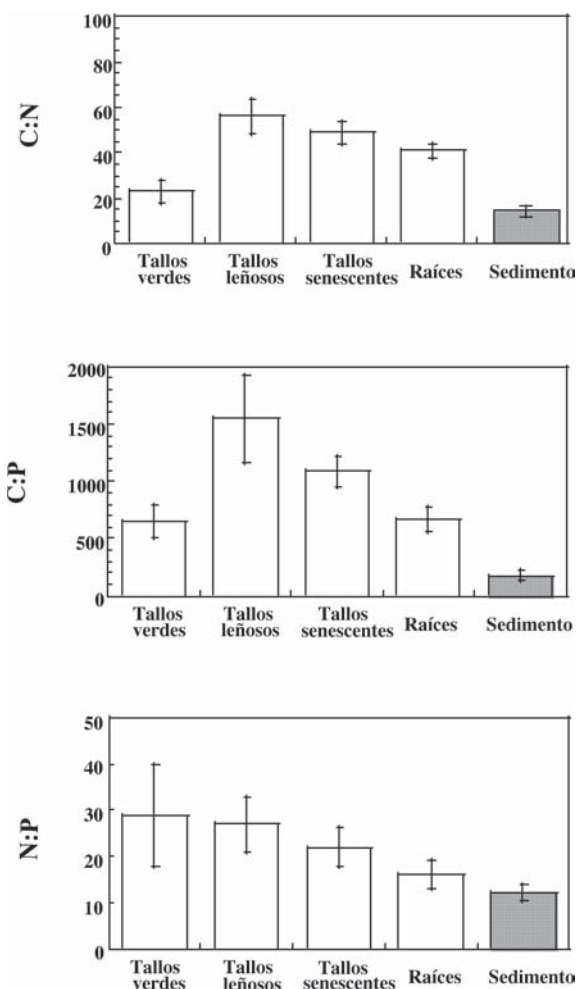


Figura 3. Relaciones entre C:N, C:P y N:P, en las distintas partes de la planta *Sarcocornia perennis alpini* y en los 12cm superficiales del sedimento.

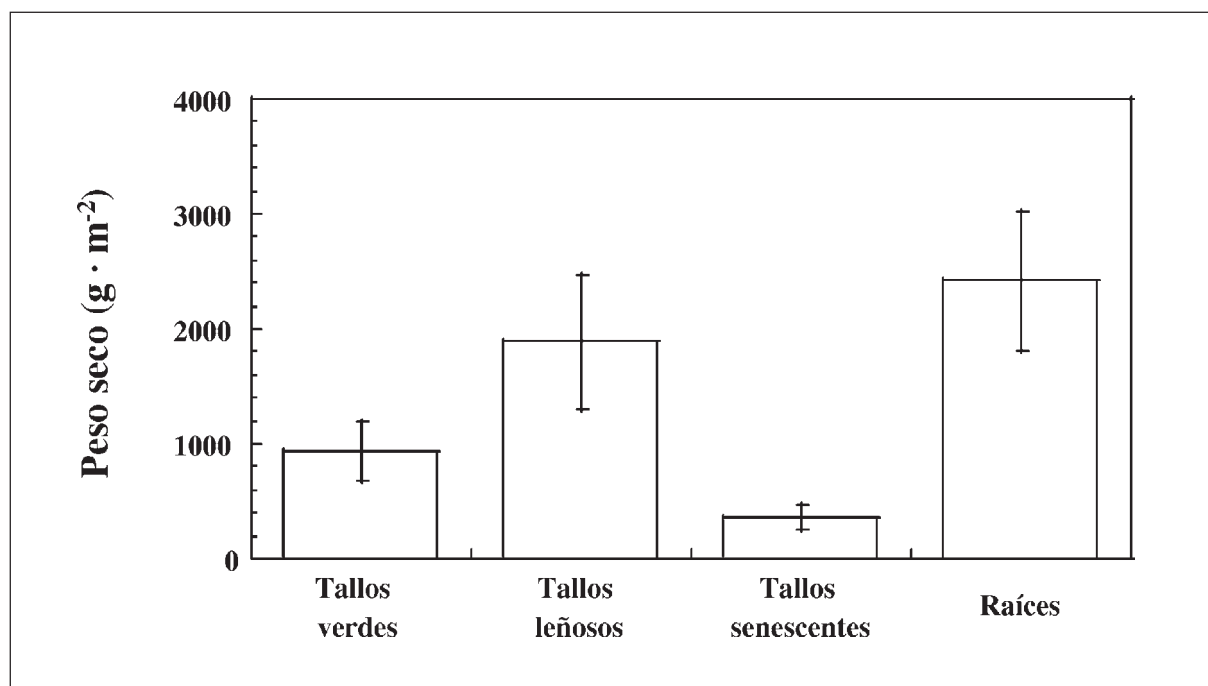


Figura 4. Biomasa de las distintas partes de la planta, en $g_{ps} \cdot m^{-2}$ (la biomasa de raíces está referida a los 12cm superficiales de sedimento).

En plantas halófitas es común encontrar valores de biomasa radicular muy elevados, incluso superiores a los de biomasa aérea (Gross *et al.*, 1991; Caçador *et al.*, 1999), siendo considerado este hecho como un mecanismo de adaptación de estas especies a las condiciones de estrés de los suelos salinos (Lana *et al.*, 1991). En cualquier caso, el interés hacia la biomasa radicular está disminuido en la literatura, al asumirse que la biomasa aérea es la más susceptible de ser exportada (Groenendijk & Vink-Lieavaart, 1987). Al comparar la marisma de Palmones con otras áreas dominadas por la misma especie, por ejemplo, el estuario de Mira, en Portugal, encontramos gran similitud en la biomasa aérea: $2,5kg_{ps} \cdot m^{-2}$ de *S. perennis* (Costa *et al.*, 2001), manteniéndose este valor medio bastante estable durante todo el año. Estos datos, sin embargo, difieren con los encontrados en marismas de otro tipo: Bouchard & Lefeuvre (2000), por ejemplo, presentan para la bahía del Mont Saint-Michel, en Francia, valores de $0,48kg_{ps} \cdot m^{-2}$ en áreas dominadas por la especie *Spartina marítima*, entre $0,1$ y $0,3kg_{ps} \cdot m^{-2}$ en zonas con *Puccinellia marítima* y de $1-2kg_{ps} \cdot m^{-2}$ con *Atriplex portulacoides*. La posición geográfica, la elevación del sedimento, el periodo de inundación por la marea, la salinidad o la concentración de oxígeno en la rizosfera son factores determinantes que condicionan tanto la composición vegetal de la marisma (Adam, 1990), como la producción de biomasa en la misma (Lana *et al.*, 1991).

Los ejemplos mencionados ponen de manifiesto que la de Palmones posee un gran potencial para actuar como reservorio de nutrientes: considerando únicamente la parte aérea se obtienen unos promedios anuales de $1,2kg \cdot m^{-2}$ de C, $35g \cdot m^{-2}$ de N, $9g \cdot m^{-2}$ de S y $3g \cdot m^{-2}$ de P.

La biomasa total de C, de $2,1kg \cdot m^{-2}$, también puede compararse con algunos valores a nivel general que aporta Margalef (1995) para distintos tipos de comunidades, evidenciándose de nuevo la alta productividad de la marisma: $0,1-0,5kg \cdot m^{-2}$ en estepas y praderas, $0,15-0,7kg \cdot m^{-2}$ en terrenos de pastos, $1,1kg \cdot m^{-2}$ en las sabanas y hasta $1-8kg \cdot m^{-2}$ en bosques de coníferas.

	(mg · g ⁻¹ _{ps})	±
C total	60'23	5'58
N total	4'82	0'58
P total	0'920	0'248
S total	3'09	0'23

Tabla 1. Valores anuales medios y desviaciones típicas del contenido en C, N, P y S en los 12 cm superficiales de sedimento (mg · g⁻¹_{ps}).

Un 11% de la parte aérea (6% del total) corresponde a la biomasa muerta de la planta que permanece formando parte de ésta. Este compartimento tan particular diferenciado en la marisma está reconocido en la literatura (Newell *et al.*, 1985); los tallos senescentes que lo constituyen han sido anteriormente tallos suculentos, activos fotosintéticamente, y de sus características físico-químicas dependerá la calidad y la degradabilidad de la materia orgánica exportada por la vegetación. Pocos estudios han sido publicados en torno a los procesos de descomposición que tienen lugar en el ambiente aéreo, sin embargo Buth & Voesenek (1987) demuestran para *Spartina* y *Limonium*, que las partes muertas de estas halófitas no necesitan caer sobre la superficie del sedimento para que tenga lugar una degradación sustancial. Los resultados obtenidos en este trabajo apuntan a que en el caso de *S. perennis*, la degradación de la planta comienza ya en este compartimento; disminuyen los contenidos totales de N, P y S, respecto a los tallos verdes y el contenido en C se ve incrementado respecto a éstos; aún así los cocientes C:N y C:P son bastante superiores a los de los tallos suculentos. El contenido en lignina (Buth & Voesenek, 1987) parece ser el factor que limita la descomposición de la materia orgánica en la planta, al ser muy resistente a los ataques enzimáticos y precisar de mayor grado de humedad (Meentemeyer, 1978). La degradación continúa pues en el sedimento, donde el contenido en materia orgánica hallado es del 21,3 ± 1,3%, y donde las relaciones entre C, N y P son diferentemente significativas a las de los tallos senescentes. Teniendo en cuenta que en el sedimento se están incluyendo formas inorgánicas de origen diferente, la proporción entre C y N alcanza un valor de 14,5, lo que indica que se ha continuado la mineralización de los grandes compuestos constituidos por esqueletos carbonados.

En conclusión, puede afirmarse que la marisma del río Palmones es un sistema de gran interés, ya que por sus características a niveles tróficos y de producción, puede estar teniendo repercusiones de importancia sobre la región litoral de la bahía de Algeciras.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAM, P. 1990. *Saltmarsh Ecology*. The University Press. Cambridge. pp.
- BOORMAN, L. A. 1999. "Salt marshes-present functioning and future change". *Mangroves and Salt Marshes*, 3. 227-241.
- BOUCHARD, V. & Lefeuvre, J.C. 2000. "Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets". *Aquatic Botany*, 67. 23-42.
- BRIX, H. 1994. "Functions of macrophytes in constructed wetlands". *Water Sci. Tech.*, 29, IV. 71-78.
- BUTH, G.J.C. & Voesenek L.A.C.J. 1987. *Vegetation between land and sea*. A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Bloom and J. Rozema (eds). Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht/Boston/Lancaster.
- BUTH, G.J.C. & Voesenek L.A.C.J. 1987. *Vegetation between land and sea*. A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Bloom and J. Rozema (eds). Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht/Boston/Lancaster.
- CAÇADOR, I., Mascarenhas, I. and Mascarenhas, P. 1999. "Biomass of *Spartina maritime*, *Halimione portulacoides* and *Arthrocnemum fruticosum* in Tagus Estuary salt marshes". *Halophyte uses in different climates*, I. 33-41.
- CALLAWAY, J.C., Zedler, J.B. & Ross, D.L. 1997. "Using tidal salt marsh mesocosm to aid wetland restoration". *Restor. Ecol.*, 5. 135-146.
- CHAPMAN, V.J. 1960. *Salt marshes and Salt Deserts of the World*. Hill, London. pp.
- CLAVERO, V., Fernández, J.A. & Niell, F.X. 1993. "Bioturbation by *Nereis* sp. And its effects on the phosphate flux across the sediment water interface in Palmones River Estuary". *Hydrobiologia*, 235. 387-392.
- CLAVERO, V., Fernández, J.A. & Niell, F.X. 1998. "Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water". *Hydrobiologia*.
- CLAVERO, V., Izquierdo, J.J., Palomo, L., Fernández, J.A. & Niell, F.X. 1999. "Water management and climate changes increases the phosphorus accumulation in the small shallow estuary of Palmones River (Southern Spain)". *Science of the Total Environment*, 228. 193-202.

- COSTA, M.J., Catarino, F. & Bettencourt, A. 2001. "The role of salt marshes in the Mira estuary (Portugal)". *Wetlands Ecology and Management*, 9. 121-134.
- DANKERS, N., Binsbengen, K., Zegers, Laane, R. and Van der Loeff, M.R. 1984. "Transportation of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a salt marsh and the Ems-Dollard estuary, the Netherlands". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19. 143-165.
- FERNÁNDEZ, J.A., Niell, F.X. & Lucena, J. 1985. "A rapid and sensitive automated determination of phosphate in natural waters". *Limnol. Oceanogr.*, 30. 227-230.
- Groenendijk, A.M. & Vink-Lieavaart, M.A. 1987. "Primary production and biomass on a Dutch salt marsh: emphasis on the belowground component". *Vegetatio*, 70. 21-27.
- GROSS, M.F., Hardisky, M.A., Wolf, P.L. & Klemas, V. 1991. "Relationship between aboveground and belowground biomass of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass)". *Estuaries*, 14. 180-191.
- KWAK, T.J. & Zedler, J.B. 1997. "Foodweb analysis of southern California coastal wetlands using multiple stable isotopes". *Oecología*, 271. 129-139
- LANA, P.C., Guiss, C. & Disaró, S.T. 1991. "Seasonal variation of biomass and production dynamics for above and belowground components of a *Spartina alterniflora* marsh in the euhaline sector of Paraguán Bay (SE Brazil)". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32. 223-241.
- LEFEUVRE, J.C. and Dame, R.F. 1994. *Comparative studies of salt marsh processes on the New and Old Worlds: an introduction*. Pp. 169-179. In: Mitsch, W.J. (ed.), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, Amsterdam. pp.
- LONG, S.P. & Mason, C.F. 1983. *Saltmarsh Ecology*. Glasgow, Blackie. Pp.
- MARGALEF, R. 1995. *Ecología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona. pp.
- MEENTEMEYER, V. 1978. "Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates". *Ecology*, 59. 465-472.
- MITSCH, W.J. and Gosselink, J.G. 1986. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold. New York. Pp.
- NEWELL, S.Y., Fallon, R.D., Cal Rodríguez, R.M. & Groene, L.C. 1985. "Influence of rain, tidal wetting and relative humidity on release of carbon dioxide by standing-dead salt-marsh plants". *Oecologia*, 68. 73-79.
- NIXON, S.W. 1980. *Between coastan marshes and coastal waters. Twenty years of research of salt marshes*. In: Hamilton, P. and Macdonald, K.B. (eds). *Estuarine and wetland processes with emphasis on modelling*. Plenum Press, New York. Pp..
- ODUM, E.P. 1961. "The role of tidal marshes in estuarine production". *New York State Conservation*, 16. 12-15.
- ODUM, E.P. 1968. "Energy flow in ecosystems: a historical review". *American Zoologist*, 8. 11-18.
- ODUM, E.P. 1980. *The status of three ecosystems level hypotheses regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus-based food chains*. In: Kennedy, V.S. (ed.), *Estuarine Perspectives*. Plenum, New York.
- PÉREZ-LLORENS, J.L. & Niell, F.X. 1990. "Seasonal dynamics of biomass and content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* from Palmones river estuary". *Aquatic Botany*, 46. 53-64.
- POMEROY, L.R., Sentón, L.R., Jones, R.D. and Reimold, R.J. 1987. *Nutrient Flux in Estuaries*. In: Likens, G.E. (ed), *Nutrients and Eutrophication*. American Society of Limnology and Oceanography, Special Symposium. Allen Press, Lawrence, K.S. pp.
- TEAK, J. M. 1962. "Energy flow in the salt marsh ecosystem in Georgia". *Ecology*, 43. 614-624.
- VEGTER, F. 1975. "Phytoplankton production in the Grevelingen estuary in relation to nutrient cycles". 10th European Symposium on Marine Biology. Ostende.
- VERNVERG, F. J. 1993. "Salt marsh processes: a review". *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12. 2167-2195.
- WOLF, W. J., van Eeden, M.J. and Lammens, E. 1989. "Primary production and import of particulate organic matter on a salt marsh in The Netherlands". *Netherlands Journal of Sea Research*, 13. 242-255.
- WOODWELL, G. M., Whitney, D.E., May, C.A.S. and Hourghton, R.A. 1977. "The Flax Pond ecosystem study: exchanges of carbon in water between a salt marsh and Long Island Sound". *Limnology and Oceanography*, 22. 833-838.

Estudio financiado por los Proyectos AMB99-1088 y REN2002-00340/MAR del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

ESTADO TRÓFICO DEL RÍO PALMONES

*Antonio Avilés Benítez / Sonia Moreno Corrales / Laura Palomo Ríos
María Carrasco Sierra / Ricardo Figueroa / F. Xavier Niell Castanera*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

El río Palmones es un buen ejemplo de cuenca de pequeño tamaño, característica que comparte con la totalidad de cursos fluviales del Campo de Gibraltar. Durante más de dos años se tomaron ocho muestreos en diez estaciones representativas, con el fin de poder caracterizar el estado trófico este río. A los aportes de nutrientes procedentes de la litología de la cuenca y de la lluvia, hay que sumarle el efecto que tiene la intensa actividad humana en el curso medio-bajo, con vertidos puntuales de aguas residuales urbanas e industriales y otros vertidos difusos derivados de las explotaciones agrícolas. Todas estas causas, condicionan el estado trófico del río Palmones como eutrófico en general y hipereutrófico en las estaciones más próximas a la desembocadura.

ABSTRACT

Palmones river is a well example of small catchment area, main characteristic of the south Spain rivers. Eight sampling date were taking at ten different stations during more than two years, in order to characterized the trophic level of Palmones river. The principal sources of nutrients to this catchment are the lithology and the rain precipitation, link to the great anthropogenical activities in the medium-lower part of the river (wastewater, industrial activities, agriculture...). All these factors make the Palmones river as eutrophic in general and hypertrophic in the stations near the mouth.

Key words: Eutrophication; nutrients; Palmones river

INTRODUCCIÓN

Los ríos, además de ser sistemas que transportan al mar agua y sustancias disueltas y en suspensión, albergan numerosas reacciones biogeoquímicas, alterando a lo largo de todo su recorrido las características del agua y de los compuestos que transporta. Se caracterizan por ser sistemas bajo tensión, manteniendo un ciclo relativamente acelerado y estar sobrealimentados, exportando parte de sus materiales hacia el mar. Son sistemas que se pueden considerar eutróficos; afectados por procesos de deriva y explotación aguas arriba y por acumulación de materiales aguas abajo (Margalef, 1983).

Para conocer el estado trófico de un sistema, se ha de tener en cuenta variables biológicas, así como aquellas variables químicas que condicionan en mayor o menor grado la producción y respiración del sistema, destacando en este apartado los nutrientes limitantes (fósforo y nitrógeno).

La importancia del fósforo, radica en que está considerado como el nutriente limitante de la producción primaria en aguas dulces (Margalef, 1991), siendo el nitrógeno el segundo nutriente en importancia en los ríos (pudiendo ser el limitante en estuarios) y al igual que el fosfato, su concentración depende de un gran número de procesos. En los ríos y estuarios, la dinámica de estos nutrientes en el agua superficial está influenciada por una gran cantidad de procesos, destacando: la naturaleza litológica de la cuenca, hidrología, efectos antropogénicos, interacciones con los organismos y los procesos de intercambio con el sedimento (e.g. Wood *et al.*, 1984; Clavero *et al.*, 1991; 1999; 2000; Fernández *et al.*, 1997; House & Denison, 1997).

El río Palmones, debido al reducido tamaño de su cuenca, a la climatología impredecible de la zona y a la existencia de espacios naturales bien conservados con otros sometidos a una importante presión antropogénica, hacen de este río un buen ejemplo para la realización de estudios biogeoquímicos.

El presente estudio pretende caracterizar el estado trófico de toda la cuenca del río Palmones, prestando especial atención a las concentraciones de fósforo y nitrógeno en el agua superficial.

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción de la zona de estudio

El río Palmones se localiza en el SE de la provincia de Cádiz, con una longitud total de 42'3km y una cuenca de recepción de 302km². Nace en la sierra de Montecoche en el alto de las Presillas, desembocando en la bahía de Algeciras, entre la pedanía de Palmones (Los Barrios) y Algeciras. El río, se encuentra regulado por la presa del embalse de Charco Redondo, ubicada a unos 23km de su desembocadura. Construida a mitad de los ochenta, recoge el agua de un tercio del total de la cuenca. Otra estructura reguladora es el azud presente en la zona baja del río a 5'6km de la desembocadura. Esta estructura frena bruscamente el ascenso de agua salina, afectando al desarrollo del estuario.

Muestreos y técnicas analíticas

Para la elaboración de este estudio, se eligieron un total de diez estaciones distribuidas a lo largo del cauce principal del río Palmones y del arroyo del Tiradero. Las siete primeras son estaciones dulceaquícolas, mientras que las tres últimas se localizaron en el estuario (Figura 1). La estación 1 se sitúa en la zona alta del río a 7km del nacimiento en el Parque Natural Los Alcornocales. La estación 2 se localiza a 3km de la estación anterior y a menos de 1km de la cola del embalse de Charco Redondo, estando la estación 3 a menos de 200 metros, aguas abajo de la presa de Charco Redondo. La estación 4 se tomó en el arroyo del Tiradero, a 2km de la unión con el río Palmones y a 4km de la estación siguiente (E5). La estación 6 está aguas arriba



Figura 1. Mapa de la cuenca del río Palmones, incluida las estaciones de muestreo.

del pueblo de Los Barrios, a 3km de la estación anterior. La estación 7 es la última estación de agua dulce. Ésta se localiza entre el punto de vertido de la depuradora de Los Barrios y el estuario, justo unos metros antes del azud de CELUPAL. La estación 8 es la primera tomada en el estuario, a unos metros del azud. En la zona media del estuario se localiza la estación 9, justo debajo del puente de la carretera N-340 y a pocos metros del punto de vertido de la depuradora de El Acebuchal. Por último, la estación 10 se tomó próxima a la desembocadura en el margen derecho del cauce principal en el Canchón de las Conchas.

Se realizaron un total de ocho muestreos en un periodo de más de dos años, desde abril de 1999 a junio de 2001, incluyendo muestreos estacionales y otros tomados tras fuertes precipitaciones.

Para el análisis de las variables del agua superficial, se tomó el agua a pocos centímetros de la superficie en todas las estaciones. El agua, recogida en botes de polietileno, era colocada en neveras refrigeradas hasta la llegada al laboratorio. Posteriormente, se filtraba usando filtros Whatman GF/F congelándose parte del volumen de agua, así como los filtros, hasta su posterior análisis.

El caudal se estimó tomando la anchura y profundidad media, multiplicando la sección por la velocidad de la corriente que se midió usando un molinete modelo 2030 General Oceanic. Para la determinación de fosfato, se empleó el método del verde malaquita (Fernández *et al.*, 1985) en su versión automatizada, empleando un autoanalizador Technicon AAII. El fósforo total se analizó empleando el mismo método del verde malaquita, con la diferencia de tener que realizarse previamente una digestión con nítrico-perclórico. El nitrato se determinó empleando un autoanalizador de flujo automatizado BRAN & LUEBBE Technicon TRACCS 800 según el *Industrial method N° 818-87T* basado en Shinn (1941) y las concentraciones de amonio se obtuvieron con el mismo autoanalizador empleado para la medida de nitrato, utilizando el *Industrial method N° 786-86T* basado en Slawyk & MacIsaac (1972). Al material recogido en los filtros se le determinó la concentración de clorofila *a*, midiendo la absorbancia de las muestras a 664.5nm con un espectrofotómetro (Beckman DU-7).

RESULTADOS

El caudal es, sin duda, la variable más determinante para comprender el funcionamiento de un sistema fluvial. Los cambios del caudal observados a lo largo de todo el periodo de muestreo en todas las estaciones, se explican atendiendo a la variabilidad de las precipitaciones recogidas en la zona y a la escasa predictibilidad de éstas (Figura 2), existiendo claras diferencias entre verano y otoño-invierno y entre el caudal medido en un mismo mes en diferentes años (e.g. mes de mayo). Estos cambios en el régimen de caudales junto a variaciones estacionales de temperatura e irradiancia solar, producen importantes cambios en las concentraciones de los principales nutrientes en el agua superficial. Así, en la figura 3, se muestra las concentraciones de amonio en los diferentes muestreos y estaciones. Las concentraciones en las seis primeras estaciones, presentaron valores inferiores a $200\mu\text{mol l}^{-1}$ en todos los casos, seguido de un fuerte incremento en la estación 7, con valores superiores a $120\mu\text{mol l}^{-1}$. En el estuario, representado con diferente escala, las concentraciones de amonio fueron superiores a las obtenidas en las estaciones de agua dulce, con un máximo generalizado en la estación media del estuario, donde se llegaron a alcanzar valores próximos a $3.000\mu\text{mol l}^{-1}$.

En general, las concentraciones de los nutrientes y del contenido de clorofila *a*, presentaron similares tendencias, con máximos en la última estación de agua dulce y en las tres del estuario (Tabla 1). Las concentraciones medias de fosfato y amonio presentaron diferencias de más de dos órdenes de magnitud, con valores de fosfato y amonio de 0.27 a $1770\mu\text{mol l}^{-1}$ y de 1.34 a $6852\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente. Las concentraciones de fósforo total, fueron en todos los casos superiores a

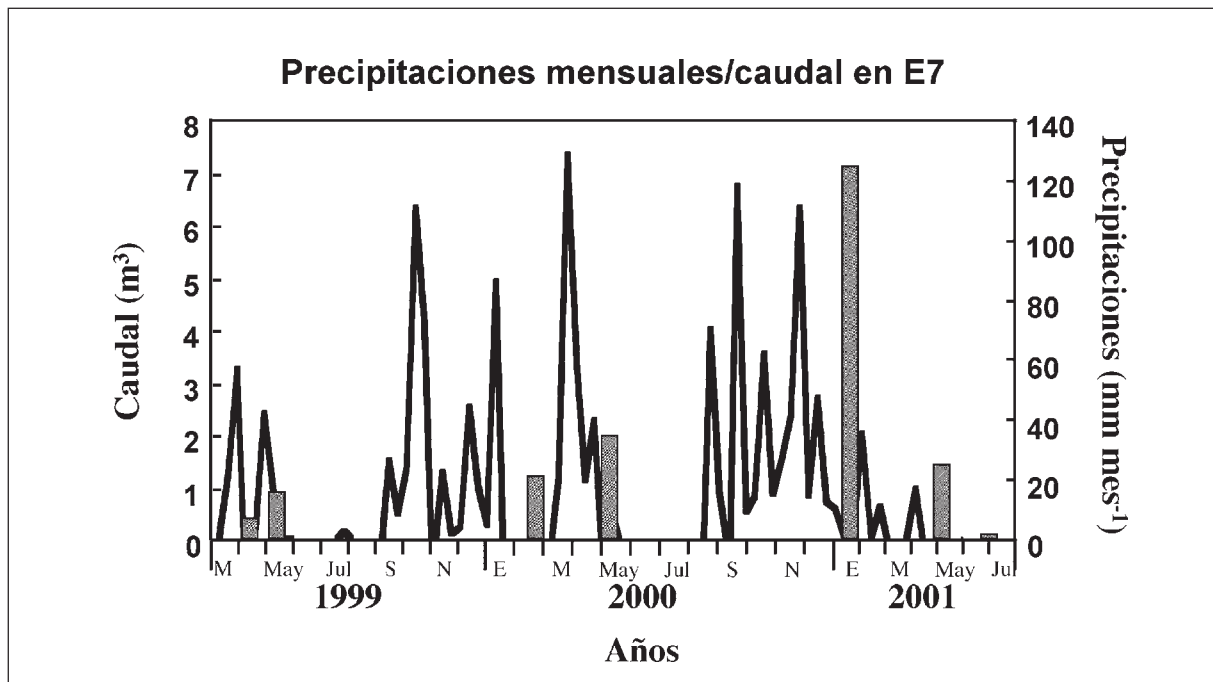


Figura 2. Precipitaciones mensuales en la cuenca del río Palmones y caudal del río en la estación 7.

$1.5 \mu\text{mol l}^{-1}$. Sólo las concentraciones medias de nitrato en el curso medio, fueron altas en casi todas las estaciones, con valores similares a los obtenidos en el estuario. La clorofila *a*, como indicador de la actividad fitoplanctónica en el agua superficial, presentó concentraciones medias excepcionalmente altas en las estaciones 7, 8 y 9, con valores superiores a $28 \mu\text{g l}^{-1}$.

A pesar de las diferencias temporales tan altas existentes en todas las variables tróficas analizadas, con desviaciones del mismo orden de magnitud que los valores medios, se aprecia una clara heterogeneidad espacial. Salvo excepciones (e.g. valores altos de nitrato en las estaciones 3, 5 y 6), las concentraciones en las seis primeras estaciones son inferiores a las obtenidas en las cuatro últimas.

Estación ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Cl <i>a</i> ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	Fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	Fósforo total ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	NO_3^- ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	NH_4^+
E 1	4.33±9.34	0.28±0.15	1.81±0.81	0.84±1.18	3.22±3.60
E 2	1.64±2.45	0.27±0.16	1.57±0.70	1.72±2.49	1.34±1.57
E 3	4.39±3.58	0.27±0.17	2.42±0.83	14.40±10.11	3.93±1.72
E 4	1.28±1.19	0.32±0.17	2.12±1.18	6.70±5.05	3.24±3.10
E 5	14.51±35.48	0.83±1.24	3.22±1.74	17.60±8.12	3.68±3.04
E 6	3.03±3.24	0.36±0.20	3.04±1.58	18.81±13.51	4.16±3.05
E 7	41.34±38.33	3.40±3.70	14.63±11.84	15.36±11.61	68.81±48.83
E 8	28.36±28.33	4.18±2.81	9.68±3.91	15.25±10.92	53.49±40.78
E 9	29.38±24.91	17.70±16.49	41.73±25.87	11.08±7.01	685.2±1020.2
E 10	7.92±5.80	12.58±9.95	19.33±10.88	27.47±18.66	50.55±44.32

Tabla 1. Concentraciones medias de clorofila *a* y de los principales nutrientes en el agua superficial del río Palmones.

DISCUSIÓN

Según Boulton & Suter (1986), las zonas áridas y semiáridas se caracterizan hidrológicamente por poseer un sistema de drenaje formado principalmente por cauces temporales que fluyen intermitentemente. Sin embargo, en este caso, dada la disposición del río en el Campo de Gibraltar, a caballo entre el Atlántico y el Mediterráneo, éste presenta un patrón de caudales intermedio entre los ríos propiamente mediterráneos (típicos de zonas áridas o semiáridas) y los atlánticos (ríos con caudales más constantes). La variabilidad estacional tan alta existente en el río Palmones, hace que sea imposible abordar cualquier estudio de caracterización físico-química o trófica de este sistema sin tener una gran cantidad de datos tomados en diferentes fechas del año. Existen numerosos trabajos que relacionan las concentraciones de las principales variables físico-químicas del agua y el caudal existente (e.g. Webb & Walling, 1983; Muraoka & Hirata, 1989; House & Warwick, 1998). Así, Avilés (2002) presenta una relación inversa entre el caudal y el contenido en sales en el río Palmones, obteniéndose los máximos en los muestreos estivales. Estas relaciones estacionales, sin embargo, no se obtuvieron de manera tan clara en los nutrientes, debido a la mayor complejidad de los procesos en los que éstos intervienen.

La clorofila *a*, presentó correlaciones significativas de signo positivo con el amonio y fosfato, siendo éstos por tanto, los que rigen el metabolismo del sistema (Avilés, 2002). En la figura 4, se presenta un esquema que explica las relaciones existentes entre los nutrientes y el fitoplancton. Las relaciones positivas obtenidas entre los nutrientes y la *Chl. a*, indica que un incremento en la concentración de los nutrientes, produce un aumento de la producción primaria, incrementándose la eutrofización del sistema. Mientras que un descenso de los nutrientes, ya sea por reducciones en los vertidos o por agotamiento por consumo fitoplanctónico, conlleva una disminución de los valores de clorofila, pasando el sistema a unas condiciones más oligotróficas.

Los nutrientes de los sistemas acuáticos proceden fundamentalmente de tres fuentes externas: la interacción con la litología de la zona, la atmósfera y las actividades antropogénicas (Prairie & Kalff, 1988; Holloway *et al.*, 1998). Las concentraciones medias de fosfato, nitrato y amonio recogidas en el agua de lluvia durante el periodo de muestreo fueron de 0'5, 8'0 y 1'9 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente. Estos valores son parecidos a los obtenidos en las primeras estaciones, con lo que se puede concluir que las precipitaciones son la principal fuente de nutrientes en la zona alta de la cuenca, seguida de las interacciones con la litología. El efecto antropogénico sobre las variables tróficas en el río Palmones, es evidente con el embalse de Charco Redondo y los puntos de muestreo de las depuradoras de Los Barrios y de El Acebuchal. El primero, además de reducir considerablemente el caudal tras la presa, incrementa el contenido de nitrato en más de seis veces, con respecto a las concentraciones obtenidas en la estación anterior al embalse. Sin embargo, el efecto más claro de la presión antropogénica, se observa en aquellas estaciones tomadas tras puntos de vertido (E 7 y E 9), donde se alcanzaron las mayores concentraciones de fosfato y amonio (Tabla 1). El vertido de aguas residuales, con concentraciones medias de estos nutrientes superiores a 50 y 1.600 $\mu\text{mol l}^{-1}$ de fosfato y amonio, respectivamente; es sin duda la fuente alóctona que más cantidad de estos nutrientes aporta al sistema, aunque sea en puntos muy localizados. Si a esto le sumamos el efecto que el fosfato y el amonio tienen como limitantes de la producción primaria y bacteriana en ríos (e.g. Horner & Welch, 1981; Stanley & Hobbie, 1981; Hart & Robinson, 1990), los vertidos de aguas residuales se presentan como el principal agente regulador del estado trófico en la zona baja de la cuenca.

Los estuarios son zonas de acumulación ricas en nutrientes, debido a los aportes procedentes del río y del mar. Sin embargo, apenas se obtuvieron diferencias entre las estaciones anterior y posterior al azud de CELUPAL, lo que pone de manifiesto el efecto tan importante que depuradora de Los Barrios tiene en el estado trófico de la zona baja del río, haciendo que sea la estación 7 tan rica en nutrientes como las estaciones del estuario.

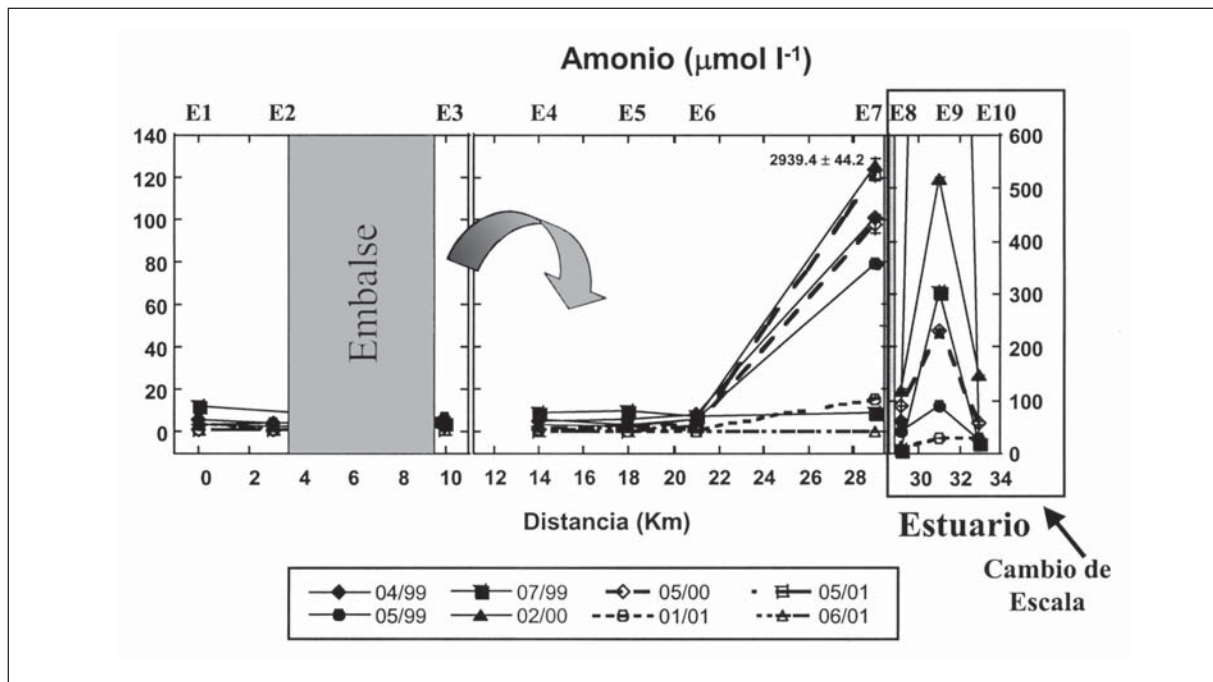


Figura 3. Variación espacio-temporal de las concentraciones medias de amonio en el agua superficial del río Palmones.

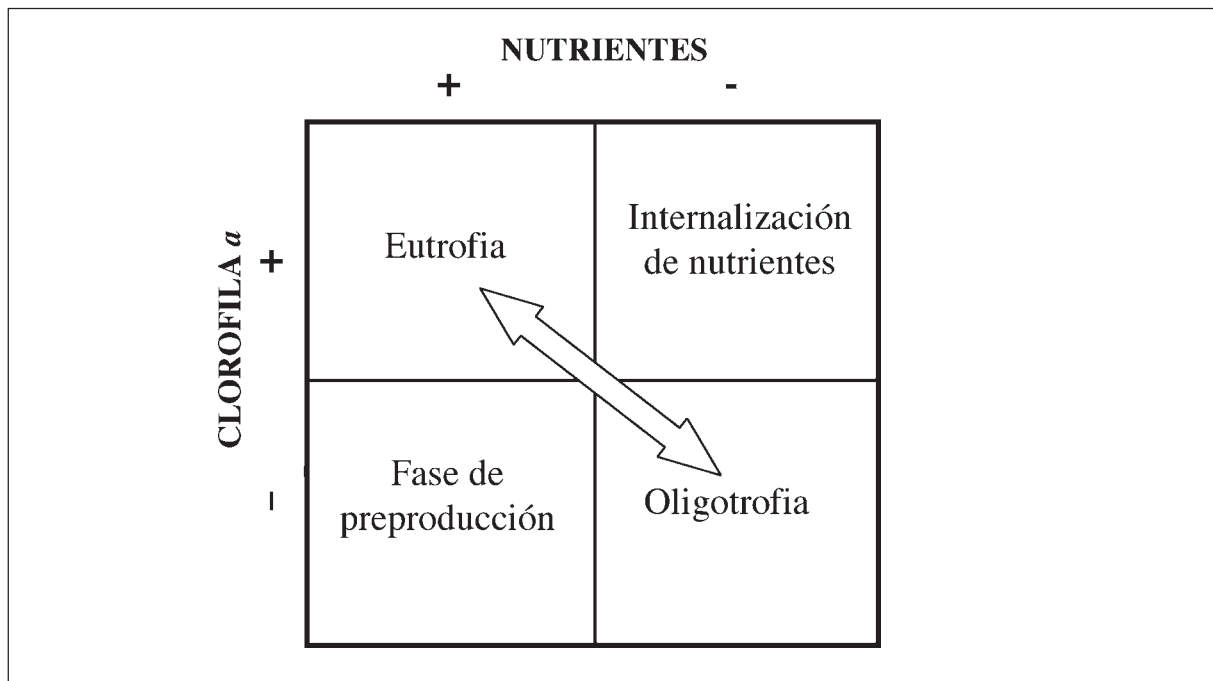


Figura 4. Interpretación de las relaciones entre los nutrientes y la clorofila a (modificación de Becerra, 2001).

Según Vollenweider (1968), un lago se considera eutrófico si la concentración de fósforo total es mayor de $0.97 \mu\text{mol l}^{-1}$ y hipereutrófico si supera $3.22 \mu\text{mol l}^{-1}$. Si bien, las concentraciones de los nutrientes son más elevadas en sistemas lóticos, ¿dónde establecer los límites tróficos en dichos sistemas acuáticos? Aunque estos límites sean cuestionables, sin duda las altas concentraciones de nitrógeno y fósforo totales existentes, permiten considerar al río Palmones como eutrófico en todo su cauce, con valores de hipereutrófia en la estación 7 y en las estaciones del estuario.

BIBLIOGRAFÍA

- AVILÉS A. "El papel del sector fluvial en la biogeoquímica del río Palmones". Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, (2002), pp. 191.
- BECERRA J. "Fósforo y abundancia fitoplanctónica en el atlántico oriental (trayecto AMT-6: 33°S-42°N)". Tesis de Licenciatura, Universidad de Málaga, (2001), pp. 97.
- BOULTON A. J. y P. J. Suter. "Ecology of a temporary streams. An Australian perspective". *Limnology in Australia* (Decker P. & W.D. Williams, eds) 313-327. CSIRO/ Dr. Junk. Melbourne, (1986).
- CLAVERO V., J. A. Fernández y F. X. Niell. "Effects of *Nereis Diversicolor* (O. F. Muller) abundance on the dissolved phosphate exchange between sediments and overlying water in Palmones River estuary (Southern Spain)". *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 33 (1991), pp. 193-202.
- CLAVERO V., F. X. Niell y J. A. Fernández. "The influence of tidal regime on the phosphate accumulation in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain)". *Sci. Mar.*, 61 (1997), pp. 37-43.
- CLAVERO V., J. J. Izquierdo, J. A. Fernández y F. X. Niell. "Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water". *Hydrobiologia*, 392 (1999), pp. 55-63.
- CLAVERO V., J. J. Izquierdo, J. A. Fernández y F. X. Niell. "Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain)". *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 198 (2000), pp. 51-60.
- FERNÁNDEZ J. A., F. X. Niell y J. Lucena. "A rapid and sensitive automated determination of phosphate in natural waters". *Limnol. Oceanogr.*, 30 (1985), pp. 227-230.
- HART D.D. y C. T. Robinson. "Resource limitation in a stream community: phosphorus enrichment effects on periphyton and grazers". *Ecology*, 71 (1990), pp. 1494-1502.
- HOLLOWAY J. M., R. A. Dahlgren, B. Hansen y W. H. Casey. "Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water". *Nature*, 395 (1998), pp. 785-788.
- HORNER R. R. y E. W. Welch. "Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients". *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38 (1981), pp. 449-457.
- HOUSE W. A. y F. H. Denison. "Nutrient dynamics in a lowland stream impacted by sweater effluent: Great Ouse, England". *Sci. Total Environ.*, 205 (1997), pp. 25-49.
- HOUSE W. A. y M. S. Warwick. "Hysteresis of the solute concentration/discharge relationship in rivers during storms". *Wat. Res.*, 8 (1998), pp. 2279-2290.
- LOICZ. "Implementation plan". J.C. Peretta & J.D. Willians(eds), (1995). Report nº 33.
- MARGALEF R. "Limnología". Omega, Barcelona, (1983), PP. 1010.
- MARGALEF R. "Ecología". Ediciones Omega. Barcelona, (1991).
- MURAOKA K. y T. Hirata. "Streamwater chemistry during rainfall events in a forested basin". *J. Hydrol.*, 102 (1988), pp. 235-249.
- PRAIRIE Y. T. y J. Kalf. "Dissolved phosphorus dynamics in headwater streams". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 (1988), pp. 210-215.
- SHINN J. A. "Ind. Eng. Chem.". (Annual edition), 13:33. En Stricklan J.D.H. and Parson T.R. A practical approach handbook of seawater analysis. Ottawa. *Fish. Res. Bd. Can.*, (1941), pp. 310.
- SLAWYK G. y J. J. MacIsaac. "Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling". *Deep-Sea Res.*, 19 (1972), pp. 521-524.
- STANLEY D. W. y J. E. Hobbie. "Nitrogen recycling in a North Carolina coastal river". *Limnol Oceanogr.*, 26 (1981), pp. 30-42.
- VOLLENWEIDER R. A. "Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication". *Rep. Organization for economic cooperation and development DAS/CSI*. Paris. 68.27 (1968), pp. 192.
- WEBB B. W. y D. E. Walling. "Stream solute behaviour in the river Exc basin, Devon, UK". *Dissolved loads of rivers and surface water quantity/quality relationships* (proceedings of the Hamburg Symposium, August, 1983). International Association of Hydrological Sciences Publication. Wallingford, UK, 141 (1983), pp. 153-169.
- WOOD T., F. H. Bormann y G. K. Voigt. "Phosphorus cycling in a northern hardwood forest: biological and chemical control". *Science*, 223 (1984), pp. 391-393.

CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA: CUENCA DEL RÍO PALMONES

*Ricardo Figueroa / Xavier Niell Castanera / Antonio Avilés Benítez
Laura Palomo Ríos / María Carrasco Sierra / Sonia Moreno Corrales*

Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga

RESUMEN

El río Palmones (bahía de Algeciras, Campo de Gibraltar) ha sido intensamente estudiado en términos de sus variaciones físico-químicas, comunidades de macrófitos y cambios en su sistema estuarino. Datos concretos respecto a la fauna de invertebrados acuáticos sólo existen en referencias aisladas asociadas a la península Ibérica. Estos organismos han sido reconocidos como potenciales indicadores de la calidad biológica de los sistemas acuáticos fluviales y están siendo utilizados en ríos de todo el mundo, por su capacidad de integrar información temporal. En España también su uso es frecuente, generalizando la aplicación del índice biótico IBMWP. Este estudio tuvo como objetivo realizar una primera aproximación a la calidad del agua del río a través de las comunidades de invertebrados, en una condición de bajo caudal.

ABSTRACT

The Palmones river (Algeciras, Campo de Gibraltar) has been thoroughly studied in terms of their physical and chemical variables, macrophyta communities and changes in the estuarine system. Concrete data relating to the fauna of aquatic invertebrates only exist in isolated references linked to the Iberian Peninsula. These organisms have been recognized as potential indicators of the biological quality of the aquatic systems and are being used in rivers throughout the world, due to its capacity for integrate information. In Spain their use is often characterised by the use of IBMWP biotic index. This study had as its main aim to carry out an initial approximation of the quality of the river water, through its communities of invertebrates under conditions of water flow low.

Key word: Macroinvertebrates, Water quality, Palmones river, Gibraltar, Spain.

INTRODUCCIÓN

El río Palmones (bahía de Algeciras, Campo de Gibraltar) ha sido intensamente estudiado en términos de sus variaciones físico-químicas (Avilés, 2002) comunidades de macrófitos (Jiménez *et al.*, 1987; Pérez-Llorens *et al.*, 1989; Pérez-Llorens & Niell, 1990; 1993) y con mayor atención, la dinámica de su sistema estuarino de acuerdo a flujos río-mar (Clavero *et al.*, 1996) y de nutrientes agua-sedimento (Clavero *et al.*, 1997; 1999; 2000; Fernández *et al.*, 1997).

Sin embargo, datos concretos respecto a la fauna de invertebrados en el río, solo existen en referencias relativas también a su estuario (López-Figueroa & Niell, 1987; Clavero *et al.* 1991; Clavero *et al.* 1992; Niell y López-Figueroa, 1991) y otras en el curso fluvial sobre grupos específicos que han sido reunidos por Gallardo (2001). Al respecto, los macroinvertebrados bentónicos son reconocidos como potenciales indicadores de la calidad biológica de los sistemas acuáticos fluviales (Helawell, 1986; Rosenberg & Resh, 1993; Resh *et al.*, 1995), esencialmente por su amplia distribución y diversidad de grupos que les permite adaptarse a características muy definidas de calidad de agua. Razones por las cuales están siendo utilizados en ríos de todo el mundo (Rosenberg & Resh, 1993; Lang & Reymond, 1995; Guetti, 1997; Armitage *et al.*, 1992; Raddum & Fjellheim, 2002), por su capacidad de integrar información temporal y por la rapidez con la cual se pueden obtener resultados, lo que ha permitido desarrollar una serie de protocolos para la evaluación rápida de estos sistemas (Resh *et al.*, 1995; Barbour *et al.*, 1995, Prat *et al.*, 2000).

En España también su uso es frecuente desde hace varias décadas y con diversos objetivos (*e.g.* González del Tanago, 1979; Prat *et al.*, 1986; Miranda, 1887; Muñoz & Prat, 1992; Pujante *et al.*, 1995; Torralba, 1996; Alvares *et al.*, 2001), pero sólo recientemente se viene generalizando la aplicación del índice biótico BMWP, el cual corresponde a una adaptación del BMWP desarrollada por Armitage *et al.* (1983) para aguas británicas, realizada por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) y que posteriormente ha sido revisada y readaptada a aguas de la península Ibérica (Muñoz & Prat, 1992; Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor *et al.* 2003; Prat *et al.*, 2000), denominado actualmente como IBMWP Iberian Biomonitoring Working Party.

Adicionalmente, un importante aspecto en teoría ecológica de ríos, ha sido el reconocimiento de la cuenca de drenaje como unidad-área de estudio (Ward, *et al.* 2002), sintetizado en diversos modelos dinámicos que explican el flujo energético y la adaptación de las comunidades biológicas a los sistemas fluviales (Vanotte *et al.*, 1980; Cummins, 1973; Merrit & Cummins, 1996) en una estructura funcional definida, que nos obliga a considerar la cuenca como unidad de trabajo. Este estudio tuvo como objetivo realizar una primera aproximación a la calidad del agua de la cuenca del Río Palmones a través de las comunidades de invertebrados en una condición de bajo caudal.

METODOLOGÍA

El área de estudio corresponde a la cuenca hidrográfica del río Palmones, con un tamaño medio (302 km²), con una longitud aproximadamente de 42 km y que drena sus aguas a la bahía de Algeciras, estrecho de Gibraltar, donde desarrolla un importante estuario en sus últimos *ca.* 6 km. Más de la mitad de su recorrido se encuentra dentro de los límites del Parque Natural Los Alcornocales y su curso medio es regulado por un embalse. Este estudio consideró siete estaciones de muestreos las cuales se corresponden con las estudiadas por Avilés (2002), puesto que se dispone de una información de referencia respecto al comportamiento de las características físico-químicas del agua. La localización de las estaciones es presentada en la figura 1. La estación 1 y 2 se localizan antes del embalse, la estación 3 a la salida de este, la estación 4

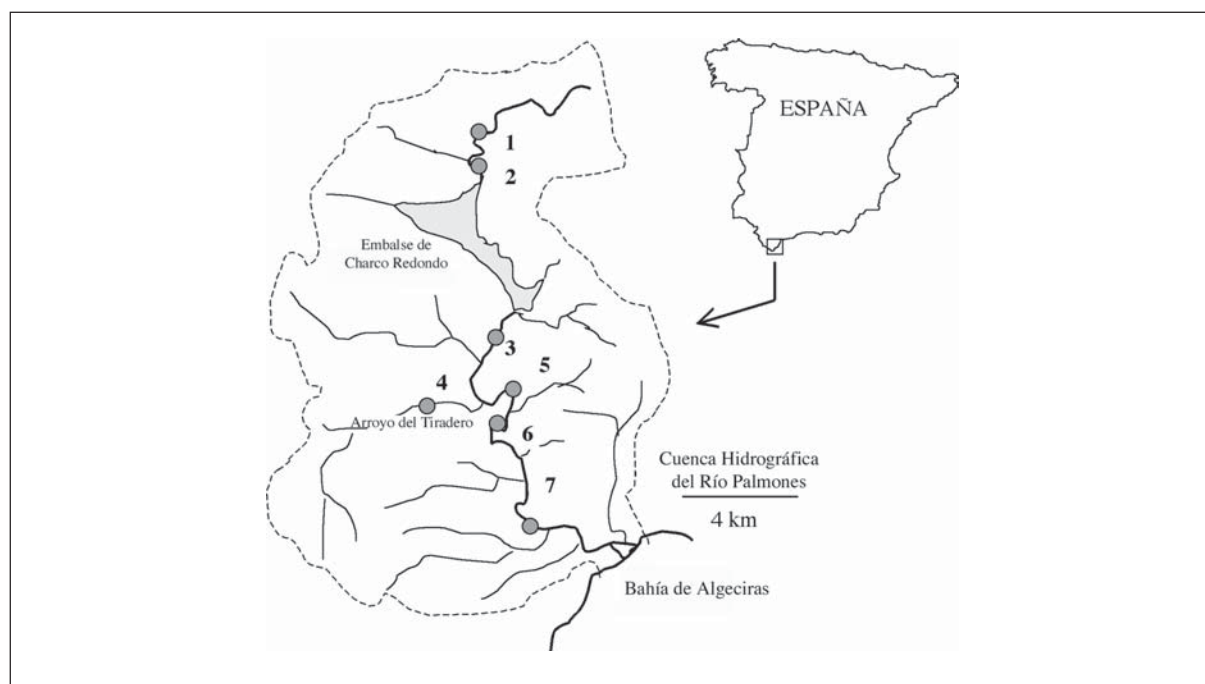


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Palmones.

corresponde a un tributario (arroyo del Tiradero), las estaciones 5 y 6 aguas abajo después de la llegada del tributario y la 7 es la última estación antes de entrar al estuario.

El muestreo fue realizado con una red de mano de 250 μ m de trama, siguiendo la metodología propuesta por Alba-Tercedor (1996) y que ha sido resumida y actualizada en el Protocolo ECOSTRIMED (Prat *et al.*, 2000). El índice se basa en la comunidad de macroinvertebrados que colonizan los diferentes hábitats fluviales y define el nivel de familias como consideración taxonómica a la cual debe trabajarse. La identificación se realizó in situ y parte de las muestras fueron fijadas (formalina 4%) y portadas al laboratorio para su posterior identificación y corrección. Para la identificación se sigue principalmente la Guía de Sansoni (2001). Elaborado el inventario de familias y asignado el puntaje de tolerancia (ver Prat *et al.* 2000), estos fueron sumados y su valor final referido a una clase determinada según la tabla 1 que expresa 5 clases de calidad ambiental. Cuando los valores se encontraban en los extremos, estos fueron asignados a dos clases de calidad por considerar que pueden corresponder a una clase intermedia.

Clase	Calidad	Valor IBWMP	Características ambientales	Color
I	Buena	>150	Aguas muy limpias,	Azul
		101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	
II	Aceptable	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy Crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Tabla 1. Transformación IBWMP en clases de calidad ambiental (Alba-Tercedor, 1996).

Paralelamente se determinaron variables físicoquímicas in situ como la temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y salinidad. También se determinó el caudal en cada estación, la cual debido al bajo flujo se realizó una estimación de la velocidad mediante un flotador que fue lanzado repetidas veces en una distancia L y promediado para obtener su valor final.

Asimismo, las estaciones fueron comparadas y agrupadas mediante un análisis de *cluster* para definir áreas con similar composición taxonómica. Para ello, se consideró el coeficiente de Jaccard, que utiliza como matriz la presencia/ausencia de las familias recolectadas por estación que fue expresado en un dendrograma de similitud. Todos los análisis se llevaron a cabo usando los programas Excell-2000 y Biodiversity Profesional Beta (McAleece, 1997).

RESULTADOS

Las variables físicoquímicas y las principales características de las estaciones de muestreo son resumidas en la tabla 2. La temperatura estuvo entre 22,4 y 28,0°C, registrando las máximas donde el río se encuentra empozado (E1) o con baja circulación como E7, esta última estación el agua se encuentra encauzada y con baja circulación por el represamiento que se produce con el material acumulado y desarrollo de juncáceas en toda su ancho. Estas mismas estaciones presentaron altos valores en saturación de oxígeno que reflejan la productividad del perifiton y fitoplancton que puede desarrollarse en esta zona. En términos de conductividad y salinidad los valores son bajos. Destaca la estación E4, la cual corresponde al arroyo

Estación	T (°C)	pH	Conduct. (µS/cm ²)	Salinid. (‰)	OD (mgL ⁻¹)	OD (%)	EH (mv)	Caudal (m ³ s ⁻¹)	Hora	V.R	Sustrato
E1	27,5	7,96	524	0,30	8,18	103,0	145	Pozas	13:15	Si	C/A
E2	24,1	7,89	416	0,24	8,83	108,9	154	0,0025	14:15	Si	C/G/A
E3	23,5	7,08	408	0,25	6,95	81,5	80	0,033	11:45	Si	G/A/F
E4	22,4	7,75	143	0,03	8,85	103,0	170	0,204	18:45	SI	C/A
E5	23,9	7,65	256	0,15	6,65	78,0	59	0,345	19:30	Si	G/A/F
E6	24,4	7,35	259	0,15	2,10	24,2	130	S/C	19:10	Si	C/A
E7	28,0	7,81	406	0,23	8,87	112,2	147	0,1377	17:15	Escaso	Cemento
Promedio	27,5	7,96	524	0,30	8,18	103,0	145	-	-	-	-

(V.R. = Vegetación de Ribera, S/C = Sin circulación, C = cantos rodados, G = grava, A = arena, F = Arena Fina/Fango).

Tabla 2. Resumen de las variables físicoquímicas determinadas por estación.

del Tiradero, un afluente del Palmones, la cual presenta aguas de muy buena calidad, con la más baja temperatura, conductividad y salinidad y elevado valor de oxígeno. Asimismo, se aprecia un buen aporte de caudal (0,2 m³s⁻¹), en relación a las otras estaciones, en términos de cantidad y calidad de agua al curso principal del río Palmones.

La tabla 3 entrega la lista de familias registradas en todas las estaciones de muestreo realizadas en la cuenca del río Palmones y las clases de calidad que se obtuvieron de acuerdo al IBWPM. Se entrega además la riqueza de familias por estación, de donde el total de las familias registradas (56), el 82,1% corresponden a insectos, mientras que los restantes corresponden a moluscos, crustáceos, acaros, oligoquetos y gusanos planos. La estación con una mayor diversidad es la estación 4 con 39 familias y es la única donde se registra los plecopteros: Perlidae, Chloroperlidae y Nemouridae; efemerópteros: Hepatogeniidae, apareciendo también los tricópteros: Leptoceridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae y Glossosomatidae. La estación de menor diversidad es la estación 7 (9 taxa).

Los resultados indican que en general la cuenca se encuentra en una buena condición biológica, con clases entre I y II en la mayoría de las estaciones, con excepción de aquellas estaciones que por el bajo caudal se encuentran empozadas como

	Familias/Estación	EST1	EST2	EST3	EST4	EST5	EST6	EST7
E	Leptophlebiidae	10	10			10	10	
E	Baetidae	4	4	4	4	4	4	4
E	Caenidae	4	4	4	4	4	4	
E	Ephemerellidae	7			7	7		
E	Heptageniidae				10			
P	Perlidae				10			
P	Leuctridae		10		10		10	
P	Chloroperlidae				10			
P	Nemouridae				7			
T	Leptoceridae				10	10	10	
T	Lepidostomatidae				10			
T	Brachycentridae				10	10		
T	Glossosomatidae				8			
T	Philopotamidae		8		8	8		
T	Psychomyidae				8		8	
T	Rhyacophilidae				7			
T	Hydroptilidae		6		6			
T	Hydropsychidae		5		5	5		
O	Aeschnidae				8			
O	Gomphidae					8		
O	Libellulidae		8					
H	Veliidae			3		3	3	
H	Hydrometridae					3	3	
H	Gerridae	3	3	3	3	3	3	3
H	Nototecnidae						3	
H	Corixidae	3		3			3	
C	Dryopidae				5			
C	Elmidae				5	5		
C	Gyrinidae			3				
C	Hydraenidae	4		5	5	5		
C	Hydrophilidae		3	3	3	3	3	
C	Dytiscidae		3	3	3	3	3	
D	Athericidae				10			
D	Dixidae		4					
D	Empididae							4
D	Simuliidae		5	5	5	5		
D	Tabanidae	4		4	4	4		
D	Tipulidae		5	5	5			
D	Ceratopogonidae	4			4			
D	Limoniidae				4	4		
D	Psychodidae				4	4		
D	Chironomidae	2	2	2	2	2	2	2
D	Culicidae						2	
Cr	Atyidae	6	6	6	6	6	6	6
Cr	Ostracoda			3			3	
M	Ancylidae	6	6	6	6	6	6	6
M	Lymnaeidae				3			
M	Physidae		3	3	3	3	3	3
M	Sphaeriidae			3		3		
	Hydracarina	4			4	4	4	
	Dugesidae		5	5	5			
	Glossiphoniidae					3	3	3
	Oligochaeta	1	1		1	1	1	1
	Puntaje Total	62	101	73	232	136	97	32
	Clase de Calidad	II-III	I-II	II	I	I	II	IV
	Numero de familias	14	20	19	39	28	22	9

Tabla 3. Diversidad de familias y clases de calidad de calidad obtenido de acuerdo al IBWPM por estación de muestro.

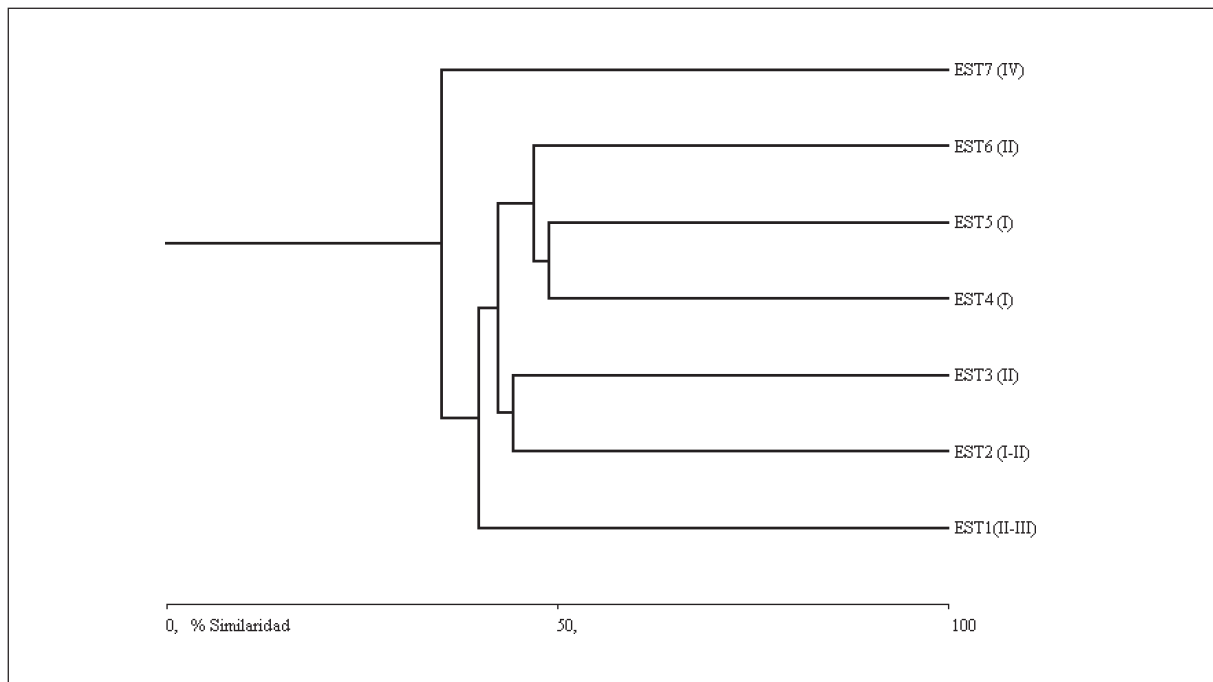


Figura 2. Ordenación de las estaciones de muestreos de acuerdo a la presencia/ausencia de las familias recolectadas (Índice de Jaccard).

es la estación 1 y en parte la estación 6, pero que a pesar de todo presentan una elevada diversidad de familias. La estación 7 se localiza casi al cierre de la cuenca, fuera de lo que es la reserva de los Alcornocales y se encuentra fuertemente modificada al encauzarse sobre una antigua represa, la que además de ser invadida por plantas juncáceas, carece de una vegetación ribereña como es el caso de las estaciones aguas arriba. Esto se expresa en una baja calidad biológica, siendo esta estación la peor evaluada (Clase IV).

La figura 2 representa el análisis de *cluster* que ha considerado la diversidad (presencia y ausencia) de familias, se ha colocado entre paréntesis el valor del IBMWP obtenido para cada estación. Aquí se puede apreciar que E-7 es la más disímil de las estaciones (34% de similitud), mientras que E-1, que se encontraba sin escurrimiento superficial se separa secundariamente del resto (40% de similitud). Las estaciones restantes agrupan a las estaciones que se encuentran en buena calidad (I y II), con dos grupos prácticamente iguales (44 y 46%), los cuales permiten distinguir a E-2 y E-3 correspondientes a las estaciones de entrada y salida de la represa y, E-4 que corresponde a aguas de excelente calidad y proviene de un tributario del río Palmones, favoreciendo con ello el curso principal como se expresa en E-5 y E-6, las que se agrupan a esta.

DISCUSIÓN

Las variables físicoquímicas analizadas se encuentran dentro de los rangos registrados para las mismas estaciones durante un periodo estival (Aviles, 2002). Este mismo autor ha seguido una serie de otras variables relativas al aporte de nutrientes y clasifica esta cuenca como eutrófica. Sin embargo, esto debe ser mirado con cuidado, puesto que en general, los cursos de agua de pendiente con abundante vegetación riparina, como se encuentra el río Palmones en casi toda su extensión, no

solo presentan, sino dependen del aporte de material orgánico alóctono al sistema y que definen las comunidades biológicas que allí se desarrollan y que caracterizan estos sistemas como heterotróficos (Vannote *et al.*, 1980; Ward *et al.*, 2002).

De hecho la única estación que presentó bajos valores de oxígeno es la estación 6, que si bien no esta empozada completamente, no presenta flujo laminar observable. Esta baja turbulencia no permite la oxigenación de las aguas pero a diferencia de las estaciones 1 y 7, no recibía una insolación directa que permitiera el desarrollo de comunidades perifíticas. Estas aumentarían la disponibilidad de oxígeno disuelto durante el día, pero llevaría a valores de anoxia intolerables durante la noche. Esta estación se presenta en clase de calidad II, indicando que no existe una disminución crítica de oxígeno por la noche, de modo que no es una estación eutrofizada que diezme todas las comunidades del bentos. Al respecto, Prat (1986) señala que bajas de oxígeno son importantes cuando se asocian a poluciones altas o moderadas.

En la evaluación realizada a través de las comunidades de invertebrados, solo la estación 7 presento una calidad crítica (IV, aguas muy contaminadas), la cual es la última estación antes del estuario y no solo se encuentra fuera del área de protección, sino que recibe una fuerte presión del núcleo de Los Barrios, además de encontrarse represado por una antigua instalación que impide las mezclas de agua dulce del río y salobres del estuario. Una visión general de la cuenca a través del IBMWP indica que existe un buen estado de la calidad biológica a pesar del bajo caudal. Solo la estación 1 presentó problemas de sequías, donde el escurrimiento superficial se redujo a pozas aisladas. Esto es muy común en ríos mediterráneos temporales (Gasith & Resh, 1999; Prat & Munne, 2000; Rhazi *et al.*, 2001) donde los grupos biológicos adaptan sus ciclos de vida de los ambientes perturbados para mantener una continua recolonización. A pesar de ello, la estación 1 fue clasificada en un estado intermedio de las clases II y III, es decir con evidencias de contaminación, sin embargo, una buena clasificación sería “con evidencias de transición” puesto que en condiciones normales de caudal se presume en una condición biológica óptima.

Si bien no existen estudios anteriores de este tipo en el río Palmones, si existen registros de grupos específicos señalados para el sector de Los Barrios, como son Plecópteros (Sánchez-Ortega *et al.*, 1987; Roperó-Montero *et al.*, 1995), Coleópteros (Lagar y Fresneda, 1990; Ribera *et al.*, 1997; Rico, 1996; Rico *et al.*, 1990) lo que permite visualizar la potencialidad de estudio por la gran diversidad que se ha señalado en estas órdenes y el aporte de este trabajo. Por otro lado, nos permite realizar inferencias sobre el estado de la cuenca del Palmones, puesto que Plecoptera ha sido reconocido como uno de los grupos más sensibles a la polución. Esto también puede verse apoyado con estudios de cuencas vecinas pertenecientes al Parque Natural Los Alcornocales sobre la diversidad de plecópteros y odonatos (Agüero *et al.*, 1998) y otra sobre una valoración faunística destacando que de 17 estaciones estudiadas a lo largo de la cuenca, todas se encuentran en buena calidad, haciendo énfasis, además, en un alto endemismo (Herrera & Ferreras, 2000).

Claro está que este trabajo no considera la evaluación de algún tipo de contaminación específica o factor que pudiera incidir en la calidad del agua, pero el desarrollo de un río dentro de un sistema natural protegido y el paso del agua por una represa pueden ser determinantes en la estructura comunitaria. La protección de la vida acuática es el principal objetivo para la preservación de la calidad del agua, y como tal, las comunidades asentadas se convierten en las principales variables a estudiar como indicadores de la calidad biológica (Guetti, 1980). Bajo este principio, los invertebrados son una buena herramienta para integrar información y la tendencia es a simplificar los métodos de evaluación.

Diferentes métodos, características y comparaciones han sido ampliamente revisadas y discutidas (Washington, 1984; Rico *et al.*, 1992; Muñoz & Prat, 1994) así como otras medidas de riqueza, diversidad, índices, relaciones (radios) y combinaciones que se basan en las comunidades de macroinvertebrados (Resh *et al.*, 1995). Por lo que no nos detendremos a discutir sobre la eficiencia del método utilizado en este trabajo, más que el alcance de ser muy simple de aplicar, no

requiere un conocimiento acabado de la taxonomía de los invertebrados más que a nivel de familia, por lo cual es una estrategia práctica para la gestión.

En conclusión, esta primera diagnosis indica una buena calidad general del sistema y un potencial de estudio, esencialmente por la alta diversidad que posee y porque plantea el objetivo de mantener el recurso acuático y lo que involucra en términos de su cuenca de drenaje, en este buen estado.

BIBLIOGRAFÍA

- AGÜERO M., A. F. Herrera & M. Ferreras (1998) Plecópteros y Odonátos de la parte superior de la cuenca del río Hozgarganta. *Almoraima*, 19:241-248.
- ALBA-TERCEDOR J., P. Jaiméz-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C. Sainz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, S. Vivas & C. Zamora-Muñoz (2003) Caracterización del estado ecológico de ríos Mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP). *Limnética* (in press).
- ALBA-TERCEDOR J. & A. Sánchez-Ortega (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Helawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR J. (1996) macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería*, II-203-213.
- ÁLVAREZ M., I. Pardo, G. Moyá, G. Ramón & A. Martínez-Taberner (2001) "Invertebrate communities in temporary streams of the island of Majorca: a comparison of catchments with different land use". *Limnética*, 20(2): 255-266.
- ARMITAGE P.D. & G.E. Petts (1992) "Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes". *Aq. Cons.: Mar. Freshw Ecos.*, 2:1-17
- ARMITAGE P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse (1983) "The use performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrate over wide range of unpolluted running-waters site". *Wat. Res.*, 17: 33-347.
- AVILÉS A. (2002) El papel del sector fluvial en la biogeoquímica del río Palmones (Los Barrios, Cádiz). Tesis Doctoral. Dpto de Ecología, Universidad de Málaga, 177 pp.
- AVILÉS A., J. Becerra, L. Palomo, V. Clavero & F.X. Niell (2000). "Distribution of different phosphorus fractions in the sediment of Palmones River (Southern Spain) During a dry season". *Limnética*, 19:31-38
- BARBOUR M.T., J. Gerritsen, D. Zinder & J.B. Stribling (1995). *Revisión to rapid bioassessment protocols for use in stream and river: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA 841/D-97-002.
- CLAVERO V., F.X. Niell & J.A. Fernández (1991). "Effects of *Nereis diversicolor* O.F. Muller abundance on the Dissolved Phosphate Exchange between Sediment and Overlying Water in Palmones River Estuary (Southern Spain)". *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 33: 193-202.
- CLAVERO V., J.A. Fernández & F.X. Niell (1992). "Bioturbation by *Nereis* sp and its effects on the phosphate flux across the sediment-water interface in the Palmones River estuary". *Hidrobiología*, 235/236: 387-392.
- CLAVERO V., J.A. Fernández & F.X. Niell (1997). "Intercambio de fosfato y adsorción por el sedimento del Estuario del Río Palmones". *Sem. Quim. Mar.*, 181-188.
- CLAVERO V., J.J. Izquierdo, J.A. Fernández & F.X. Niell (1999). "Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water". *Hydrobiologia*, 392: 55-63.
- CLAVERO V., J.J. Izquierdo, J.A. Fernández & F.X. Niell (2000). "Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water Interface In a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain)". *Marine Ecology Progress series*, 198:51-60.
- CUMMINS R.W. (1973). "Trophic relations of aquatic insects". *Annual Review Entomology*, 18: 183-203.
- FERNÁNDEZ J.A., V. Clavero, J.A. Villalobos & F.X. Niell (1997). "A non linear model of phosphate flux in the phytoplankton of a temperate eutrophic reservoir". *Hydrobiologia*, 344: 205-214.
- GALLARDO A. (2002). "Macroinvertebrados acuáticos de la red hidrográfica del campo de Gibraltar: una revisión". *Almoraima*, 27:351-36.
- GASITH A & V. Resh (1999). "Stream in Mediterranean Climate region: Abiotic influences and Biotic Responses to predictable". *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30:51-81.
- GONZÁLEZ DEL TANAGO M. (1979). "Métodos biológicos para el estudio de la contaminación y calidad biológica de los ríos". *Estudios Bol. Inf. Medio Amb.*, 9:25-29.
- GUETTI P.F. (1980). "Biological indicators of the quality of running waters". *Boll. Zool.*, 47:381-390.
- GUETTI P.F. (1997). "Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE): I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti". Agencia Provinciale per la Protezione dell' Ambiente. Provincia Autonoma di Trento. 222 pp.
- HAUER F.R. & G.A. Lamberty, Eds. (1996). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. United States of America. 674 pp.
- HELLAWELL J.M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, England. 546.
- HERRERA AF & M. Ferreras (2000). "El uso de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad en cursos de agua con una marcada estacionalidad". *Almoraima*, 19:103-113.
- HERRERA AF & M. Ferreras (2000). "Evaluación desde el punto de vista faunístico de los ecosistemas de la cuenca fluvial del río Hozgarganta en el parque natural de los Alcornocales". *Almoraima*, 23: 259-268.
- JIMÉNEZ, C.; F.X. Niell & P. Algarra (1987). "Photosynthetic adaptation of *Zostera noltii* Hornem". *Aquat. Bot.*, 26: 217-226.

- LAGAR A & J. Fresneda (1990). "Notas faunísticas y taxonómicas sobre *Hydraenidae* (Coleoptera, Palpicornia) de la Península Ibérica: descripción de nuevas *Hydraena* ibéricas". *Bull. Inst. Royal Scien. Nat. Belgique, Ent.*, 60: 149-160.
- LANG C. & O. Reymond (1995). "An improved index of environmental quality for swiss rivers base on benthic invertebrates". *Aquatic Sciences*, 57(2): 172-180.
- LÓPEZ-FIGUEROA F. & F.X. Niell (1987). "Feeding behaviour of *Hydrobia ulvae* (Pennant) in microcosms". *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 114: 153-167.
- MERRIT R.W. & K.W. Cummins (1996). "Trophic relations of macroinvertebrates". In: Hauer, R.F. & G.A. Lamberti, Eds. *Methods in Stream Ecology*, 21: 453-473.
- MIRANDA A. (1987). "Utilización de macroinvertebrados bénticos como indicadores de la calidad del agua en el río Viao-Piloña (Asturias)". *Limnética*, 3: 141-150.
- MUÑOZ I. & N. Prat (1992). "Cambios en la calidad del agua de los ríos Llobregat y Cardener en los últimos 10 años". *Tecnología del Agua*, 91: 17-23.
- MUÑOZ I. & N. Prat (1994). "A comparison between different biological water indexes in the Llobregat Basin (NE Spain)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.*
- NIELL F.X. y F. López-Figueroa (1991). "Fitofagia y coprofagia en el molusco *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Gastropoda, Prosobranchia)". *Actas V. Simp. Estud. Bent. Mar.*, (1): 119-132.
- PÉREZ-LLORENS J. L. & F. X. Niell (1990). "Emergence and submergence effects on the distributional pattern and exchange of phosphorus in the seagrass *Zostera noltii* Hornem". *Scientia Marina*, (2-3): 497-503.
- PÉREZ-LLORENS J. L. y F.X. Niell (1993). "Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem from Palmones River Estuary, Spain". *Aquatic Botany*, 46: 49-66.
- PÉREZ-LLORENS J. L., J. A. Fernández & F.X. Niell (1989). "Uso fotosintético del CO₂ a distintas temperaturas por dos morfotipos de *Zostera noltii* Hornem del Estuario del Río Palmones (Algeciras, Cádiz)". *Acuicul. Inter.*, 49-58.
- PRAT N. A. Munné, M. Rieradevall, C. Solà & N. Bonada (2000). *ECOSTRIMED Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis*. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient., 94 pp.
- PRAT N. & A. Munné (2000). "Water use and quality and stream flow in a mediterranean stream". *Wat. Res.*, 34 (15): 3876-3881.
- PRAT N., G. González & X. Millet (1986). "Comparación crítica de dos índices de calidad del agua: ISQA y BILL". *Tecnología del Agua*, 31: 33-49.
- PUJANTE A., F. Martínez-López y G. Tapia (1995). "Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los ríos próximos a la central térmica de Andorra (Teruel, España)". *Limnética*, 11(2):1-8.
- RADDUM G.G. & A. Fjellheim (2002). "Species composition of freshwater in relation to chemical and physical factors in high mountains in Soutwern Norway". *Water, Air, and Soil Pollution*, 2: 311-328.
- RHAZI L., P. Grillas, A. Mounirou & L. Tan (2001). "Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools". *Life sciences*, 324: 165-177.
- RESH V.H., R. Norris & M.T. Barbour (1995). "Design and implementation of rapid assessment for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates". *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121.
- RIBERA I., C. Hernando, P. Aguilera & A. Millán (1997). "Especies poco conocidas o nuevas para la fauna ibérica de coleópteros acuáticos (Coleoptera: Dysticidae, Hydrophilidae Hydraenidae, Dryopidae)". *Zapateri*, 7: 83-90.
- RICO E. (1996). "Distribución de lo *Elmidae* (Coleoptera: Dryopoidea) en la Península Ibérica e Islas Baleares". *Graellsia*, 52:115-147.
- RICO E., C. Pérez & C. Montes (1990). "Lista faunística y bibliográfica de los *Hydradephaga* (Coleoptera: Haliplidae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Notoridae, Dysticidae) de la Península Ibérica e islas Baleares". *Lista de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 7.
- RICO E., A. Rallo, M. A. Sevillano & M. L. Arretxe (1992). "Comparison of several biological indices based on the river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality". *Anns. Limnol.*, 28(2): 147-156.
- ROPERO-MONTERO J.M., M. P. Paz & A. Sánchez-Ortega (1995). "Composición y fenología de la fauna de Plecópteros (Insecta, Plecoptera) en el sur de España (Provincia de Cádiz)". *Boletín Asociación Española de Entomología*, 19:149-162.
- ROSENBERG D.M. & V.H. Resh (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, N.Y. 488 pp.
- SANCHEZ-ORTEGA A. & J. Alba-Tercedor (1987) "Lista faunística y bibliografía de los plecópteros (Plecoptera) de la Península Ibérica". *Lista de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 4.
- SANSONI G. (2001). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Agencia Provinciale per la Protezione dell' Ambiente. Provincia Autonoma di Trento. 4^a ed. 191 pp.
- TORRALBA M. M., F. J. Oliva, N. A. Ubero-Pascal, J. Malo & M.A. Puig (1996). "Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (S.E. España)". *Limnética*, 11(2): 49-56.
- VANNOTE R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell & C. Cushing. 1980. "The river continuum concept". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:130-137.
- WARD J.V., C. T. Robinson & K. Tockner (2002). "Applicability of ecological theory to riverine ecosystems". *Verh. Internat. Limnol.*, 28: 442-450.
- WASHINGTON H.G. (1984). "Diversity and Similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystem". *Wat. Res.*, 18:653-694.

Estudio financiado por los Proyectos AMB99-1088 y REN2002-00340/MAR del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Almoraima, 31, 2004

ESTIMACIÓN DE LA PRODUCCIÓN ÍCTICA DEL RÍO HOZGARGANTA

Rafael Benjumea Maldonado / Amadora Rodríguez-Ruiz

Lourdes Encina Encina / Victoria Rodríguez-Sánchez

Ramón Sánchez-Carmona / Irma Vela de Pablos / Carlos Granado Lorencio

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla

RESUMEN

Se ha estudiado la producción de las especies de peces en un tramo de 100 m de longitud en el río Hozgarganta durante la primavera de 2003. Los resultados destacan como especie dominante al barbo (*B. sclateri*) y en menor número a la boga (*C. willkommii*). Con una estructura poblacional consolidada, aparece una pequeña y joven población de cachuelos (*L. pyrenaicus*) y pocos individuos jóvenes de anguila (*Anguilla anguilla*) que remontan el río aguas arriba desde la desembocadura del Guadiaro.

INTRODUCCIÓN

El Parque Natural Los Alcornocales alberga posiblemente a uno de los ríos más interesantes y atractivos de nuestro país. Desde el punto de vista ecológico e ictiológico son varios los factores que hacen que el río Hozgarganta presente un especial interés para su estudio. Su localización próxima al estrecho de Gibraltar y al norte de África hace que posea unas condiciones climáticas y biogeográficas muy características. Además es uno de los pocos ríos de España y el único en Andalucía carente de regulación a lo largo de toda su trayectoria.

La cuenca del río Hozgarganta, al igual que el resto del Parque Natural Los Alcornocales, alberga una vegetación y flora de gran singularidad y con un alto valor de conservación (Garrido e Hidalgo, 2000). En ella existen excelentes bosques de ribera, prácticamente la totalidad de las formaciones riparias del centro y sur de la Península están representadas en este río (alisedas, choperas, saucedas, fresnedas, etc.). Además de esto, la escasez de estudios relacionados con la ictiofauna de la zona, justifican el desarrollo de este estudio, cuyo primer objetivo es caracterizar la comunidad piscícola que habita el río, para así poder crear las herramientas ecológicas idóneas para poder elaborar futuros planes de conservación en la cuenca del río Hozgarganta.

ÁREA DE ESTUDIO

Con una cuenca de 245 km², el río Hozgarganta recoge las aguas de las estribaciones orientales de la sierra del Aljibe. Se origina en la confluencia de las gargantas de La Saucedá y Pasada Blanca, a 160 m de altitud sobre el nivel del mar, en el noreste de la provincia de Cádiz limitando con la provincia de Málaga. La longitud total del cauce es de unos 35 km, de los que los primeros 15 discurren por una de las zonas mejor conservadas del Parque Natural Los Alcornocales. Finalmente el Hozgarganta desemboca en el río Guadiaro, a unos 6 km de su desembocadura en el mar (López-Gómez, 2000).

La estación de muestreo se encuentra aguas arriba del puente de Las Cañillas (UTM 30 S 0274368-4043260). En él encontramos zonas pocas profundas con abundantes cantos rodados (diámetro entre 65-256 mm), zonas de pozas en la cabecera del tramo y zonas intermedias con sustrato variable desde cantos rodados a arena en las orillas. La cobertura vegetal en la ribera es importante con abundante vegetación arbórea, matorral y numerosas adelfas (*Nerium oleander*).

METODOLOGÍA

El muestreo se llevó a cabo en mayo de 2003. Para la obtención de los peces se utilizó la pesca eléctrica. Se empleó un equipo de corriente continua, el cual consiste en un generador de gasolina de 3.000W de potencia, conectado a un transformador-rectificador con voltaje entre 125-380V. El amperaje final de trabajo osciló entre 0'6-0'7A y el voltaje fue de 220V.

Para poder estimar la densidad del tramo estudiado la población ha de estar cerrada, en el sentido de que no se produzcan entradas (inmigraciones y nacimientos) ni salidas (emigraciones y muertes) de individuos durante la realización del experimento (Lobón-Cerviá, 1991). Para tal efecto se acotó un tramo de 100 m de longitud con redes de luz de malla de 10 mm.

El tamaño del área de muestreo incluye el *home range* de todas las especies, así como todos los ambientes característicos del río (pozas, rápidos, tablas, etc.) asegurándonos una buena representatividad de la comunidad piscícola (CEN, 2002).

Todos los ejemplares capturados fueron identificados, se les tomaron medidas de longitud total y estándar con ictiómetros de precisión milimétrica y medidas de peso con una báscula eléctrica (precisión 0'1g) *in situ*. Posteriormente fueron liberados al medio, fuera del área acotada, salvo una muestra que fue llevada al laboratorio para su análisis posterior.

Para la determinación de la edad de los ciprínidos se utilizó el método directo de lectura de escamas. Tras ser limpiadas y montadas, se leyeron con un triquinoscopio y lupa binocular (Schreck & Moyle, 1990). Para las anguilas los resultados se cotejaron con la bibliografía (Fernández-Delgado *et al.*, 1989; Vøllestad y Naesje, 1988) para obtener los distintos grupos de edad.

El modelo de máxima probabilidad de Zippin fue el método utilizado para estimar la abundancia de peces (N). Para llevar a cabo este modelo son necesarias algunas premisas en la metodología, estas son: (i) Los peces no pueden entrar ni salir del área de estudio; (ii) el esfuerzo de pesca se mantiene constante durante todos los muestreos; (iii) todos los peces tienen la misma probabilidad de captura; esto se confirma usando un test Chi cuadrado (Bravo, 2001) (iv) la eficiencia de pesca (*p*) es constante durante todas las pasadas.

Para las estimas de biomasa y producción se utilizó la metodología de Mahon *et al.* (1979) y Ricker (1975)

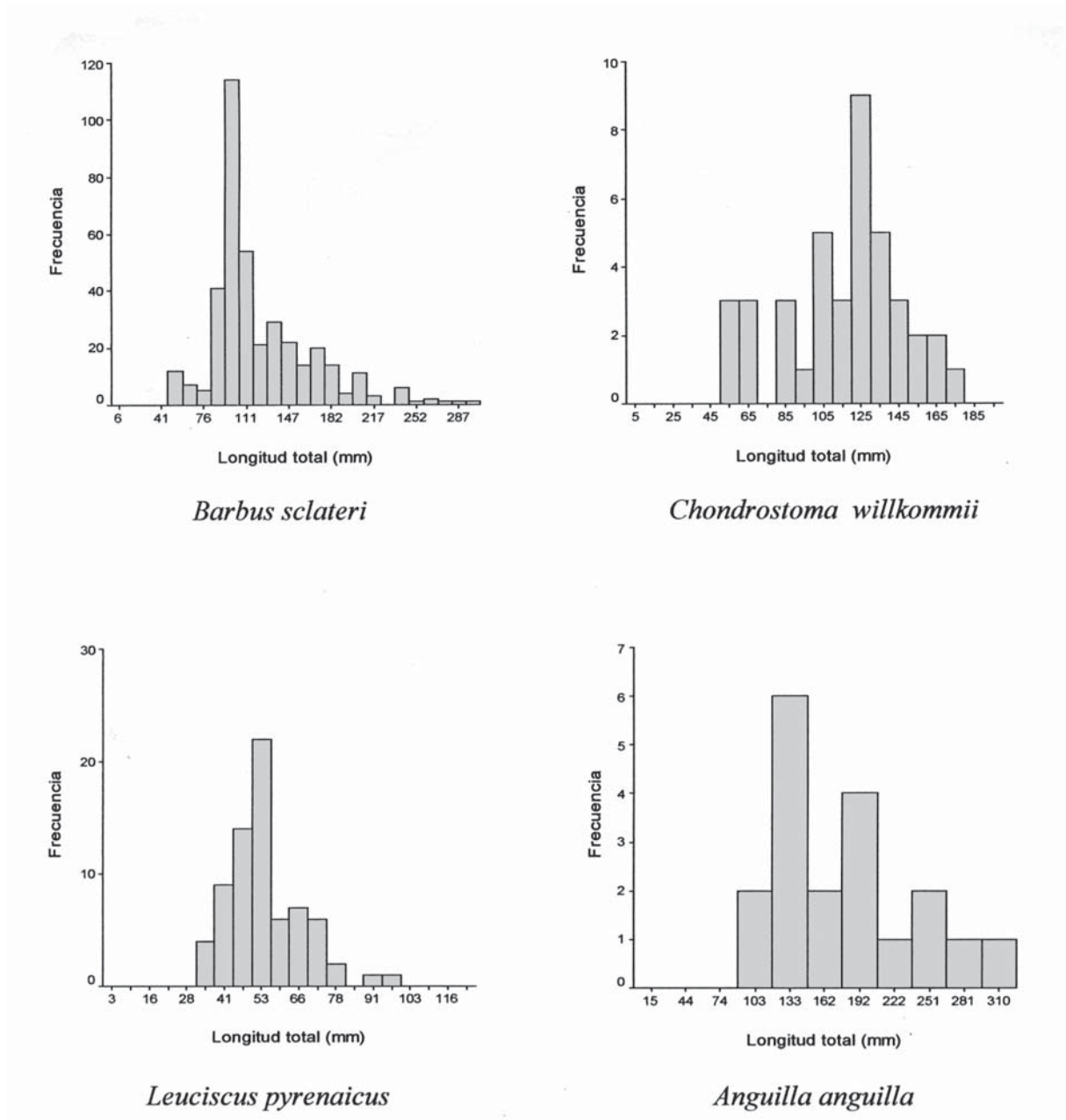


Figura 1. Estructura poblacional de las especies ícticas capturadas en el río Hozgarganta.

RESULTADOS

En el área estudiada se encontraron un total de cuatro especies de peces, todos ellas autóctonas, tres de las cuales pertenecen a la familia *Cyprinidae*, éstas son: el barbo gitano (*Barbus sclateri*) catalogado como "no amenazado", la boga del Guadiana (*Chondrostoma willkommii*) catalogada como "vulnerable" y el cacho o cachuelo (*Leuciscus pyrenaicus*) catalogado como "en peligro" en la cuenca del río Guadiaro. También se encontraron individuos jóvenes de anguila (*Anguilla anguilla*), especie catalogada como "vulnerable" (Doadrio, 2001)

Se capturaron un total de 521 peces, de los cuales el 74,1% corresponde al barbo, el 14% al cachuelo, el 7,9% a la boga y el 4% a la anguila.

Las estructuras de las poblaciones de peces capturadas durante el período de muestreo se presentan en la figura 1. La población de *B. sclateri* presenta ocho clases de edad (desde 0+ hasta 7+) correspondientes a individuos comprendidos entre los 40 y 300 mm aproximadamente. Para la boga y la anguila se han observado cuatro clases de edad comprendidas entre los 50 y 175 mm y entre los 80 y 320 mm respectivamente. Por último en el cachuelo encontramos tres clases de edad pertenecientes a individuos de entre 30 y 100 mm aproximadamente.

La relación longitud-peso de cada especie, junto con el coeficiente de regresión y las constantes *a* y *b* de las ecuaciones se presentan en la Tabla 1. Todas las especies presentan un buen ajuste, el mayor aparece en la anguila (98'8%) y el menor en el barbo (96'6%), presentando un crecimiento casi isométrico barbo y boga. La anguila es la especie que lo presenta más alométrico.

Especies	R ²	a*	b
<i>B. sclateri</i>	0'965	- 4'929	2'976
<i>L. pyrenaicus</i>	0'976	- 4'593	2'784
<i>C. willkommii</i>	0'974	- 5'057	2'976
<i>A. anguilla</i>	0'988	- 6'506	3'305

Tabla 1. Relación longitud-peso para las especies ícticas del río Hozgarganta. (* = log a)

En cuanto a la densidad y biomasa estimadas para cada clase de edad y especies se presentan en la tabla 2, el barbo es la especie que mayor número de individuos (4.012 ind/ha) y biomasa (109'49 kg/ha) presenta, siendo valores muy superiores a los de los demás. Dentro del barbo, son las clases de edad 1+, 2+ y 3+ las más importantes en cuanto a la biomasa estimada de esta especie, pero no para la densidad, la clase de edad 1+ es la de mayor densidad y biomasa en el Hozgarganta. Los individuos de la edad 7+ presentan los menores valores de densidad. En la boga la clase 2+ es la que presenta mayores valores en ambos parámetros. El cachuelo tiene la clase de edad 0+ como la más importante en densidad y biomasa. Por último, en la anguila es la clase de edad 1 la de mayor densidad de individuos, si embargo, la cuarta clase es la que mayor biomasa presenta.

Edad	<i>B. sclateri</i>		<i>C. willkommii</i>		<i>L. pyrenaicus</i>		<i>A. anguilla</i> *	
	N	B	N	B	N	B	N	B
0+	551	2'92	61	0'12	551	0'72		
1+	1958	22'91	122	1'02	192	0'63	96	0'30
2+	760	22'74	201	3'42	17	0'15	70	0'66
3+	472	25'68	44	1'65			44	1'18
4+	149	14'76					9	0'52
5+	61	9'19						
6+	44	7'53						
7+	17	3'77						
TOTAL	4012	109'49	428	6'20	760	1'50	219	2'65

Tabla 2. Densidad (individuos/ha) y biomasa (kg/ha) estimadas para clase de edad y especie. (* son grupos de edad)

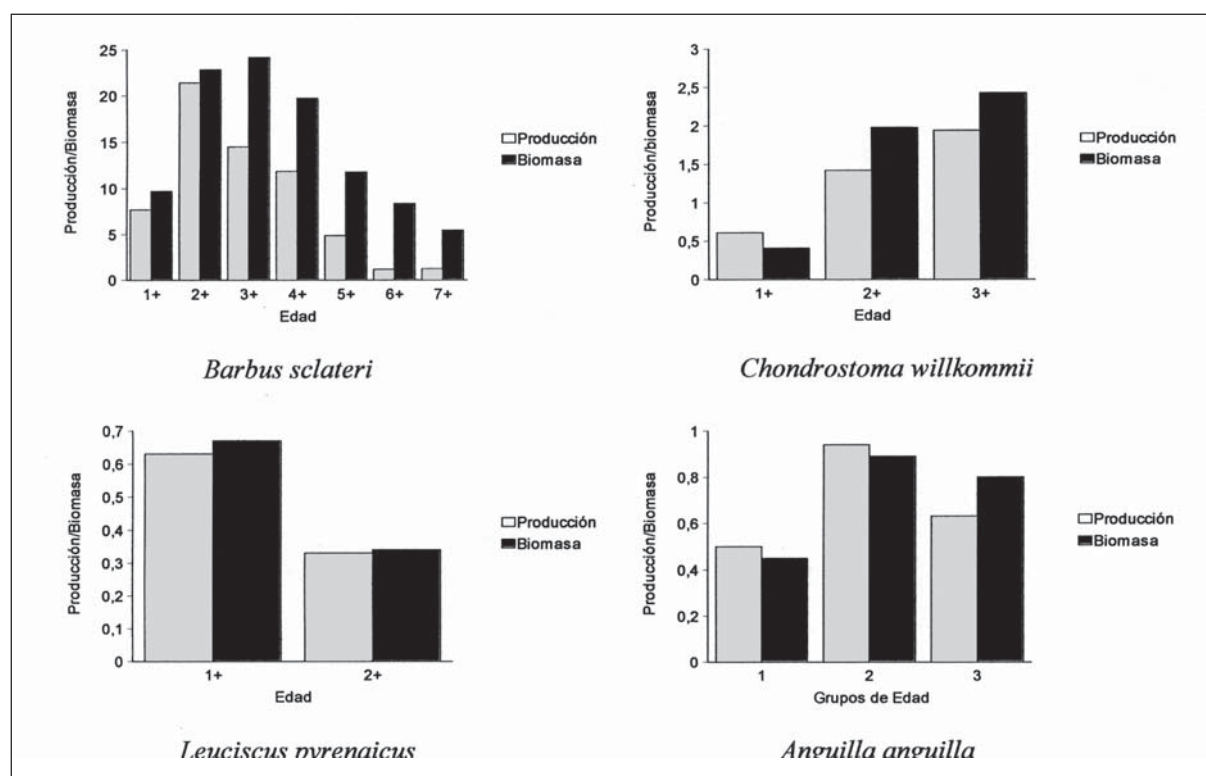


Figura 2. Producción (kg/ha*año) y Biomasa (kg/ha) por clase de edad para las especies ícticas capturadas en el río Hozgarganta.

En el barbo el tercer año de vida es el de mayor producción, 21'41 kg/ha/año (figura 2), y el cuarto el de mayor biomasa media (24'18 kg/ha), estos valores van descendiendo conforme aumenta la edad, hasta llegar al octavo año de vida donde la producción es de 1'21 kg/ha/año y la biomasa media de 5'44 kg/ha. En la boga, los valores de producción y biomasa media van aumentando con la edad. Aún así, son muy inferiores a los del barbo, como ocurre con las demás especies. En el cachuelo la producción y biomasa del segundo año de vida son ligeramente superiores a los del tercero. La anguila alcanza su cota de producción en el segundo grupo de edad (0'94 kg/ha/año), las biomazas de los grupos de edades 2 y 3 son similares y superiores a la del grupo 1.

Si observamos la biomasa media y la producción para cada especie (tabla 3), el barbo es el que tiene los valores más elevados y muy superiores a los de las demás especies. Por otro lado, el cachuelo presenta una producción muy baja (0'96 kg/ha/año). Sin embargo, a la hora de comparar las tasas de *turn over* (P/B) los valores más altos los tienen la anguila y el cachuelo en contra del barbo que es el que menor tasa de *turn over* tiene de las cuatro especies.

	<i>B. sclateri</i>	<i>C. willkommii</i>	<i>L. pyrenaicus</i>	<i>A. anguilla</i>
B	101'95	4'82	1'01	2'15
P	62'66	3'97	0'96	2'07
P/B	0'61	0'82	0'95	0'96

Tabla 3. Biomasa media (kg/ha), producción (kg/ha*año) y tasa de *turn over* (P/B) para cada una de las especies.

DISCUSIÓN

El tramo del río Hozgarganta estudiado presenta una clara dominancia del barbo sobre todas las demás especies ícticas, los valores de capturas, densidad, biomasa y producción así lo corroboran (tablas 2 y 3). Estos valores son comparables con los de otros estudios realizados en ríos de España (Lobón-Cerviá y Penczak, 1984; Lobón-Cerviá *et al.*, 1986) donde se obtienen biomásas del orden de 100 kg/ha y producciones que oscilan entre los 96 kg/ha/año y los 174'5 7 kg/ha/año. En el río Guadalete, situado en el Parque Natural de Grazalema y próximo al Hozgarganta, existen valores muy altos de estos parámetros en algunos puntos, aunque en otros aparecen biomásas de 169'50 kg/ha, próximas a la biomasa del barbo en el Hozgarganta. La producción no es tan alta como la del Guadalete, la cual oscila entre 100 kg/ha/año y 700 kg/ha/año (Rodríguez-Ruiz, 1992). La población de barbo presenta una estructura de edades sólida, sin ausencia de ninguna clase de edad. El que posea el menor valor de tasa de *turn over* es consecuencia inmediata de la estructura de poblaciones, puesto que dicho índice desciende de forma exponencial con la longevidad de la especie (Wetzel, 2001).

El cachuelo es quizá la especie más problemática del río con una producción y una biomasa realmente pequeñas. Doadrio (2001) cataloga a esta especie como "en peligro" en la cuenca del río Guadiaro, debido a la disminución del hábitat de esta especie en la zona. En el Hozgarganta aparecen muchos individuos de la edad 0+ pero, debido a una alta mortalidad, pocos alcanzan el segundo año de vida.

La boga es en densidad menor que el cachuelo, pero su estructura poblacional es más estable, sin huecos, encontrando individuos maduros sexualmente y quizá no corra tanto riesgo como la del cachuelo.

Destacar la presencia de individuos jóvenes de anguila (N=21), que remontan el río para alimentarse y alcanzar la madurez necesaria para volver al mar y reproducirse. El hecho de que el Hozgarganta sea el único río de Andalucía y uno de los pocos de España, que no se encuentra regulado en ningún punto a lo largo de su cauce, hace que encontremos en sus aguas a esta especie, que se encuentra en franco retroceso en la península Ibérica, debido principalmente a la construcción de embalses y a la sobrepesca (Elvira, 1991).

BIBLIOGRAFÍA

- BRAVO, R., M. C. Soriguer, N. Villar y J. A. Hernando. 2001. "The dynamics of fish populations in the Palancar stream, a small tributary of the river Guadalquivir, Spain". *Acta Oecologica*. 22: 9-20.
- DOADRIO, I. 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente – C.S.I.C. España. 364 pp.
- ELVIRA, B. 1991. "La anguila pide paso". *Quercus* 63: 31-35.
- EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION (CEN). 2002. *Water quality – Sampling of fish with electricity*. Informe técnico.
- FERNÁNDEZ DELGADO, C., J. A. Hernando, M. Herrera y M. Bellido. 1989. "Age and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla*, in the estuary of the Guadalquivir river (SW Spain)". *J. Fish. Biol.* 34: 561-570.
- GARRIDO, B. y R. Hidalgo. 2000. "Conservación de la biodiversidad vegetal en la cuenca fluvial del río Hozgarganta: Vegetación y Flora". *Almoraima* 23: 281-291.
- LOBÓN-CERVIÁ, J. 1991. *Dinámica de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de capturas sucesivas en la estima de abundancias*. Monografías. Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C. España. 156 pp.
- LOBÓN CERVIÁ, J., A. de Sostoa y C. Montañés. 1986. "Fish production and its relation with the community structure in an aquifer fed stream of Old Castille (Spain)". *Pol. Arch. Hydrobiol.* 33 (3/4): 333-343.
- LOBÓN CERVIÁ, J. y T. Penczak. 1984. "Fish production in the Jarama River, Central Spain". *Holarctic Ecology* 7: 128-137.
- LÓPEZ-GÓMEZ, F. J. 1999. *Itinerarios naturalistas del Campo de Gibraltar*. Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar. España. 203 pp.
- MAHON, R., E. K. Balon y D. L. Noakes. 1979. "Distribution, community structure and production of fishes in the upper Speed River, Ontario: a preimpoundment study". *Environ. Biol. Fishes* 4: 219-244.
- RODRÍGUEZ RUIZ, A. 1992. *Relación entre la comunidad íctica y la estructura del hábitat en un río de régimen mediterráneo*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. 400 pp.
- RICKER, W. E. 1975. "Computation and interpretation of biological statistics of fish populations". *Fish. Res. Board. Can. Bull* 191: 1-332.
- SCHRECK, C. B. y P. B. Moyle. 1990. *Methods for fish biology*. American Fisheries Society. Maryland. USA. 684 pp.
- VØLLESTAD, L. y T. Naesje. 1988. Reading otoliths of eels, *Anguilla anguilla* (L.), of known age from Kolderveen, The Netherlands. *Aquaculture and Fisheries Management* 19: 387-391.
- WETZEL, R. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press. San Diego. USA. 1006 pp.

EL SALINETE ('APHANIUS BAETICUS') EN EL RÍO DE LA VEGA (TARIFA): CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN Y FACTORES DE AMENAZA

Miguel Clavero / Departamento de Biología Aplicada. Estación Biológica de Doñana

Francisco Blanco-Garrido / *Antonia Rebollo* / *José Prenda* / Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública. Universidad de Huelva

RESUMEN

Las poblaciones atlánticas y mediterráneas del género *Aphanius* (fartet) han sido recientemente diferenciadas como dos especies distintas. La nueva especie descrita en la vertiente atlántica (*A. baeticus*, salinete) es un endemismo andaluz para el cuál se propone la máxima categoría de amenaza, *En Peligro Crítico* (CR), dado el alto grado de aislamiento de sus escasas poblaciones. En mayo de 2002 se localizó una nueva población de salinetes en el tramo bajo del río de La Vega (Tarifa), llevándose desde entonces un intenso seguimiento de la misma.

Los muestreos realizados han permitido acotar con claridad la distribución de la especie, que se limita a unos 500m de río, siempre en zonas de agua dulce. Durante la sequía estival el área ocupada por el salinete se limita a cuatro pozas, con una longitud conjunta inferior a 75m. La reproducción del salinete muestra un claro máximo en junio, siendo residual a principios de otoño. La población presenta densidades altas y parece estable o en crecimiento. La mayor amenaza para la nueva población la constituye el polígono industrial La Vega, actualmente en construcción, que podría tener un impacto muy severo sobre el río, especialmente sobre las pocas pozas que mantienen salinetes en verano.

Palabras clave: *Aphanius baeticus*, peces continentales, conservación, ríos mediterráneos.

INTRODUCCIÓN

El género *Aphanius* (Fam. Cyprinodontidae) incluye un conjunto de especies de peces continentales distribuidas desde la península Ibérica hasta Pakistán, con un máximo de diversidad en el Mediterráneo oriental (Villwock, 1999). La distribución del género en la península Ibérica abarca, de forma muy fragmentada, una franja costera que va desde las marismas del Guadalquivir hasta los Aiguamolls del Ampurdán (Doadrio, 2001). Tradicionalmente se ha considerado una única especie ibérica de *Aphanius* (*A. iberus*, fartet). Sin embargo recientemente se han diferenciado a nivel específico las poblaciones de *Aphanius* de la vertiente mediterránea, que quedan como *A. iberus*, de aquellas que ocupan la vertiente atlántica, pasando estas últimas a constituir la especie *A. baeticus* (Doadrio *et al.*, 2002), a la que se ha asignado el nombre común de salinete.

El salinete, como otras especies del género *Aphanius*, puede vivir a concentraciones salinas y temperaturas extremadamente variables (Oltra y Todolí, 2000; Doadrio *et al.*, 2002). Esta euricidad, junto con una rápida maduración sexual y pequeño tamaño corporal (<5cm) permiten a la especie ocupar medios muy inestables (García-Berthou y Moreno-Amich, 1999). Diversos trabajos (García-Berthou y Moreno Amich, 1991; Prenda *et al.*, en prensa) han puesto de manifiesto que la presencia de otras especies de peces es un elemento determinante en la distribución de *Aphanius*, que parece tener un desarrollo óptimo cuando aparece como la única especie íctica.

En el momento de la descripción de la especie se conocían ocho poblaciones de salinete, comprendidas entre el Parque Nacional de Doñana (Huelva) y el río Salado de Conil (Cádiz) (Moreno-Amich *et al.*, 1999; Doadrio *et al.*, 2002). Debido al reducido tamaño del área de distribución del salinete y el elevado aislamiento de sus poblaciones Doadrio *et al.* (2002) proponen que la especie sea catalogada como *En Peligro Crítico* (CR) siguiendo los criterios de la UICN. Con anterioridad a la descripción de la nueva especie, *A. iberus* fue catalogada como *En Peligro Crítico* (CR) en Andalucía (CMA, 2001) y *En Peligro* (EN) España (Doadrio, 2001).

En mayo de 2002 fueron capturados en el tramo bajo del río de La Vega (Tarifa, Cádiz) varios ejemplares de salinete (Clavero *et al.*, 2002a). La localidad con presencia de la especie más próxima a la descubierta en Tarifa se encuentra en el río Salado de Conil, estando ambas separadas por más 50 kilómetros de costa. Tras esas capturas y por el indudable interés de la especie, se inició un seguimiento de esta nueva población, que continúa en la actualidad. En este trabajo se presenta de forma detallada la distribución del salinete en el río de La Vega, algunas características de esta población y se hace un repaso de sus principales factores de amenaza.

EL RÍO DE LA VEGA

El río de La Vega es un pequeño curso de agua de apenas 13km de longitud y una cuenca con algo más de 20km² de superficie que presenta una marcada estacionalidad en su régimen de caudales, permaneciendo la mayor parte del cauce totalmente seca durante varios meses al año (Ibarra, 1993; Clavero *et al.*, 2002b). Tiene su origen en las sierras de El Cabrito y La Luna, dando al mar en la playa de Los Lances, a través de una laguna litoral a la que también desemboca el río de La Jara. Es el último de los ríos de la vertiente atlántica ibérica.

El tramo en el que se detectó la población de salinete, cercano al casco urbano de Tarifa, constituye la zona de contacto del agua dulce y el área de influencia mareal (figura 1), lo que le confiere una importante heterogeneidad ambiental, tanto espacial como temporal. Esta diversidad de medios en un espacio tan reducido (500-700m) permite la presencia de un importante número de especies de peces. Hasta 12 especies, además del salinete, se han capturado en este tramo durante los distintos muestreos realizados (tabla 1).

Nombre común	Nombre científico
Pejerrey	<i>Atherina boyeri</i>
Colmilleja	<i>Cobitis paludica</i>
Cachuelo	<i>Squalius pyrenaicus</i>
Lisa	<i>Liza sp.</i>
Lisa	<i>Chelon labrosus</i>
Pardete	<i>Mugil Cephalus</i>
Anguila	<i>Anguilla anguilla</i>
Aguja de río	<i>Syngnathus abaster</i>
Cabuxino	<i>Pomatoschistus microps</i>
Robalo	<i>Dicentrarchus labrax</i>
Lenguado	<i>Solea sp.</i>
Sargo	<i>Diplodus sargus</i>

Tabla 1. Relación de las especies de peces capturadas en el tramo bajo del río de La Vega en los distintos muestreos realizados desde marzo de 2001 a julio de 2003.

MÉTODOS

Las primeras capturas de salinetes (mayo de 2002) se realizaron por medio de pesca eléctrica (Clavero *et al.*, 2002b). En el seguimiento iniciado con posterioridad se emplearon nasas y trampas de botella. Estas trampas funcionan como pequeñas nasas que pueden colocarse en aguas muy someras (<10cm de profundidad) donde otros métodos de captura no resultan efectivos. Los salinetes fueron sexados y medidos (longitud total), siendo posteriormente liberados en el mismo lugar de su captura. Desde el descubrimiento de la población se han realizado otros seis muestreos en el tramo bajo del río de La Vega (julio-02, agosto-02, octubre-02, enero-03, mayo-03 y julio-03).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución

En agosto de 2002 se llevó a cabo un muestreo extensivo del tramo bajo del río de La Vega con trampas de botella, que se colocaron tanto en tramos de influencia mareal como en zonas de agua dulce (figura 2). Ni en ese muestreo ni en ningún otro se capturaron salinetes en aguas salobres o mareales. Durante todo el periodo de estudio se realizaron 1.554 capturas de salinete, ninguna de las cuales se produjo a conductividades superiores a 1000_S/cm.

La especie ocupa en los momentos más favorables un tramo de río con una longitud aproximada de 500m, limitado aguas abajo por la zona mareal y con una frontera clara aguas arriba, cuya superación por los salinetes no ha sido detectada (figura 2a). El tramo de río con presencia de salinete sufre de forma muy acusada la sequía estival quedando reducido a una serie de pequeñas pozas aisladas que sirven de refugio a la especie. A finales de verano toda la población del río de La Vega queda recluida en cuatro pozas que, en conjunto, forman una lámina de agua de menos de 75m de longitud (figura 2b). Es por tanto durante la época seca cuando población de salinete es más vulnerable, ya que cualquier evento que afectase a las pocas pozas en las que se refugia podría hacer desaparecer a la especie de la zona.

Crecimiento y reproducción

Las tallas de los individuos capturados mostraron nítidas variaciones a lo largo del periodo de estudio, con dos marcados mínimos en los muestreos realizados en julio (figura 3). Este patrón permite acotar el periodo de reproducción entre mayo

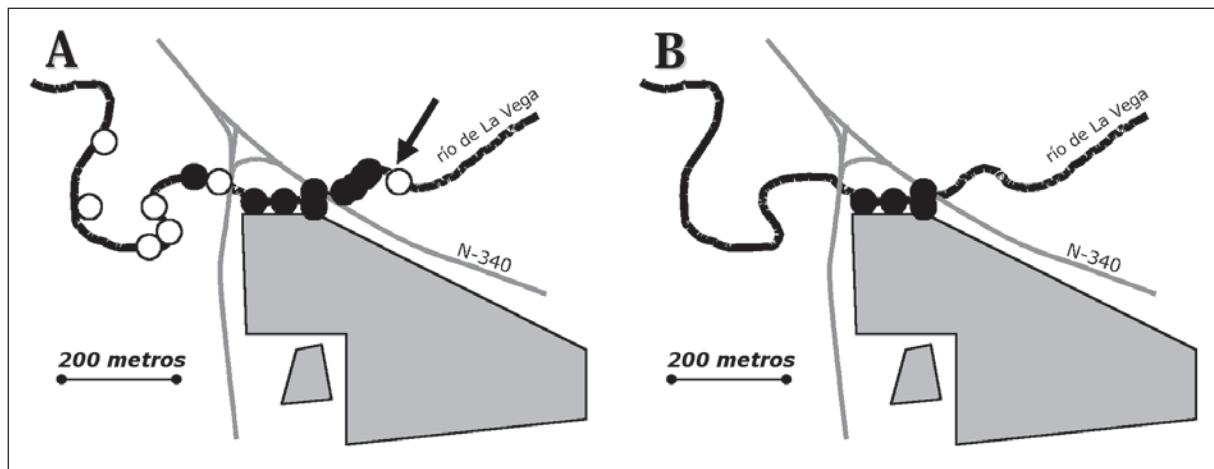


Figura 2. A) puntos muestreados dentro del área de estudio. Los círculos negros son puntos en los que se han capturado salinetes en alguna ocasión, mientras los blancos son aquellos en los que la especie no se ha localizado. La flecha indica el límite superior en la distribución de la especie. B) distribución del salinete durante los veranos de 2002 y 2003.

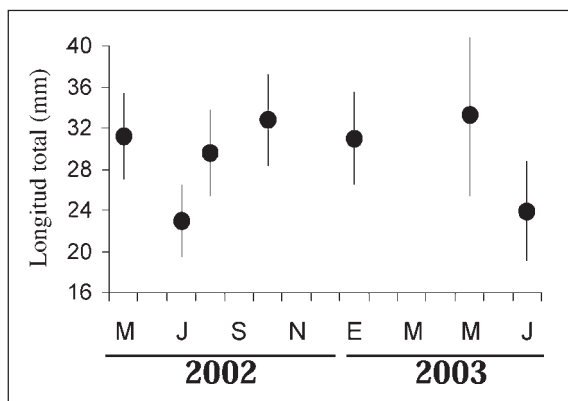


Figura 3. Evolución de la talla media (\pm desviación estándar) del salinete en los siete muestreos realizados hasta la fecha.

y julio, con un máximo en junio. En la figura 4 se muestra la evolución de la frecuencia de las distintas clases de talla. En ella se vuelve a observar con claridad la aparición masiva de individuos jóvenes en julio. En estos eventos reproductivos participan los individuos nacidos el año anterior (1+) (Doadrio *et al.*, 2002). Existe un segundo periodo de reproducción en octubre en el que participan individuos nacidos el mismo año (0+) (Doadrio *et al.*, 2002), aunque en el río de La Vega la presencia de juveniles en esta época es mucho menor que la registrada en julio (figura 4).

Origen de la población

Con anterioridad al descubrimiento de la población de salinete se habían realizado en el tramo bajo del río de La Vega cuatro muestreos combinando pesca eléctrica y nasas, durante los

cuales no se capturó ningún individuo de esta especie (Clavero *et al.*, 2002b). Desde entonces el salinete ha alcanzado elevadas densidades y la población parece estar en crecimiento, produciéndose el máximo de capturas en el muestreo de julio de 2003. Es muy improbable que la especie estuviera presente en el tramo en primavera-verano de 2001, al menos en densidades apreciables.

¿Por qué prospera el salinete en este tramo de río desde la primavera de 2002? La explicación podría encontrarse en una marea viva que, en agosto de 2001, cubrió la mayor parte de las pozas de agua dulce (ver figura 1). Este fenómeno causó la desaparición del cachuelo (*Squalius pyrenaicus*) de este tramo y una drástica reducción de la población de colmilleja (*Cobitis paludica*) (figura 5). Esta última especie ha recolonizado el tramo a partir de pequeñas pozas situadas aguas arriba, pero el cachuelo permaneció ausente hasta julio de 2003, cuando se capturó un único individuo.

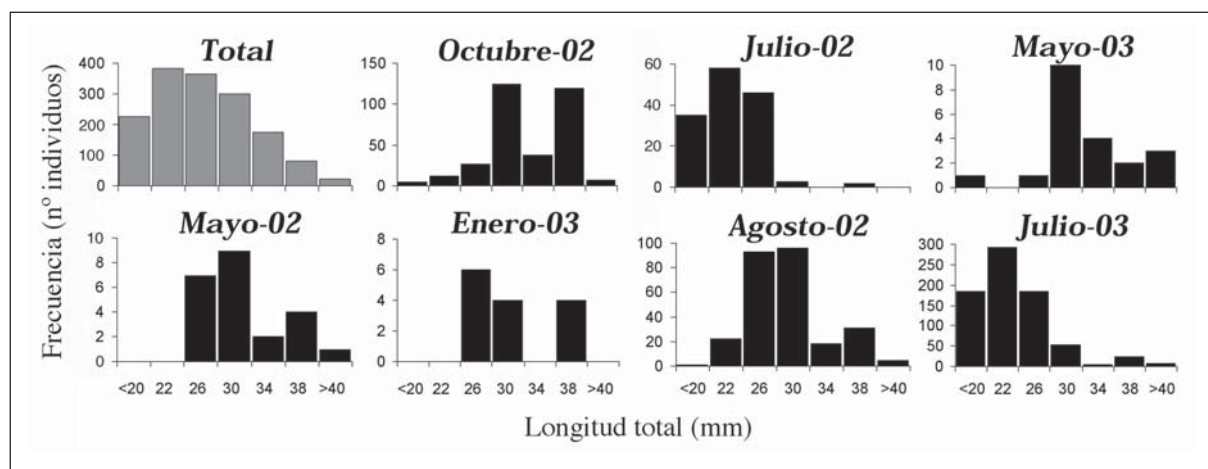


Figura 4. Frecuencia de las distintas clases de talla (en intervalos de 4mm) a lo largo del periodo de estudio.

El salinete convive mal con otras especies de peces, alcanzando sus máximas densidades en localidades en las que es la única presente (Prenda *et al.*, en prensa). Se ha sugerido que la presencia de especies de agua dulce como la gambusia (*Gambusia holbrooki*) puede ocasionar que el salinete se vea desplazado a aguas más saladas (García-Berthou y Moreno-Amich, 1991). En el caso del río de La Vega es probable que la población de salinete comenzase a crecer a partir de la extinción del cachuelo, por un proceso de liberación competitiva, gracias a la capacidad del salinete de ocupar medios extremadamente fluctuantes (García-Berthou y Moreno-Amich, 1999). El río de La Vega ofrece un escenario muy adecuado para el estudio de estos fenómenos, especialmente en previsión de una posible recuperación de la población de cachuelo.

Conservación

El salinete se encuentra en el río de La Vega en elevadas densidades y los eventos reproductivos tienen un desarrollo normal (Fernández-Delgado *et al.*, 1988; García-Berthou y Moreno-Amich, 1992). Además en La Vega la especie no convive con otras de origen alóctono, como la gambusia o el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), cuya presencia se cita a menudo como una de las principales amenazas del género *Aphanius* (Doadrio *et al.*, 2002). Sin embargo, los problemas de conservación de esta nueva población de salinete derivan de lo extremadamente restringida del área que ocupa.

La principal amenaza para la población de salinete la constituye la creación del polígono industrial La Vega, actualmente en construcción, en las márgenes del río. La zona de contacto entre el área ocupada por el polígono y el río coincide exactamente con la localización de las cuatro pozas que mantienen salinetes durante el verano (figura 2b). El pequeño

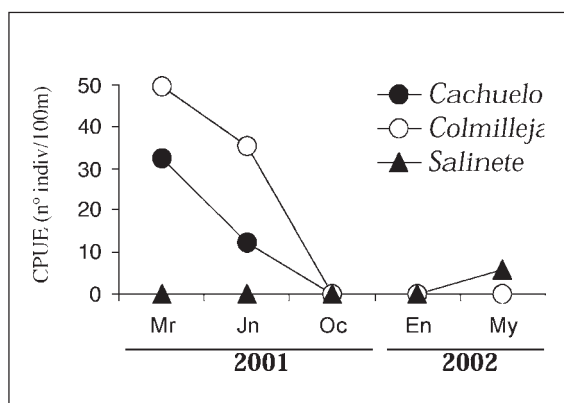


Figura 5. Evolución de las capturas (CPUE, capturas por unidad de esfuerzo) de cachuelo (*Squalius pyrenaicus*), colmilleja (*Cobitis paludica*) y salinete (*Aphanius baeticus*) mediante pesca eléctrica en el tramo bajo del río de La Vega entre mayo 2001 y mayo 2002.

tamaño éstas las hace extraordinariamente sensibles ante una obra de gran envergadura como la que se desarrolla en sus inmediaciones, con importantes movimientos de tierra a tan solo 2-3 metros del río. Si no se toman las medidas adecuadas, el nuevo polígono seguirá constituyendo una amenaza para el salinete una vez construido. En julio de 2003 pudimos comprobar que los desagües de pluviales construidos vierten directamente a las dos pozas más importantes para el salinete. En estas condiciones, cualquier vertido que se realizase durante el verano pondría en riesgo evidente a la población recientemente descubierta. Tras la puesta en funcionamiento del polígono deberán, por tanto, vigilarse de forma estricta los vertidos realizados por las empresas que se asienten en él, así como evitarse posibles tomas ilegales de agua.

BIBLIOGRAFÍA

- CLAVERO M., F. Blanco, A. Rebollo, M. Delibes y J. Prenda: "Nueva población de fartet atlántico hallada en el Campo de Gibraltar", *Quercus*, 201 (2002a), p. 12.
- CLAVERO, M., A. Rebollo, J. Valle, F. Blanco, M. Narváez, M. Delibes y J. Prenda: "Distribución y conservación de la ictiofauna continental en pequeños cursos de agua del Campo de Gibraltar", *Almoraima*, 27 (2002b), pp. 335-342.
- CMA (ed.): *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 2001.
- DOADRIO, I. (ed.): *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. CSIC -Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 2001.
- DOADRIO, I., J. A. Carmona y C. Fernández-Delgado: "Morphometric study of Iberian Aphanus (Actinopterygii, Cyprinodontiformes), with description of a new species", *Folia Zoologica*, 51 (2002), pp. 67-79.
- FERNÁNDEZ-DELGADO, C., J. A. Hernando, J. A. Herrera y M. Bellido: "Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the low reaches of the Guadalquivir river (south-west Spain)", *Freshwater Biology*, 20 (1988), pp. 227-234.
- GARCÍA-BERTHOU, E. y R. Moreno-Amich: "New records of *Aphanius iberus* (Pisces: Cyprinodontidae) and review of the geographical distribution of cyprinodontiform fishes in Catalonia (NE- Spain)", *Scientia Gerund.*, 17 (1991), pp. 69-76.
- GARCÍA-BERTHOU, E. y R. Moreno-Amich: "Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanius iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population", *Journal of Fish Biology*, 40 (1992), pp. 929-937.
- GARCÍA-BERTHOU, E. y R. Moreno-Amich: "Ecología y conservación del fartet (*Lebias iberus*) en las Marismas del Ampurdán (Cataluña)", en: M. Planelles-Gomis (ed) *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc*. Generalitat Valenciana, Valencia, 1999.
- IBARRA, P.: *Naturaleza y hombre en el Sur del Campo de Gibraltar: un análisis paisajístico integrado*. CMA, Junta de Andalucía, Sevilla, 1993.
- MORENO-AMICH, R., M. Planelles-Gomis, C. Fernández-Delgado y E. García-Berthou: "Distribución geográfica de los ciprinodóntiformes en la Península Ibérica", en: M. Planelles-Gomis (ed) *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc*. Generalitat Valenciana, Valencia, 1999.
- OLTRA, R. y R. Todolí: "Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities" *Environmental Biology of Fishes*, 57 (2000), pp. 113-115.
- PRENDA, J., M. Clavero y F. Blanco: "Los peces continentales de la provincia de Cádiz", *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* (en prensa).
- VILLWOCK, W.: "Biogeography of the cyprinodontiform fishes (Teleostei: Cyprinodontidae) of the Mediterranean region", en: M. Planelles-Gomis (ed) *Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc*. Generalitat Valenciana, Valencia, 1999.

Figura 1. Mapa del tramo del río de la Vega en el que se localizó la población de salinete. La línea discontinua marca el límite más frecuente de la zona de influencia mareal. Las dos flechas indican el nivel máximo de las mareas en 2001 y 2002. El polígono gris marca el área en la que se asienta el polígono industrial La Vega.

LA HERRIZA: LA "JOYA DE LA CORONA" DE LOS BREZALES MEDITERRÁNEOS

María José Salamanca Marín / Fernando Ojeda Copete

RESUMEN

Se ha realizado un análisis biogeográfico preliminar de los brezales de la península Ibérica a partir de 164 inventarios fitosociológicos publicados en la literatura científica. Se identificaron ocho tipos de brezales mediante técnicas multivariantes de clasificación, utilizando exclusivamente datos de presencia/ausencia de especies leñosas. Estos ocho tipos pueden reunirse en dos grandes grupos en función de sus espectros corológicos y localización geográfica: (1) brezales atlánticos o del norte y noroeste de la Península y (2) brezales mediterráneos. Uno de los tipos de brezales mediterráneos correspondió a las herrizas o brezales del estrecho de Gibraltar.

Los brezales mediterráneos tienen unos niveles de biodiversidad comparativamente más elevados que los brezales atlánticos. Dentro de los brezales mediterráneos, la herriza sobresale por sus valores elevados de riqueza de especies y, sobre todo, de taxones endémicos. Considerando que los ejemplos de herriza mejor conservados se encuentran en las sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar, los resultados de este estudio contribuyen a incrementar los ya de por sí elevados niveles de biodiversidad de este importante enclave natural.

Palabras clave: areniscas, biodiversidad, brezal, endemismo, matorral mediterráneo

INTRODUCCIÓN

Los brezales son las comunidades de plantas leñosas más representativas de la Europa atlántica. Se encuentran principalmente sobre suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes, y se asocian a la presencia de un régimen climático oceánico, con temperaturas suaves y sin periodos estivales de marcado estrés hídrico (Gimingham y otros 1979). Estos brezales europeos son poco diversos en especies vegetales, siendo el brezo *Calluna vulgaris* casi siempre la especie dominante.

La cuenca mediterránea se caracteriza por la existencia de un periodo estival seco (clima mediterráneo) y está dominada por sustratos margosos o margocalizos, de textura fina, pH neutro o básico y fertilidad relativamente elevada. Estas condiciones determinan la escasez de brezales en el conjunto de la cuenca y la abundancia de bosques y matorrales esclerófilos dominados por especies arbustivas como *Quercus coccifera*, *Olea europaea* o *Pistacia lentiscus*. Estos matorrales esclerófilos, también conocidos como "maquis" o "garriga" constituyen el paradigma de Monte Mediterráneo (Herrera 2003). Sin embargo, en el extremo occidental de la región mediterránea, concretamente en la franja occidental de la península Ibérica y el noroeste de Marruecos, pueden encontrarse brezales, brezales mediterráneos. Estos brezales se asocian a la presencia de suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes, y un régimen climático mediterráneo relativamente suavizado debido a la influencia océanica (Rivas Martínez 1979). Se caracterizan por la presencia de especies leñosas como los brezos *Erica australis* y/o *E. umbellata* y la leguminosa arbustiva *Pterospartum tridentatum*, y por la ausencia o escasa presencia de las especies esclerófilas típicas de la garriga.

En la región del estrecho de Gibraltar, el brezal mediterráneo –que aquí recibe el nombre local de herriza– constituye uno de los tipos de comunidad vegetal dominantes (Ojeda 2003). Las herrizas son brezales densos y de escaso porte que se desarrollan en las cumbres y crestas rocosas de las lomas y sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar sobre suelos derivados de areniscas silíceas oligo-miocénicas o "areniscas del Aljibe". Estos suelos son arenosos, ácidos y pobres en nutrientes, con un contenido elevado de aluminio soluble, un elemento tóxico para la mayoría de las plantas. Tienen un característico color herrumbroso debido a la abundante presencia de óxidos de hierro (de ahí el nombre de herriza).

La herriza está formada principalmente por plantas tolerantes a dichas condiciones edáficas adversas, como los brezos (*Calluna vulgaris*, *Erica australis* y *E. scoparia*), la robledilla (*Quercus lusitanica*) y algunas especies de jaras (*Cistus populifolius*, *Halimium alyssoides*) y leguminosas arbustivas (*Pterospartum tridentatum*, *Stauracanthus boivinii*, *Genista tridens*). Encontramos también otras especies, como el atrapamoscas (*Drosophyllum lusitanicum*), menos abundantes, pero que constituyen auténticas joyas botánicas por su rareza geográfica, algunas de ellas restringidas exclusivamente a las herrizas de ambos lados del Estrecho (e.g. *Satureja salzmannii*, *Bupleurum foliosum*). La herriza se caracteriza además por la práctica ausencia de árboles, no sólo como consecuencia de la pobreza y escasez de los suelos sino también por la exposición de las cumbres a los fuertes vientos de Levante, muy frecuentes en esta región.

Estudios anteriores han puesto de manifiesto el elevado valor biológico de la herriza, tanto por sus niveles notables de diversidad y endemismo (Ojeda y otros 1996; 2000), como por la singularidad de sus patrones de biodiversidad, en comparación con el brezal atlántico europeo y con la garriga mediterránea (Ojeda y otros 2001) y se ha considerado como paradigma del brezal mediterráneo (Ojeda 2003). Sin embargo, aún queda por saber si estos patrones y niveles de biodiversidad son superiores al del resto de brezales Mediterráneos, como consecuencia de sus peculiaridades edáficas, climáticas e históricas (Ojeda y otros 2001).

En este trabajo presentamos un análisis biogeográfico preliminar de los brezales de la península Ibérica cuyo objetivo es tratar de responder dos cuestiones específicas: 1) ¿Puede la herriza diferenciarse florísticamente dentro del conjunto de brezales mediterráneos?; y 2) ¿Son los niveles de diversidad y endemismo de la herriza comparativamente más elevados

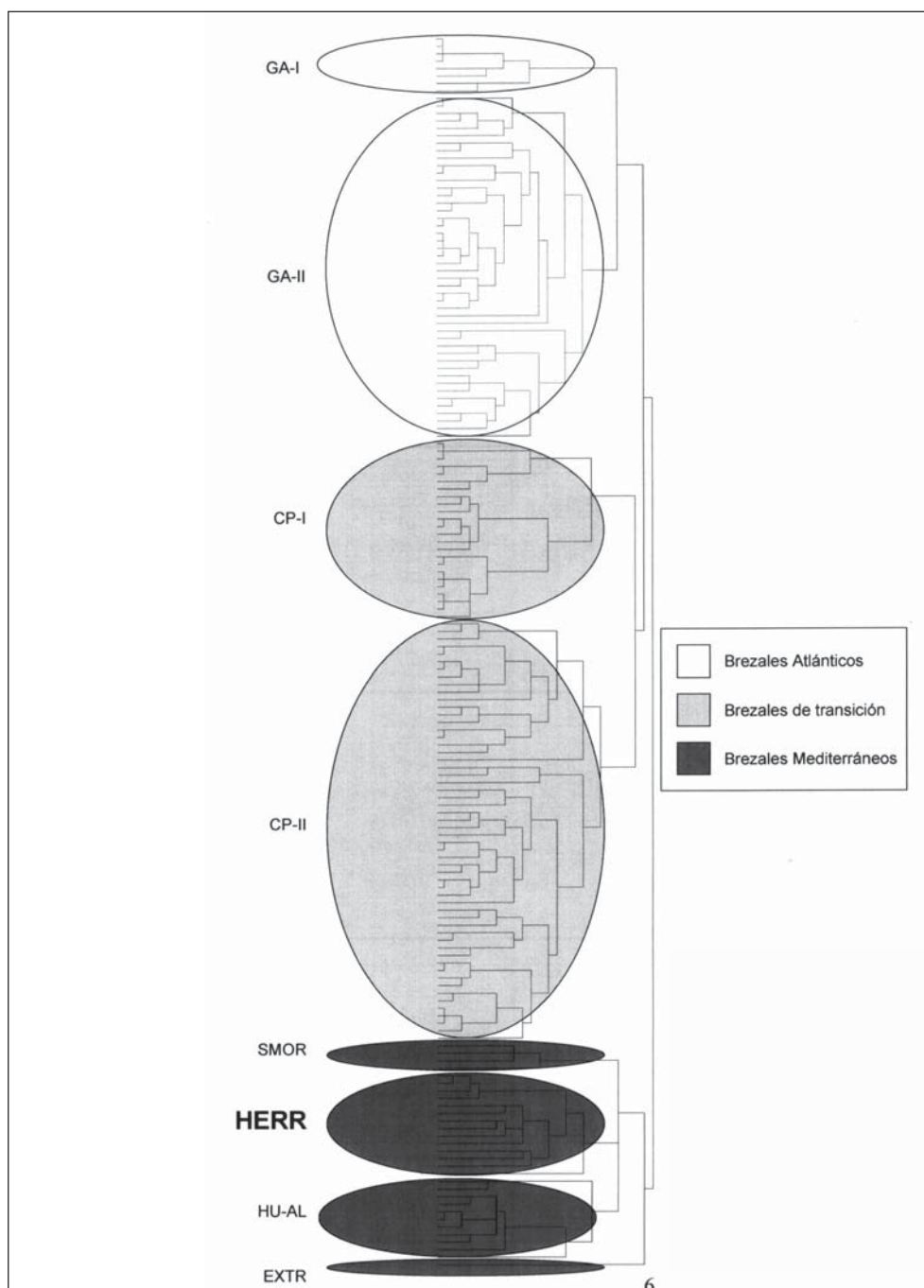


Figura 1. Dendrograma resultado del análisis de clasificación de las 164 muestras de brezal de la península Ibérica. **GA-I:** brezales gallego-litorales; **GA-II:** brezales gallegos y asturianos; **CP-I:** brezales carpetano-ibérico-leoneses I; **CP-II:** brezales carpetano-ibérico-leoneses II; **SMOR:** brezales de Sierra Morena; **HERR:** brezales del estrecho de Gibraltar (*herrizas*); **HU-AL:** brezales de la sierras de Huelva y el Algarve portugués; **EXTR:** brezales extremeños.

que los del resto de brezales de la península Ibérica? La finalidad de este estudio es resaltar más, si cabe, el elevado valor biológico de uno de los tipos de vegetación más singulares de la península Ibérica, la herriza, y que ello constituya un estímulo para la necesaria elaboración de estrategias que posibiliten su conservación.

MÉTODOS

Clasificación de los brezales de la península Ibérica

Para llevar a cabo este estudio se ha confeccionado una matriz de presencia/ausencia de especies leñosas en 164 muestras de brezales de la península Ibérica a partir de inventarios fitosociológicos publicados en la literatura científica (Rivas Martínez 1979; Pérez-Latorre y otros 1993; Pérez-Latorre y Andrés 1999). No se han tenido en cuenta categorías taxonómicas inferiores a la especie.

Dicha matriz florística fue sometida a un análisis de clasificación de conglomerados jerárquicos basado en el método de vinculación intergrupo. La medida de distancia utilizada para llevar a cabo la clasificación fue el índice de Dice, una medida de similitud para datos binarios (presencia/ausencia) que no tiene en cuenta las ausencias conjuntas, pero concede valor doble a las presencias conjuntas. Este procedimiento permite la construcción de un dendograma o árbol de clasificación de las 164 muestras en tipos de brezales en función de su composición florística.

Patrones biogeográficos. Diversidad. Endemismo

Hemos considerado tres elementos corológicos: endémico, mediterráneo y eurosiberiano, en los que se han incluido las especies leñosas presentes en los inventarios en función de su distribución geográfica. Dicha distribución geográfica se obtuvo a partir de la información corológica obtenida en floras estándar (Valdés y otros 1987; Castroviejo 1990-2000; Tutin y otros 1968-80). El elemento endémico incluye especies con distribución geográfica restringida, a grandes rasgos, al suroeste de la península Ibérica y noroeste de Marruecos o al cuadrante noroccidental de la península Ibérica. El elemento mediterráneo incluye especies distribuidas por parte o toda la cuenca mediterránea. Aquí se incluyen también especies de distribución mediterránea y macaronésica (Islas Canarias, Azores, Madeira y/o Cabo Verde). Por último, el elemento eurosiberiano engloba especies que extienden su área de distribución por la Europa atlántica y/o septentrional.

A partir de esta información se determinaron los patrones biogeográficos de abundancia relativa de cada uno de los elementos corológicos en los distintos tipos de brezales definidos por el análisis de clasificación.

Por último, se obtuvieron los valores medios del número absoluto de especies y del número de especies endémicas por muestra de brezal con el fin de realizar comparaciones de los niveles de diversidad y endemismo en cada uno de los tipos de brezales.

RESULTADOS

A partir del análisis de clasificación, las 164 muestras de brezales de la península Ibérica se agruparon en ocho tipos de brezal (figura 1). Éstos se reúnen a su vez en dos grandes grupos de brezales: (a) Brezales mediterráneos y (b) Brezales atlánticos y de transición (figura 1). En la figura 2 se muestra la localización geográfica de los ocho tipos de brezal. La ausencia virtual de brezales en la región extremeña y en Portugal no se corresponde con la realidad; es un artefacto metodológico debido a la escasez de muestras de estas regiones en la literatura científica consultada.

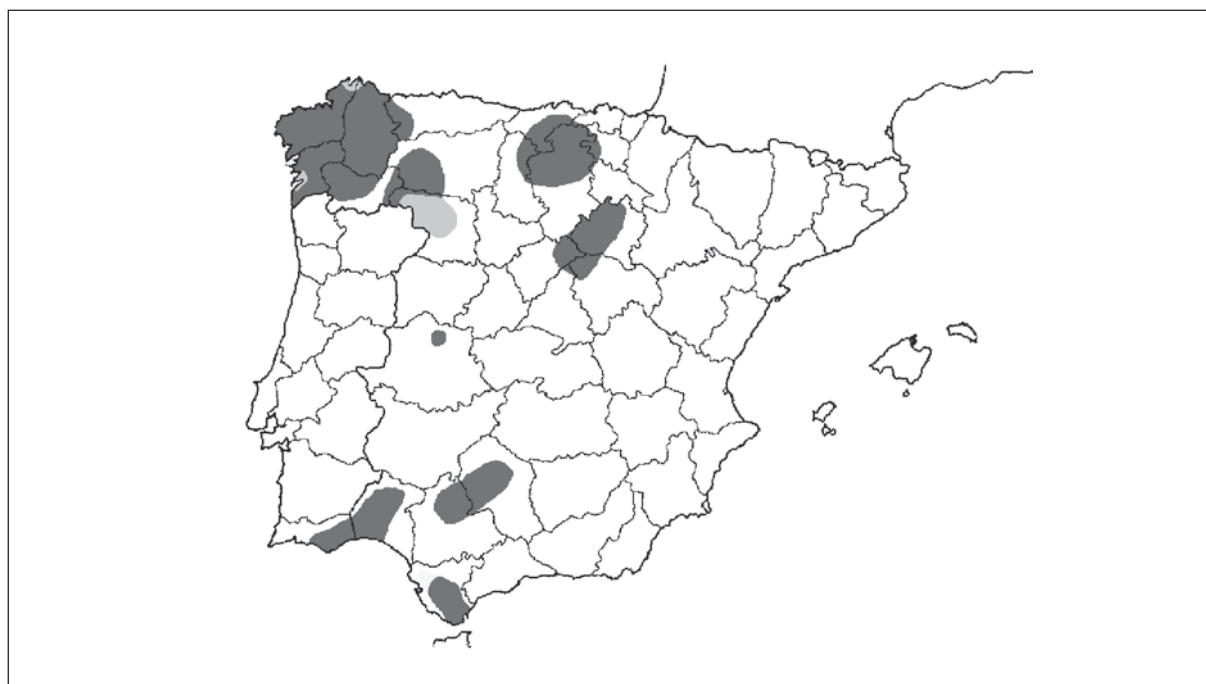


Figura 2. Localización geográfica de los ocho tipos de brezales (las manchas claras son sólo para contrastar tipos de brezal adyacentes; siglas como en figura 1).

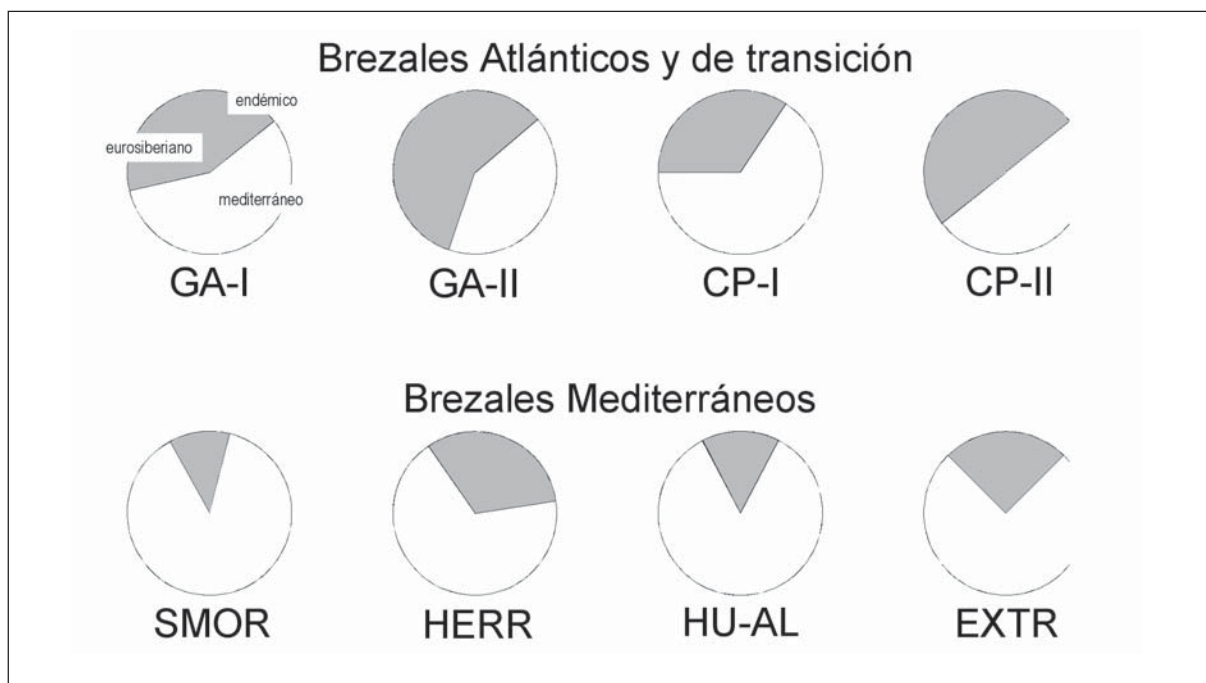


Figura 3. Proporción de los elementos endémico, mediterráneo y eurosiberiano en los ocho tipos de brezales (siglas como en figura 1).

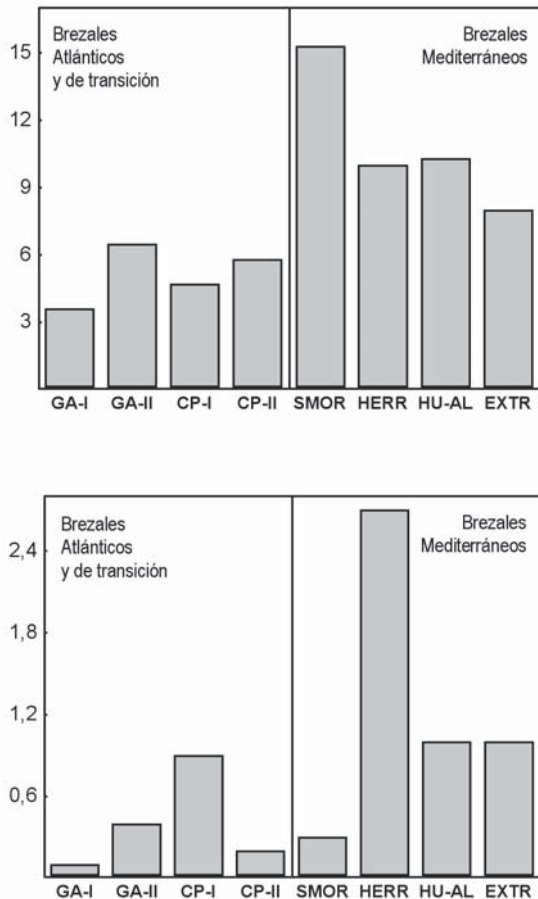


Figura 4. Valores medios de riqueza de especies y número de especies endémicas del componente arbustivo de los ocho tipos de brezales (siglas como en figura 1).

y por la singularidad de sus patrones de biodiversidad mediterránea (Ojeda y otros 1996; 2000;2001). En todos estos estudios, la herriza fue el ejemplo de brezal mediterráneo en la comparación con otros tipos de vegetación. Sin embargo, ¿destacaría la herriza también dentro del conjunto de brezales mediterráneos?

Aunque los resultados de este estudio deben ser tomados con cierta cautela debido a restricciones metodológicas (véase más arriba), puede afirmarse que la herriza es efectivamente un tipo de brezal mediterráneo y que, como el resto, sus valores de diversidad de especies leñosas es superior al de los brezales atlánticos, tanto ibéricos como del resto de Europa (Ojeda y otros 1996).

Sin embargo, dentro del conjunto de brezales ibéricos, la herriza destaca por sus niveles comparativamente mucho más elevados de endemismo. Podemos incluso aventurar que la herriza parece también destacar frente al resto de brezales por la singularidad de sus patrones de endemismo. Las especies endémicas restringidas tanto del brezal extremeño como de los brezales atlánticos son genisteas (leguminosas arbustivas) y en su mayoría asociadas a brezales de media-alta montaña (e.g. *Genista carpentana*, *G. sanabrensis*). Es decir, el patrón de endemismo de estos brezales es fundamentalmente

Como cabría esperar, los brezales atlánticos y de transición mostraron una mayor presencia relativa del elemento eurosiberiano que los brezales mediterráneos, mientras que estos últimos destacaron por la presencia dominante del elemento mediterráneo (figura 3). Respecto al elemento endémico, no hubo grandes diferencias en los valores medios entre ambos grandes grupos de brezales. Sin embargo, cabe destacar la relativa escasez de especies endémicas en los brezales de Sierra Morena y, sobre todo, la abundancia del elemento endémico en la herriza, donde éste alcanza los niveles más elevados de los ocho tipos de brezal (cercaos al 25%, figura 3).

Los brezales atlánticos y de transición, con una media de 5,2 especies leñosas por muestra de brezal, se caracterizan por una menor diversidad que los brezales mediterráneos (media de 10,9 especies leñosas por muestras de brezal) (figura 4). Los brezales de Sierra Morena son los que presentaron los niveles de diversidad más elevados (figura 4).

En cuanto al endemismo, no hubo diferencias claras entre ambos grandes grupos de brezales si excluimos la herriza, cuyos niveles medios de endemismo fueron al menos tres veces superior que el de el resto de brezales ibéricos (figura 4).

DISCUSIÓN

Estudios anteriores han puesto de manifiesto el brezal mediterráneo como un tipo particular de vegetación en la cuenca mediterránea, destacable frente al brezal atlántico europeo y a la garriga por sus niveles elevados de diversidad y endemismo

orográfico, a diferencia de la herriza, donde el patrón es claramente edáfico (asociado a las areniscas del Aljibe). Además, el elemento endémico de la herriza incluye representantes de familias diversas, además de las leguminosas (e.g. *Stauracanthus boivinii*, *Genista tridens*, *Teline tribracteolata*), como umbelíferas (*Bupleurum foliosum*), labiadas (*Satureja salzmanii*) o drosofiláceas (*Drosophyllum lusitanicum*), entre otras. Muchas de estas especies extienden su área de distribución a otros brezales del suroeste de la Península, sobre todo por la sierras de Huelva y el Algarve, alcanzando el centro de Portugal y norte de Extremadura (e.g. *Drosophyllum lusitanicum*, *Genista tridens*) aunque con niveles de abundancia mucho menores. Sin embargo, otras son endémicas exclusivas de la región del estrecho de Gibraltar (*Bupleurum foliosum*, *Satureja salzmanii*, Ojeda 2003).

Así pues, si el brezal mediterráneo es un tipo de vegetación destacable en el conjunto de la cuenca mediterránea, los niveles elevados de endemismo y la naturaleza singular de este endemismo, asociado a las areniscas del Aljibe, hacen de la herriza la "joya de la corona" del brezal Mediterráneo.

Los ejemplares mejor conservados de herriza los encontramos englobados dentro del Parque Natural Los Alcornocales y, en menor medida, en algunas zonas del norte de Marruecos (e.g. Jbel Bouhachem). Sin embargo, como ya se ha dicho anteriormente en este y otros foros (Ojeda 2002, 2003) la herriza permanece virtualmente ignorada o infravalorada tanto en estudios científicos de evaluación de la biodiversidad como en planes de gestión y conservación de la flora y vegetación, tanto en el ámbito europeo, regional como incluso local.

Esperamos que los resultados presentados en este estudio preliminar sirvan como estímulo para la elaboración de estudios más sólidos encaminados a poner de manifiesto el valor biológico de la herriza como primer paso para su consideración recuperación y conservación.

BIBLIOGRAFÍA

- GIMINGHAM, C.H., S. B. Chapman y N. R. Webb. *European heathlands*. En: R. L. Specht (ed.). *Heathlands and related shrublands. Descriptive studies*, pp. 365-413. Ecosystems of the World 9A. Elsevier, Amsterdam, 1979.
- HERRERA, C.M. (ed.). *El Monte Mediterráneo en Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla, 2003 (en prensa).
- OJEDA, F. "La Herriza: La Cenicienta del Parque Natural", *Almoraima*, 27 (2002), pp. 145-148.
- OJEDA, F. "El brezal mediterráneo o herriza. Otra joya botánica del Parque Natural Los Alcornocales", *Investigación y Ciencia*, 317 (2003), pp. 35-37.
- OJEDA, F., T. Marañón y J. Arroyo. "Patterns of ecological, chorological and taxonomic diversity on both sides of the Strait of Gibraltar", *Journal of Vegetation Science*, 7 (1996), pp. 63-72.
- OJEDA, F., T. Marañón y J. Arroyo. "Plant biodiversity in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account", *Biodiversity and Conservation* 9 (2000), pp. 1323-1343.
- OJEDA, F., M.T. Simmons, J. Arroyo, T. Marañón & R.M. Cowling. "Biodiversity patterns in South African fynbos and Mediterranean heathland", *Journal of Vegetation Science*, 12 (2001), pp. 867-874.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. "Brezales y jarales de Europa Occidental", *Lazaroa*, 1 (1979), pp. 16-119.
- PÉREZ-LATORRE, A.V. y V. Andrés. "Vegetación del Parque Natural de los Alcornocales", *Acta Botánica Malacitana*, 24 (1999), pp. 133-184.
- PÉREZ-LATORRE, A.V., J. M. Nieto y B. Cabezudo. "Contribución al conocimiento de la vegetación de Andalucía. II. Los alcornocales". *Acta Botánica Malacitana* 18 (1993), pp. 223-258.
- VALDÉS, B., S. Talavera y E. Fernández-Galiano. *Flora Vascular de Andalucía Occidental*, 3 vols. Ketres, Barcelona, 1987.
- CASTROVIEJO, S. (coord.). *Flora Iberica*, 8. vols. (obra no terminada). CSIC, Madrid, 1990-2000.
- TUTIN, T. G., V. H. Heywood, N.A. Burges, D. M. Moore, D. H. Valentine, S. M. Walters y D. A. Webb (eds). *Flora Europaea*, 5 vols. Cambridge University Press, Cambridge, 1968-1980.

Almoraima, 31, 2004

TASAS DE FOTOSÍNTESIS EN PLÁNTULAS DE ALCORNOQUE Y ROBLE EN DISTINTOS MICROSITIOS DENTRO DEL SOTOBOSQUE

José Luis Quero / Teodoro Marañón / Rafael Villar

Area de Ecología, Universidad de Córdoba

Dpto. Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada
IRNA, CSIC

RESUMEN

La mayoría de las repoblaciones forestales se realizan en zonas con poca cobertura vegetal, y, cuando la hay, normalmente se elimina para facilitar las labores de repoblación y para eliminar la competencia por otras plantas. Sin embargo, en algunos estudios se ha comprobado el efecto beneficioso de una cubierta vegetal sobre el crecimiento y supervivencia de las plántulas. Estos efectos podrían venir determinados por diferencias en la tasa de fotosíntesis y en la eficiencia del uso del agua (cociente entre tasa de fotosíntesis y tasa de transpiración). Por ello, hemos estudiado las tasas de fotosíntesis y transpiración y la eficiencia en el uso del agua para dos especies que se distribuyen en el Parque Natural Los Alcornocales: el alcornoque (*Q. suber*) y el roble melojo (*Q. pyrenaica*) en tres condiciones distintas: en zonas descubiertas, en zonas bajo cubierta arbórea y en zonas con cubierta densa de bosque. Las intensidades luminosas para las tres zonas fueron muy distintas entre sí, siendo, como cabía esperar, altas en los sitios abiertos, intermedias en los sitios con cubierta arbórea y muy bajas en los de zonas con cubierta de bosque. La respuesta de la tasa de fotosíntesis a la luz fue muy similar para las dos especies y tratamientos, aunque se encontraron diferencias significativas en el punto de compensación a la luz (la luz necesaria para que la ganancia de carbono por fotosíntesis equilibren las pérdidas por respiración). El punto de compensación disminuyó desde los microsítios abiertos a los que estaban bajo cubierta densa de bosque. La respuesta de la fotosíntesis a la luz muestra que para las dos especies una radiación mayor de $600 \mu\text{mol m}^{-2} \text{seg}^{-1}$ determina un descenso en la tasa de fotosíntesis (por fotoinhibición), por lo que en las zonas abiertas, este fenómeno se puede producir mucho más a menudo, determinando una menor ganancia de carbono para esas plantas. La ganancia de carbono diaria fue similar entre las plantas de los microsítios abiertos y con cubierta arbórea, y muy pequeña para las plantas de los microsítios de bosque cerrado, debido a la escasa luz que reciben. La eficiencia en el uso del agua nos muestra que las plantas en los microsítios con cubierta arbórea son las más eficientes, esto junto al hecho de que tienen una ganancia de carbono alta, nos sugiere que son los microsítios mejores para la regeneración de las plántulas de estas dos especies.

Palabras clave: *Quercus suber*, *Q. pyrenaica*, respuesta a la luz, fotosíntesis, ecofisiología.

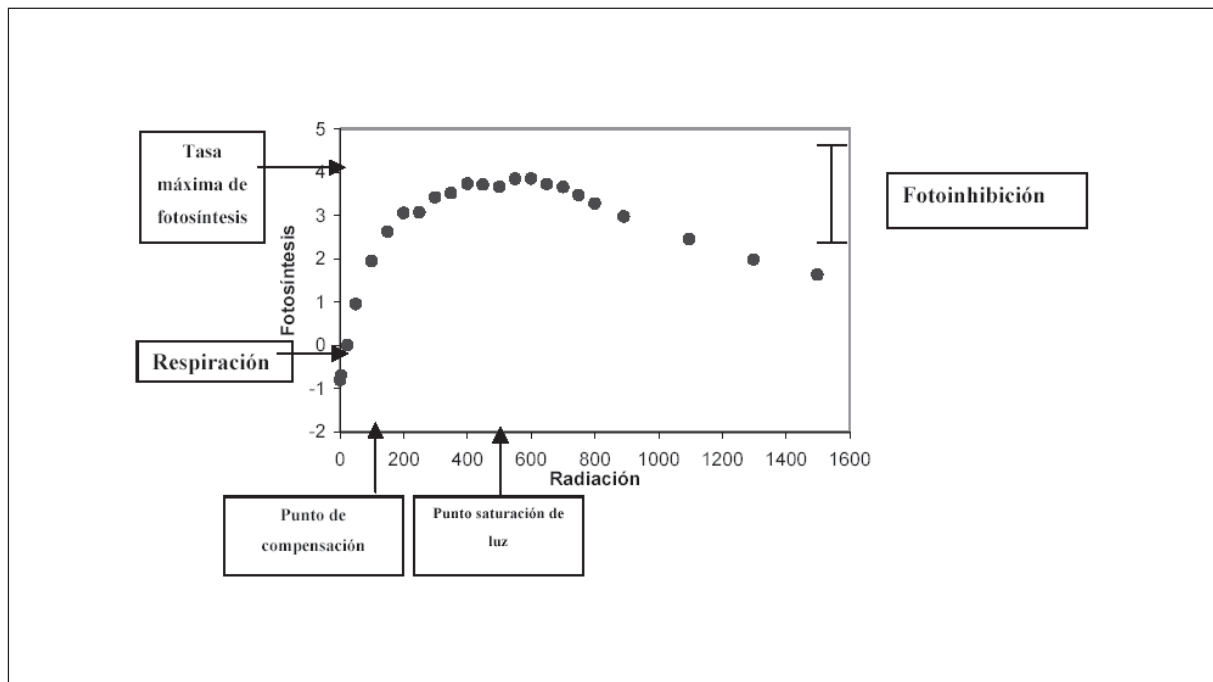


Figura 1. Respuesta de la tasa de fotosíntesis neta (mmoles CO₂ m⁻² s⁻¹) con la radiación (mmoles de fotones m⁻² s⁻¹) y los parámetros que se obtienen de esta respuesta que nos informan del estado de la planta.

INTRODUCCIÓN

La heterogeneidad ambiental es un elemento clave en la regeneración de la vegetación (Harrington, 1999), sin embargo este hecho ha pasado inadvertido en los planes de restauración, ya que la mayoría de las repoblaciones forestales se acometen con un manejo previo, eliminando la cobertura vegetal, con el fin de facilitar las labores de repoblación y suprimir la competencia por otras plantas, aunque esto traiga como consecuencia una superficie homogénea de repoblación, lo que ha originado importantes fracasos (Chaparro y Esteve, 1996). Por el contrario, en algunos estudios realizados en el ambiente mediterráneo se ha comprobado el efecto beneficioso de la cobertura vegetal sobre el crecimiento y la supervivencia de las especies (Castro *et al.*, 2002). Este ventajoso efecto puede venir determinado por diferencias en la tasa de fotosíntesis y en la eficiencia en el uso del agua, definida como el cociente entre la tasa de fotosíntesis y la tasa de transpiración. La tasa de fotosíntesis depende básicamente de las condiciones de temperatura y luz (Lambers *et al.*, 1998). Así por ejemplo, ambientes con alta radiación y temperatura, propios de zonas mediterráneas desprovistas de vegetación, pueden provocar una reducción en la eficiencia de la conversión fotoquímica de luz en biomasa, fenómeno conocido como fotoinhibición (Valladares, 2001a). Por ello, en este trabajo hemos estudiado las tasas de fotosíntesis, transpiración y eficiencia en el uso del agua, de dos especies de *Quercus* (*Q. suber* y *Q. pyrenaica*) que se distribuyen en el Parque Natural Los Alcornocales, en distintos ambientes lumínicos. Este estudio puede aportar información sobre el ambiente más adecuado para las plántulas, de cara a futuros planes de restauración del bosque mediterráneo.



Figura 2. Detalle de la cámara del IRGA (siglas en inglés de "infrared gas analyzer") donde se introduce la hoja para detectar el intercambio gaseoso de CO_2 y H_2O (Foto, T. Marañón).

LA FOTOSÍNTESIS Y LA TRANSPIRACIÓN SON DOS PROCESOS INSEPARABLES

La cantidad de CO_2 asimilada por la hoja por unidad de tiempo y superficie de hoja se define como la tasa de fotosíntesis, mientras que la cantidad de vapor de agua que la planta libera al medio por unidad de tiempo y superficie de hoja es la tasa de transpiración. Tanto la entrada de CO_2 como la salida de agua se produce a través de los estomas. Se podría decir que la pérdida de agua es una consecuencia irremediable ligada a la necesidad de captar CO_2 (Yu *et al.*, 2001). Si la planta sufre estrés hídrico podría cerrar los estomas pero tendría la consecuencia negativa de no captar CO_2 y por tanto no fijar la energía luminosa. Por ello, las plantas tienden a equilibrar ambos procesos y a optimizar la ganancia de carbono con la menor pérdida de agua posible. Para tener una idea de cómo es este equilibrio se calcula la eficiencia en el uso del agua que se define como el cociente entre la tasa de fotosíntesis y la tasa de transpiración, de forma que nos da la cantidad de agua perdida por los estomas en relación al carbono asimilado. Cuanto mayor sea ese cociente, más eficientes serán las hojas en el uso del agua y perderán menos agua por carbono asimilado, lo cual podría ser una ventaja en hábitats donde el agua es un recurso escaso, como ocurre en los bosques mediterráneos durante varios meses al año.

Uno de los recursos que más condiciona la tasa de fotosíntesis es la radiación. La respuesta de la tasa de fotosíntesis a la luz depende en muchos casos de la especie en cuestión y de la zona o micrositio en la que se encuentre ya que la hoja se aclimata a esas condiciones particulares y cambia sus características morfológicas y fisiológicas (Valladares, 2001b). Para conocer la respuesta de la fotosíntesis a la luz, se somete la hoja a diferentes niveles de luz mediante una fuente de luz artificial y se analizan diversos parámetros (figura 1):

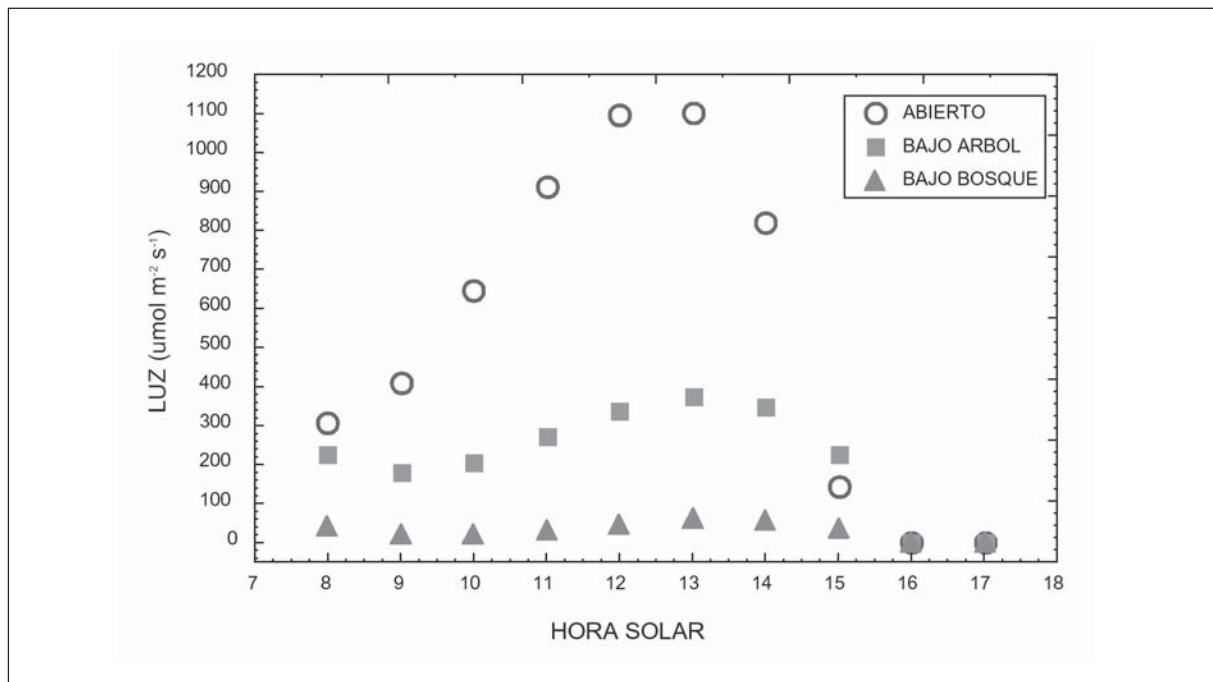


Figura 3. Radiación fotosintéticamente activa (PAR) durante un día sin nubes de marzo 2002, en los tres micrositios estudiados: ○, zonas descubiertas; ■, zonas con cobertura arbórea; ▲, zonas con cobertura arbórea y arbustiva (bajo bosque).

- la fotosíntesis máxima
- el punto de compensación a la luz, que es la cantidad de luz necesaria para equilibrar las pérdidas de carbono por respiración con las ganancias de carbono por fotosíntesis
- la tasa de respiración en oscuridad
- el punto de saturación a la luz, que es la radiación por encima de la cual la hoja no aumenta su tasa de fotosíntesis
- la fotoinhibición, que es el proceso por el cual se produce un descenso de la tasa de fotosíntesis con alta radiación

Este conjunto de parámetros nos permitirá conocer cuál es el microhábitat más adecuado para el éxito de las especies que estudiamos en un contexto de regeneración del bosque.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en una repoblación experimental realizada en el Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz-Málaga) en diciembre de 2001. Las especies utilizadas fueron *Quercus suber* L. y *Quercus pyrenaica* Willd., que tienen estrategias perennifolia y caducifolia respectivamente. La zona presenta un clima influenciado por la proximidad de la costa, situado en el piso termomediterráneo, ombroclima húmedo y cuya precipitación alcanza los 1000-1500 mm y la temperatura oscila entre 2° y 36 °C.

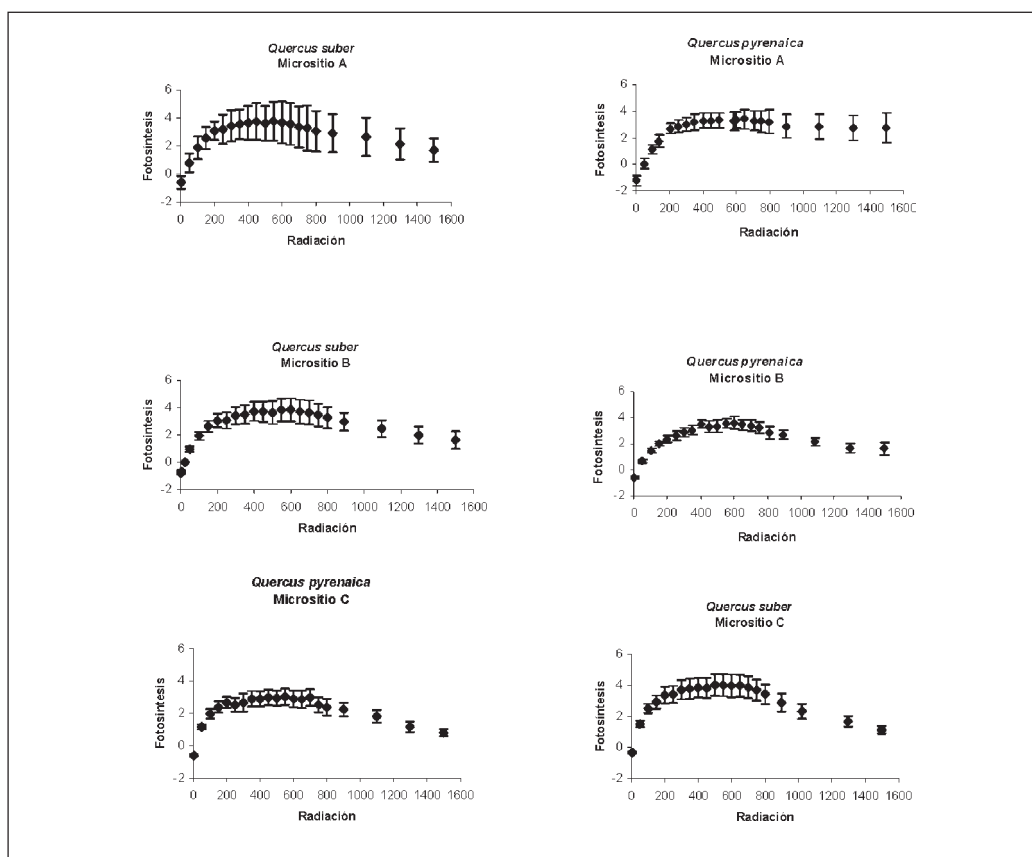


Figura 4. Evolución de la tasa de fotosíntesis ($\mu\text{moles de CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) con la radiación ($\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en plántulas de alcornoque (*Q. suber*) y roble melojo (*Q. pyrenaica*), en los tres tipos de micrositios estudiados: A, zonas descubiertas; B, zonas con cobertura arbórea; C, zonas con cobertura arbórea y arbustiva (bajo bosque).

Se eligió una parcela de exclusión de grandes herbívoros, cerca de La Sauceda (UTM 30S 269433 4046107). En la parcela se escogieron tres tipos de micrositios según la cobertura vegetal: A, zonas abiertas sin cobertura; B, zonas con cobertura arbórea y C, zonas bajo bosque (con cobertura arbórea y arbustiva). Para cada micrositio se seleccionaron seis zonas donde se transplantaron plántulas de una savia procedentes de vivero y además se sembraron bellotas de las dos especies. Se llevaron a cabo medidas de radiación incidente en los diferentes micrositios con un medidor de transmisión que integra varios sensores de radiación fotosintéticamente activa (PAR, siglas en inglés) (400-700 nm) (EMS7 *Transmission meter*, PP-system). Los datos que se presentan son de un día claro correspondiente al 26 de marzo 2002.

A finales de mayo de 2002, se midieron las tasas de fotosíntesis de un grupo de seis plántulas de cada especie, tomadas al azar, dentro de cada micrositio. De cada plántula, se seleccionaba una hoja representativa. Estas medidas se realizaron con un aparato denominado IRGA (siglas en inglés de "*infrared gas analyzer*") (Ciras-2, PP-System) que consta de una cámara en la que se encierra a la hoja y donde se cuantifica el intercambio gaseoso que realiza la hoja con el medio (figura 2).

En las gráficas se muestran los valores medios de las variables y las barras del error estándar.

Con los datos de la respuesta de la tasa de fotosíntesis con la radiación para cada especie y micrositio (figura 1) se calculó la ganancia de carbono diaria. Para ello se calculó la tasa de fotosíntesis durante cada hora (según la intensidad luminosa a esa hora y la respuesta de la tasa de fotosíntesis con la radiación). Con estos datos se determinó una función (ganancia de carbono) respecto a la hora del día y se determinó la integral de esta función durante todo el día, resultando en la ganancia de carbono diaria (mmoles de CO₂ asimilados durante todo el día por m² de hoja). De la misma forma se calculó la pérdida de agua diaria, utilizando la respuesta de la transpiración con la radiación para cada especie y micrositio. La integral se calculó con el programa gratuito "Funciones para Windows" de Jordi Lagares i Roset (www.lagares.org).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución de la radiación PAR ($\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) a lo largo del día fue muy diferente entre los tipos de micrositios (figura 3). Como era de esperar, las zonas A (abiertas y desprovistas de vegetación) presentaron una radiación mayor que las zonas B (bajo árbol) y éstas últimas presentaron mayor radiación que las zonas C (bajo bosque denso). Los valores máximos se encuentran al mediodía. Los valores medios de luz al mediodía (\pm error estándar) fueron: 993 ± 176 mmoles de fotones $\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para las zonas abiertas; 306 ± 120 mmoles de fotones $\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para las zonas bajo árbol; y 49 ± 26 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para las zonas en el interior del bosque denso. Los porcentajes de radiación con respecto a las zonas abiertas fueron de un 31% para las zonas bajo árbol y de 5% para las zonas bajo bosque.

Las respuestas de las tasas de fotosíntesis con la luz, para las dos especies y en los distintos tipos de micrositios fueron muy similares entre sí (figura 4). En general, se observa un incremento de la fotosíntesis muy lineal a bajas intensidades luminosas (de 10 a 200 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) para luego llegar a una asíntota entre 400 y 600 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, niveles de luz en los que se producen las tasas de fotosíntesis máximas. A partir de 600 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ se produce por lo general un descenso en la tasa de fotosíntesis por fotoinhibición (figura 4). Este patrón es el que normalmente se encuentra en todas las especies; en lo que difieren las especies y/o los tratamientos es en los valores de los distintos parámetros de esa curva: la tasa de fotosíntesis máxima, el punto de compensación a la luz y el porcentaje de fotoinhibición a altas radiaciones.

Si estudiamos con detalle la tasa de fotosíntesis máxima, observamos que no hay diferencias significativas entre especies ni entre micrositios (la significación del ANOVA fue de $P=0.45$; figura 5 A). Aunque los valores medios para el alcornoque ($4,1 \pm 0,4 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) fueron algo mayores que para el roble ($3,6 \pm 0,30 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), existe una gran variación en la tasa de fotosíntesis máxima, tanto para una especie, como para un micrositio concreto, de modo que las diferencias no son estadísticamente significativas. El coeficiente de variación fue de un 42% para el alcornoque y de un 33% para el roble. En cuanto al punto de compensación de luz, las diferencias fueron significativas entre especies y micrositios ($P<0,05$; figura 5 B). El roble mostró valores de punto de compensación mayores que los de alcornoque (31 ± 5 frente a 19 ± 2 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Por lo general, el punto de compensación fue menor en las zonas con cobertura arbórea y arbustiva, como era de esperar, teniendo en cuenta que las plantas de estos micrositios están aclimatadas a una menor radiación (Valladares *et al.*, 2000).

Se han observado algunas tendencias en la fotoinhibición entre especies y tratamientos (figura 6 A). Para el alcornoque no se observan diferencias (estadísticamente significativas) entre micrositios, siendo los valores medios de $64 \pm 5\%$. En cambio, para el roble se observa la tendencia de un aumento de fotoinhibición desde los micrositios abiertos (A, $40 \pm 17\%$), a los micrositios bajo cobertura arbórea (B, $60 \pm 8\%$), siendo máxima para las plátulas en el interior del bosque denso (C, $76 \pm 5\%$) (figura 6 A).

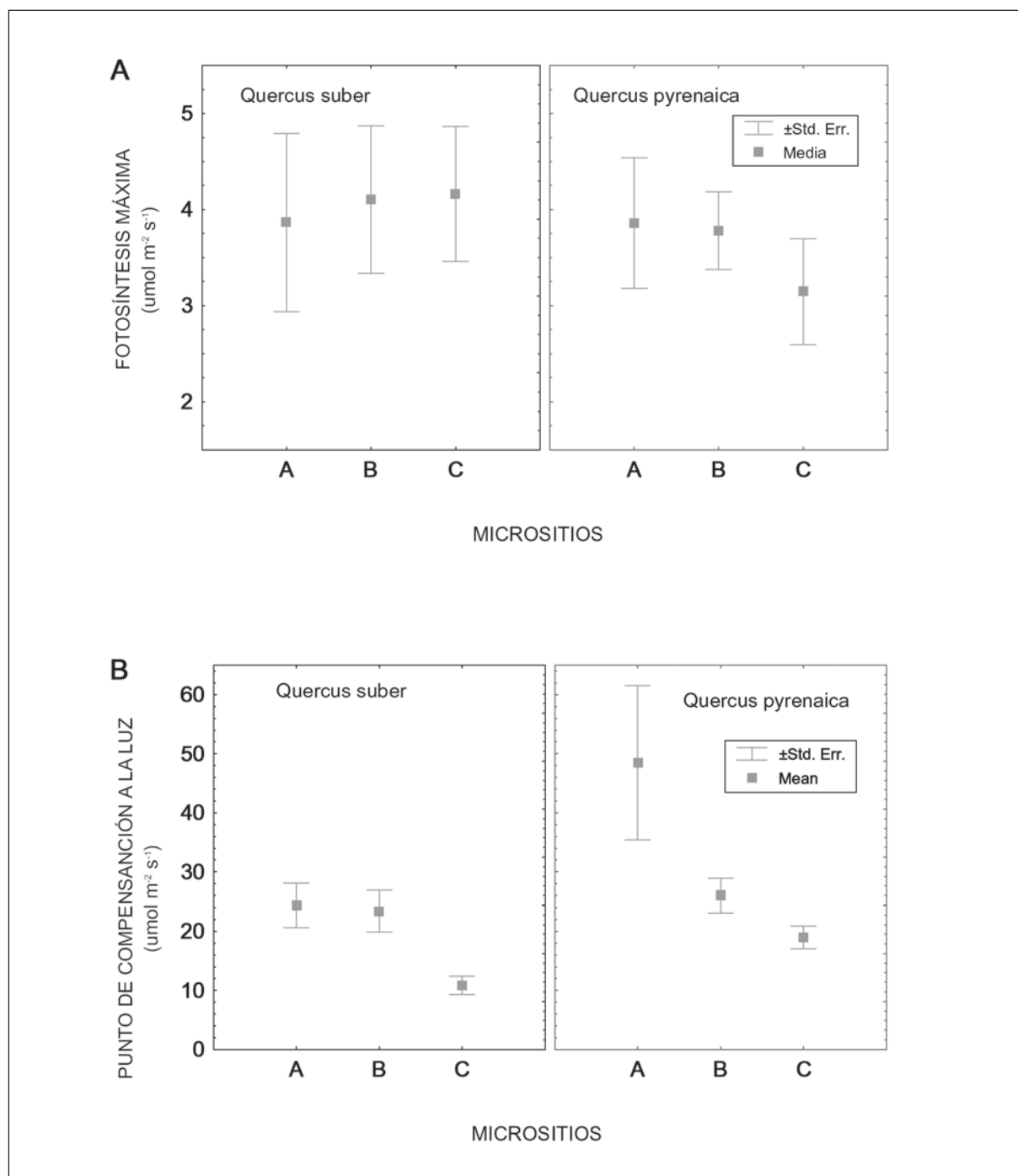


Figura 5. Fotosíntesis máxima (A) ($\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y punto de compensación a la luz (B) ($\mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en hojas de *Q. suber* y *Q. pyrenaica* en los distintos microsítios estudiados: A, zonas descubiertas; B, zonas con cobertura arbórea; C, zonas con cobertura arbórea y arbustiva.

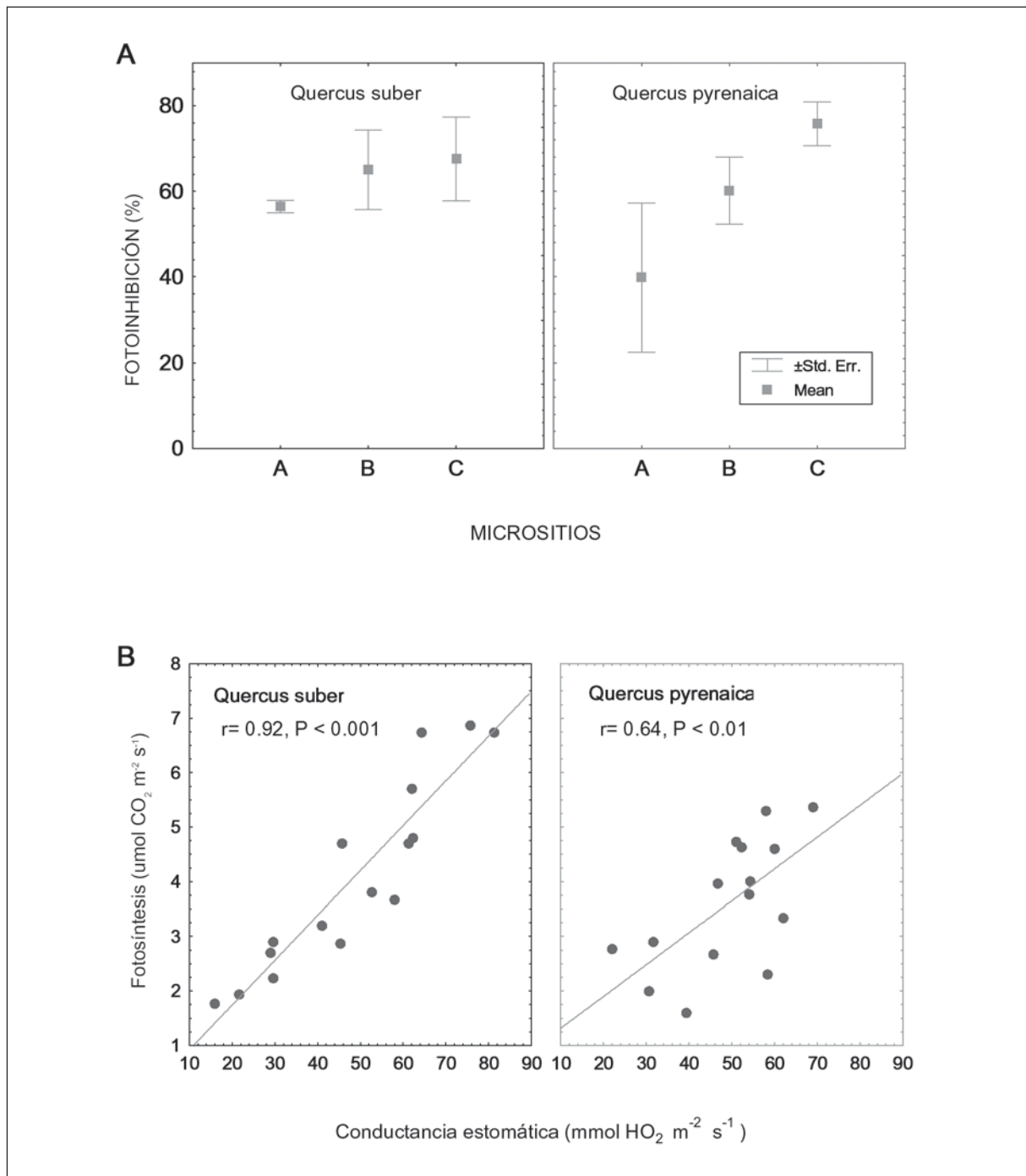


Figura 6. Porcentaje de fotoinhibición (A) en hojas de *Q. suber* y *Q. pyrenaica* en los distintos microsítios estudiados: A, zonas descubiertas; B, zonas con cobertura arbórea; C, zonas con cobertura arbórea y arbustiva. (B) Relación entre la tasa de fotosíntesis ($\mu\text{moles CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y la conductancia estomática ($\text{mmoles HO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

La fotoinhibición es un proceso que implica una reducción en la ganancia de carbono (Werner *et al.*, 2001) y puede ser resultado del cierre de estomas al producirse un aumento de la temperatura de la hoja con la alta radiación. Este mecanismo puede ser beneficioso para la planta, a pesar de que supone una pérdida potencial de carbono, si consigue reducir la pérdida de agua por la hoja, ya que el agua es el recurso más limitante durante el verano mediterráneo.

Por otro lado, las tasas de fotosíntesis estuvieron muy correlacionadas con el grado de apertura de los estomas (conductancia estomática), apoyando la hipótesis que la fotoinhibición es debida al cierre estomático. La correlación entre fotosíntesis y conductancia estomática fue significativa para las dos especies ($P < 0,05$), pero mucho más fuerte para el alcornoque (figura 6 B).

Los cálculos de ganancia de carbono diaria por medio de fotosíntesis fueron similares para las dos especies, pero muy diferentes entre microsítios (figura 7 A). Los valores más bajos los presentan los microsítios C (bajo bosque) debido a que la radiación que llega a estos microsítios es muy baja (en torno a los $50 \mu\text{moles de fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$). En estas condiciones las plantas tienen limitado su crecimiento por falta de luz. Es de destacar que a pesar de que los microsítios B (bajo cubierta arbórea) tienen una radiación PAR mucho menor que los microsítios A (abierto), la ganancia de carbono diaria es similar o incluso mayor (para el caso del alcornoque). Esto puede ser debido a que los microsítios bajo cobertura arbórea no suelen sufrir radiaciones altas que den lugar a efectos de fotoinhibición, por tanto la ganancia neta de carbono es igual o mayor que los microsítios abiertos.

Con respecto a la pérdida de agua diaria (figura 7 B), podemos observar cómo las diferencias entre especies son pequeñas, pero entre microsítios son más claras. Por lo general, la pérdida de agua se hace menor desde los microsítios abiertos (A) a los más sombreados (C), aunque la disminución es menor que la observada para la ganancia de carbono (figura 7 A).

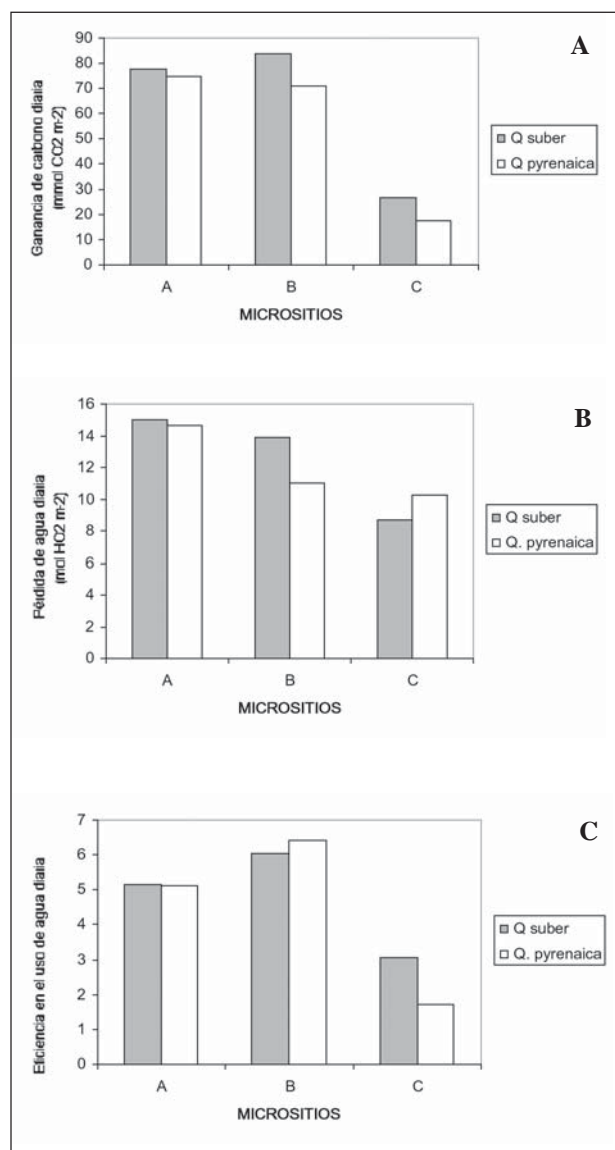


Figura 7. Ganancia de carbono diaria (A), pérdida de agua diaria (B) y eficiencia en el uso del agua (C) (Ganancia de carbono / Pérdida de agua), en hojas de *Q. suber* y *Q. pyrenaica* en los distintos microsítios estudiados: A, zonas descubiertas; B, zonas con cobertura arbórea; C, zonas con cobertura arbórea y arbustiva.

El cociente entre la ganancia de carbono y la pérdida de agua nos da la eficiencia del uso de agua. Podemos observar cómo los micrositos B (bajo cobertura arbórea) son los más favorables, en el sentido que las plantas son más eficientes en el uso de agua y por otro lado no hay una merma en la ganancia de carbono (figura 7 C y 7 A). Es de destacar que las plantas de los micrositos C, son las que tienen una peor eficiencia en el uso de agua, pues tienen restringida la ganancia de carbono por la escasa luz, pero sin embargo no cierran tanto los estomas comparativamente a la ganancia de carbono como en las plantas de otros micrositos. Es de destacar también que las unidades de ganancia de carbono (referida a $\mu\text{moles de CO}_2$ por m^2) son diferentes de las usadas para la pérdida de agua (que se refiere a moles de H_2O por m^2). En consecuencia, la eficiencia de uso del agua oscila entre 2 y 6 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ absorbidos por cada 1000 $\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ perdidos por la hoja, lo cual representa un enorme gasto de agua por unidad de carbono asimilado.

CONCLUSIONES

Combinando los resultados de las respuestas fotosintéticas a la luz de las especies objeto de estudio con la radiación que llega a los micrositos considerados, podemos concluir que las zonas más adecuadas para la regeneración de *Quercus suber* y *Quercus pyrenaica* son aquellas donde la radiación media incidente ronda los 600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ seg}^{-1}$, correspondientes en nuestro experimento a las zonas bajo cobertura arbórea. Estos valores de radiación (aproximadamente entre el 30 y 50% de la radiación incidente) también se pueden encontrar en distintas zonas que se corresponden con el nicho potencial de regeneración de estas especies, como por ejemplo zonas arbustivas menos densas que las consideradas en nuestro estudio. Pese a ser uno de los más importantes, no sólo la luz juega un papel en la regeneración. Aún quedan por explorar muchos factores que determinan el nicho efectivo de estas especies y que, de la misma manera que se ha hecho con la luz, se plantea como objetivo cuantificar todas estas variables. Con esta información, el gestor contará con una base ecológica que le permita tomar decisiones en cualquier estrategia de restauración forestal.

BIBLIOGRAFÍA

- CASTRO, J., R. Zamora, J. A. Hódar y J. M. Gómez. "Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean mountains", *Restoration Ecology* 10 (2002), pp. 297-305.
- CHAPARRO, J. y M. A. Esteve. "Criterios para restaurar la vegetación en ambientes mediterráneos", *Quercus* 121 (1996), pp. 14-17.
- HARRINGTON, CA. "Forest planted for ecosystem restoration or conservation", *New Forest* 17 (1999), pp. 175-190.
- LAMBERS, H., F. S. Chapin III y T. L. Pons "Plant Physiological Ecology". (1998). Springer-Verlag, New York Inc.
- VALLADARES, F. "Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo". pp 67-93, en Zamora, R. Y F. Pugnaire. (2001 a). Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional. CSIC, AEET.
- VALLADARES, F. "Luz y evolución vegetal". *Investigación y Ciencia* 303 (2001 b), pp 73-79.
- VALLADARES, F., E. Martínez-Ferri, L. Balaguer, E. Pérez-Corona y E. Manrique, "Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy?", *New Phytologist* 148 (2000), pp. 79-91.
- WERNER, C., R.J. Ryel, O. Correia, y W. Beyschlag. "Effects of photoinhibition on whole-plant carbon gain assessed with a photosynthesis model". *Plant, Cell & Environment* 24 (2001), pp. 27-40.
- YU, G.R., J. Zhuang, y Z.L. Yu. "An attempt to establish a synthetic model of photosynthesis-transpiration based on stomatal behavior for maize and soybean plants grown in field". *Journal of Plant Physiology* 158 (2001), pp. 861-874.

Estudio financiado por los Proyectos PB1998-1031 y REN2002-04041 CO2-02 del Ministerio de Ciencia y Tecnología. Línea de investigación coordinada integrada en REDBOME (Red Andaluza de Estudios del Bosque Mediterráneo).

ESTUDIO DEL RIESGO DE EROSIÓN POTENCIAL EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO HOZGARGANTA

*Antonio Jordán López / Lorena Martínez-Zavala / Isidoro A. Gómez Parrales
María Anaya Romero / Verónica Girón Rodríguez / Dolores Segura Venegas*
Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Universidad de Sevilla

RESUMEN

En el presente trabajo se analiza el riesgo de erosión potencial del suelo en la cuenca alta del río Hozgarganta. Para ello se ha utilizado el método propuesto por PAP/RAC (1997) y modificado posteriormente por Jordán y Martínez-Zavala (Jordán, 2000; Martínez-Zavala, 2001; Martínez-Zavala et al., 2002). Mediante este sistema se ha dividido el área de estudio en unidades de territorio con diferente grado de susceptibilidad a la erosión hídrica (estado erosivo). Se ha evaluado el riesgo de erosión actual y el riesgo de erosión potencial, planteando tres escenarios posibles de cobertura de la vegetación. De esta forma, se puede concluir que el riesgo de pérdida de suelo en la cuenca del Hozgarganta es bajo. Sin embargo, el sistema se halla en un equilibrio inestable, ya que pequeños cambios en la cobertura de la vegetación pueden originar grandes cambios en la intensidad de los procesos erosivos.

Palabras clave: Parque Natural Los Alcornocales. Campo de Gibraltar. Riesgo de erosión de suelos. Erosión potencial. Estados erosivos.

ABSTRACT

Potential soil erosion risk in the high basin of Hozgarganta river is analyzed in this paper. We have used the methodology proposed by PAP/RAC (1997), as modified Jordán and Martínez-Zavala (Jordán, 2000; Martínez-Zavala, 2001; Martínez-Zavala *et al.*, 2002). Using this method, the study area has been divided in terrain units with different level of susceptibility to rainfall-induced erosion risk (erosive status).

An assesment of actual and potential erosion risk is carried out, suposing three posible situations, acording to different percentages of canopy.

As a conclusion, the actual soil erosion risk is low for the Hozgarganta Basin. However, the equilibrium of the system is unstable, so that little changes in the vegetation cover may originate great changes in the intensity of the erosive processes

Keywords: Parque Natural Los Alcornocales. Campo de Gibraltar. Soil erosion risk. Potential erosion. Erosive status.



Figura 1. Área de estudio. Study area.

INTRODUCCIÓN

La cuenca alta del río Hozgarganta se localiza al norte del Campo de Gibraltar, en la provincia de Cádiz (España; figura 1). En la actualidad, el Hozgarganta es uno de los pocos ríos cuyo cauce no está regulado artificialmente. Su nacimiento está situado en la confluencia de los arroyos de La Saucedá y Pasadablanca, al norte de Jimena de la Frontera, en el límite entre las provincias de Cádiz y Málaga. Esta zona alberga una flora de gran singularidad y de alto valor ecológico. La cercanía del macizo de Grazalema y las sierras paleozoicas de Cortes de la Frontera, así como otros factores geográficos, climáticos y edáficos influyen sobre la distribución y variedad de las especies vegetales en este área (Ibarra, 1993; Ojeda *et al.*, 1995; Garrido & Hidalgo, 2000).

El valor de precipitación anual oscila en torno a los 1000mm anuales. Aunque la distribución de las precipitaciones es irregular, con valores máximos en torno a 150 mm en enero o diciembre y casi nulos en verano, el índice de concentración de las precipitaciones, calculado por Jordán (2000) toma valores en torno a 13-14%, un valor relativamente más bajo que los registrados en Algeciras, La Línea de la Concepción o la sierra de El Bujeo. El régimen térmico se caracteriza por su suavidad, con temperaturas medias en torno a 16°C.

Aunque la mayoría del sustrato es homogéneo (arenisca del Aljibe) los suelos presentan una gran variabilidad espacial dependiendo de condiciones microclimáticas, como ocurre en el resto de las sierras del Campo de Gibraltar. Así, en las laderas de las sierras pueden encontrarse suelos muy profundos y desarrollados como luvisoles y phaeozems, suelos superficiales y muy pedregosos en las laderas muy pronunciadas o en los roquedos de las cumbres, como leptosoles, o suelos poco desarrollados y cohesionados como resultado de la deposición de materiales coluviales al pie de las laderas, como los regosoles. Por otra parte, en los valles, el desarrollo del suelo está condicionado por los aportes fluviales. El material aportado suele ser de matriz muy arenosa o estar formado por cantos de diversa naturaleza. En ocasiones, estos suelos pueden ser profundos pero no presentan cohesión o desarrollo de agregados y del perfil.

En el presente estudio se ha considerado la porción de la cuenca que supera los 100 metros sobre el nivel del mar.

Los métodos cualitativos de estudio de la erosión realizan una clasificación del riesgo de pérdida de suelo según distintos factores del medio físico o biótico. Uno de los métodos más usados en la evaluación del riesgo de pérdida de suelo es la determinación de unidades de paisaje con un comportamiento homogéneo frente a la erosión, en función de parámetros como la erosividad climática, la erodibilidad del suelo, la vegetación o la topografía.

Una herramienta muy útil para la determinación del estado erosivo es la información obtenida mediante sensores remotos. Las imágenes de satélite y la fotografía aérea (en blanco y negro, color o infrarrojo-color) pueden proporcionar abundante información acerca de la vegetación, el suelo y la intensidad de los procesos erosivos.

Diversos trabajos han abordado el estudio de la erosión desde este punto de vista, destacando los trabajos realizados por Cendrero *et al.* (1986), Bordás & Sánchez (1988), ICONA (1983-1988), Moreira (1991), CORINE-CEC (1992), Jordán (2000) o Martínez-Zavala (2001).

OBJETIVOS

Los principales objetivos del presente trabajo son los siguientes:

- La realización de una cartografía del riesgo de erosión actual de la cuenca alta del río Hozgarganta.
- La determinación del riesgo de erosión potencial del sistema ante perturbaciones que impliquen una disminución de la cobertura de la vegetación.

MÉTODOS

Los principales factores físicos que influyen sobre los procesos de erosión del suelo, en la región mediterránea son los siguientes:

- La variabilidad climática, caracterizada por una estación seca y una estación lluviosa.
- La presencia de suelos muy erosionables, debido al débil grado de desarrollo de su estructura, la poca profundidad de su perfil y su pobreza en materia orgánica.
- Un relieve muy acusado, con paisaje muy diversificados.

En un ámbito local, los daños inducidos por la pérdida del suelo incluyen un descenso de la productividad (forestal y agrícola). En un ámbito perilocal, los efectos son mucho más importantes y abarcan el riesgo de colmatación de arroyos y embalses, afectando a la calidad del agua y el drenaje de los ríos; todos estos efectos tienen una influencia negativa sobre el ciclo del agua, disminuyendo la capacidad de regulación de la red hídrica en una región donde la disponibilidad de agua limita el desarrollo socioeconómico. Teniendo en cuenta estas consideraciones, la cartografía de estados erosivos del área de estudio se ha basado en el análisis de los siguientes factores: pendiente del terreno, naturaleza litológica, tipo de suelo, tipo de uso del territorio y la cobertura de la vegetación.

La integración espacial de estos factores permitió dividir la superficie del territorio en unidades de terreno diferentes según su susceptibilidad a la pérdida de suelo (estado erosivo). La metodología para realizar la cartografía de estados erosivos se elaboró a partir de las directrices recomendadas por el Plan de Acción del Mediterráneo, tras la convención de países de la costa mediterránea celebrada en Barcelona (PAP/RAC, 1997), siguiendo seis pasos principales.

En primer lugar se realiza el mapa de pendientes y el mapa de litofacias. La pendiente se analizó a partir de un modelo digital del terreno. Para ello se digitalizaron las curvas de nivel representadas en los mapas topográficos existentes a escala 1:10.000, así como determinados puntos de elevación conocida (vértices geodésicos, accidentes geográficos, etc.) Mediante un proceso de interpolación matemática se obtuvo un modelo digital de elevaciones (MDE) de 20x20m² de resolución. Para verificar la fiabilidad del proceso se llevó a cabo una comprobación visual de la red hidrográfica real y la calculada a partir del MDE. A partir del cálculo de la derivada parcial de la elevación de cada punto respecto de las coordenadas X e Y se obtuvo un modelo digital de pendientes (MDP).

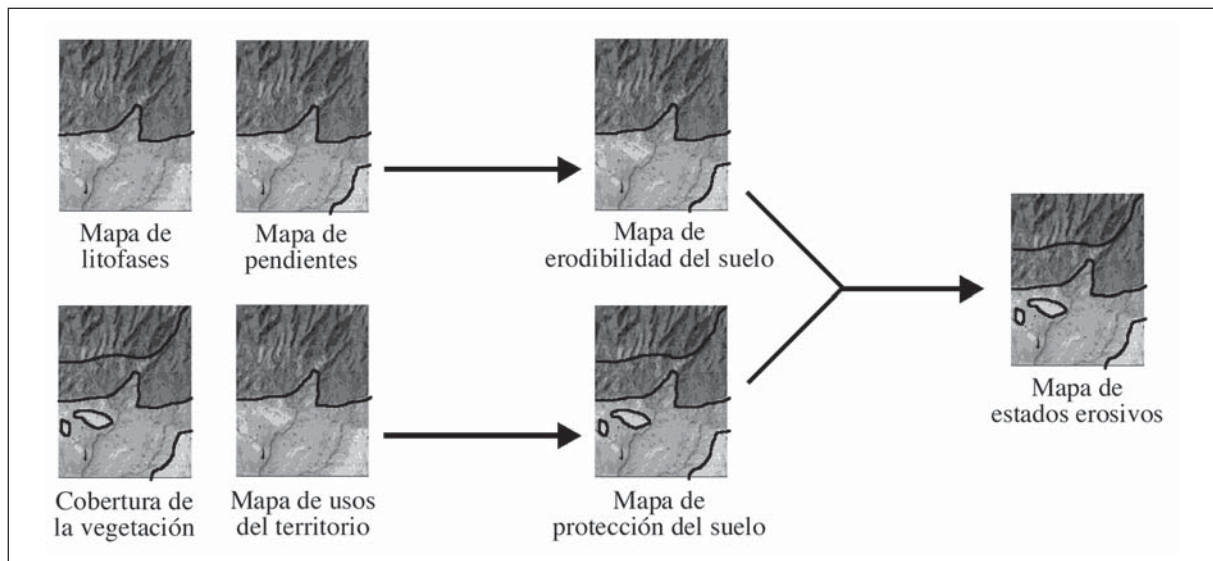


Figura 2. Esquema de la metodología general. *General methodology scheme.*

La metodología propuesta por PAP/RAC (1997) para la clasificación del sustrato en diferentes clases según su grado de riesgo de erosión está a su vez basada en la elaborada por ICONA (1983-1988). Esta clasificación obedece básicamente a aspectos litológicos. Sin embargo, la influencia litológica puede estar modificada por algunas propiedades del suelo (Díaz-Fierros & Benito, 1991). Por esta razón, se han tenido en cuenta las modificaciones introducidas por Martínez-Zavala (Martínez-Zavala, 2001; Martínez-Zavala et al., 2002), que contemplan algunas propiedades del suelo relacionadas con la erodibilidad del horizonte superficial, como el contenido en materia orgánica o la pedregosidad.

La superposición cartográfica de estos dos mapas permite obtener el mapa de erodibilidad del sustrato.

Paralelamente se obtiene el mapa de uso del suelo y el mapa de cobertura de la vegetación. La interpretación de pares estereoscópicos de fotografías aéreas en blanco y negro (E 1:20.000) e imágenes de satélite en falso color (Landsat TM), así como la consulta de información cartográfica publicada, permitió identificar y cartografiar los distintos tipos de cubierta vegetal en el área de estudio y clasificar las masas homogéneas según su grado de cobertura. Igual que en el caso anterior, la superposición de ambos mapas permite obtener el mapa de protección del suelo. Finalmente, a partir de los mapas de erodibilidad y protección del suelo puede obtenerse el mapa de estados erosivos. Este proceso se muestra esquematizado en la figura 2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El MDP obtenido fue procesado, filtrado y reclasificado en 50 rangos de pendiente: 0-3%, 3-16%, 16-21%, 21-31% y mayor de 31%. El mapa resultante se muestra en la figura 3. Como puede observarse, la mayoría de la cuenca se incluye dentro del rango 3-21%. Pendientes superiores al 20%, e incluso al 30%, se alcanzan en zonas como las crestas y laderas de la garganta de la Balsa o en la cuenca del arroyo de Los Alisos.

La caracterización del sustrato según su susceptibilidad a la erosión se llevó a cabo utilizando como base la cartografía geológica publicada y el mapa de unidades geomorfoedáficas del Parque Natural Los Alcornocales (Paneque *et al.*, 1997).

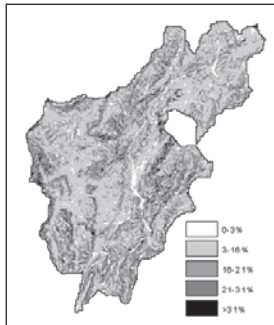


Figura 3. Mapa de pendiente de las laderas. *Slope map.*

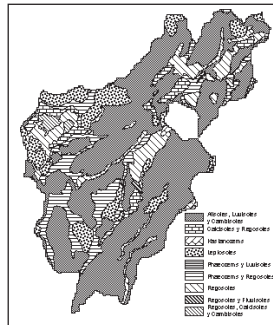


Figura 4. Mapa de suelos. *Soil map.*

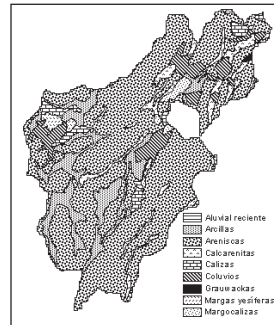


Figura 5. Mapa litológico. *Lithological map.*

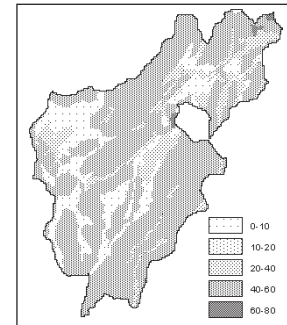


Figura 6. Mapa de pedregosidad. *Stone cover map.*

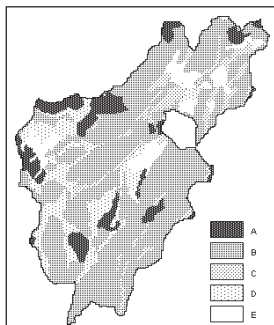


Figura 7. Mapa de litofacies. *Lithofacies map.*

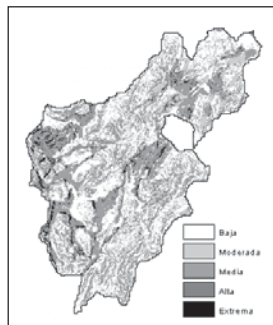


Figura 8. Mapa de erodibilidad del sustrato. *Substrate erodibility map.*

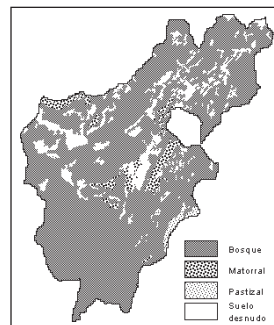


Figura 9. Mapa de usos del terreno. *Land use map.*

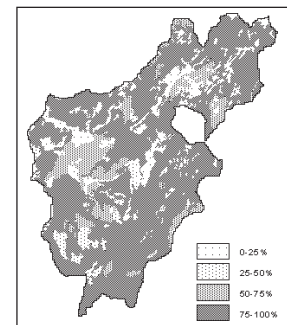


Figura 10. Mapa de cobertura de la vegetación. *Canopy map.*

Para ello se tuvo en cuenta el tipo de suelo (figura 4), la litología del sustrato (figura 5) y la pedregosidad superficial (figura 6). A partir de estos factores se determinaron cinco clases de litofacies (figura 7) según los criterios establecidos por PAP/RAC (1997), como se muestra en la tabla 1.

El mapa de erodibilidad (figura 8) se obtuvo mediante la intersección espacial de los mapas de clases de pendiente y litofacies, asignando un código a cada unidad de terreno según el criterio establecido en la tabla 2.

La figura 9 muestra el mapa de tipos de vegetación del área de estudio; el rango de cobertura de la vegetación se muestra en la figura 10. La protección ejercida por una cubierta forestal es siempre más efectiva que una cubierta herbácea, debido al mayor grado de intercepción de las hojas y ramas, así como al efecto de los troncos. A pesar de esto, para que la protección sea adecuada debe estar cubierto al menos el 70% del suelo, aunque la protección puede ser aceptable con sólo un 40% de cobertura (Elwell & Stocking, 1976). A partir de estos mapas se obtuvo la cartografía de protección del suelo (figura 11). Cada unidad de territorio resultante recibió un código según el criterio que muestra la tabla 3. El mapa de protección del suelo actual se muestra en la figura 11-A.

Finalmente, se obtuvo el mapa de estados erosivos de la cuenca alta del Hozgarganta. La determinación del riesgo de erosión actual se realizó a partir de los criterios establecidos por PAP/RAC (1997), mostrados en la tabla 4.

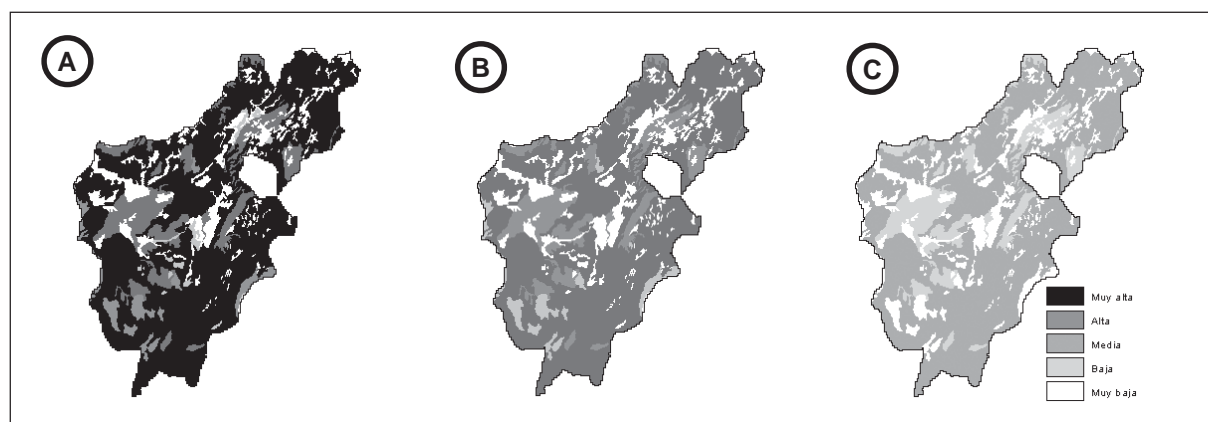


Figura 11. Protección del suelo. **A:** protección actual del suelo; **B:** protección del suelo suponiendo un rango menos de cobertura de vegetación; **C:** protección del suelo suponiendo dos rangos menos de cobertura de vegetación. *Soil protection. A: actual soil protection; B: soil protection suposing one class less for canopy; C: soil protection suposing two classes less for canopy.*

El riesgo de erosión potencial se analizó considerando dos escenarios posibles:

- Una disminución ligera en la cobertura vegetal (con una diferencia de un solo rango respecto al actual. La disminución de cobertura vegetal sería menor al 25%; figura 11-B).
- Una disminución grande en la cobertura vegetal causada por una perturbación importante del ecosistema (con una diferencia de dos rangos respecto al actual. La disminución de cobertura vegetal sería superior al 25%; figura 11-C).

De esta manera se obtuvieron los mapas de riesgo de erosión actual y potencial del suelo, mostrados en la figura 12. En la situación A la protección del suelo por la vegetación frente a la acción erosiva de la lluvia es muy alta en una proporción elevada del territorio, principalmente en las laderas montañosas, y menor en las zonas bajas donde el bosque es sustituido progresivamente por matorral más o menos disperso, vegetación herbácea o suelo desnudo. El bosque constituye una barrera de las laderas más pronunciadas frente a la lluvia. Sin embargo, son los sustratos más erosionables los que se hallan desprotegidos (depósitos aluviales y de piedemonte). En este caso, sin embargo, la baja pendiente no favorece el arrastre de partículas por la escorrentía superficial (figura 12-A).

Sin embargo, la situación es muy distinta en los escenarios B y C. Una pequeña disminución de la cobertura vegetal (figura 12-B) en las laderas más pronunciadas, donde la inclinación del terreno es superior al 20%, eleva considerablemente el riesgo de erosión. Si la alteración de la vegetación es muy grande (figura 12-C), una gran parte de la cuenca cuyo riesgo de erosión es muy bajo en la actualidad puede presentar un riesgo moderado o alto de pérdida de suelo.

A la vista de estos resultados se puede concluir lo siguiente:

En la actualidad, el riesgo de erosión de la cuenca alta del Hozgarganta es muy bajo en la mayoría del territorio. Solamente en determinados enclaves como las cumbres de las sierras se eleva el riesgo de pérdida de suelo. En las laderas pronunciadas, la pendiente del terreno favorecería la aparición de procesos erosivos, pero la protección realizada por la vegetación es muy elevada. En el fondo de los valles, donde la cobertura es más baja, la baja pendiente no permite el arrastre de partículas por la escorrentía.

Existe un elevado riesgo de erosión potencial en la cuenca del Hozgarganta. Una disminución de la cobertura vegetal en la cuenca implica un cambio importante, ya que las laderas de las sierras, al quedar desprotegidas, sufrirían procesos de escorrentía muy fuertes. La existencia de procesos erosivos como cárcavas o cauces irregulares estabilizados en la

LITOFACIES	DESCRIPCIÓN
A	Roca compacta no alterada, suelos o conglomerados fuertemente cementados, afloramientos de arenisca, suelos muy poco profundos o muy pedregosos (más del 60% de pedregosidad superficial).
B	Suelos o rocas cohesivas moderadamente alteradas.
C	Suelos o rocas sedimentarias moderadamente alteradas.
D	Suelos o rocas poco resistentes o profundamente alteradas.
E	Suelos o sedimentos poco cohesivos o materiales detríticos (piedemontes y derrubios de ladera, sedimentos fluviales, etc.).

Tabla 1. Clasificación de litofacies, a partir de PAP/RAC (1997) y Martínez-Zavala (2001).
Lithofacies classes, modified from PAP/RAC (1997) and Martínez-Zavala (2001).

CLASE DE PENDIENTE	CLASE DE LITOFACIES			
	A	B	C	D
0-3%	1	1	1	1
3-16%	1	1	2	3
16-21%	2	2	3	4
21-31%	3	3	4	5
>31%	4	4	5	5

Tabla 2. Clases de erodibilidad del sustrato (modificado de PAP/RAC, 1997).
Erodibility classification of substrate (modified from PAP/RAC, 1997).

PROTECCIÓN DEL SUELO FORMACIONES VEGETALES	COBERTURA DE LA VEGETACIÓN			
	< 25%	25-50%	50-75%	> 75%
Alcornocal	4	3	2	1
Alcornocal/quejigar	4	3	2	1
Matorral	5	4	3	2
Pastizal	5	5	4	4
Pinar	4	3	2	1
Suelo desnudo	5	-	-	-

Tabla 3. Clases de protección del suelo (modificado de PAP/RAC, 1997).
Soil protection classes (modified from PAP/RAC, 1997).

PROTECCIÓN DEL SUELO	ERODIBILIDAD				
	1	2	3	4	5
1	1	1	1	2	2
2	1	1	2	3	4
3	1	2	3	4	4
4	2	3	3	5	5
5	2	3	4	5	5

Tabla 4. Determinación de estados erosivos: muy bajo, 1; bajo, 2; moderado, 3; alto, 4; muy alto, 5 (PAP/RAC, 1997).
Determination of erosive status: very low, 1; low, 2; moderate, 3; high, 4; very high, 5 (PAP/RAC, 1997).

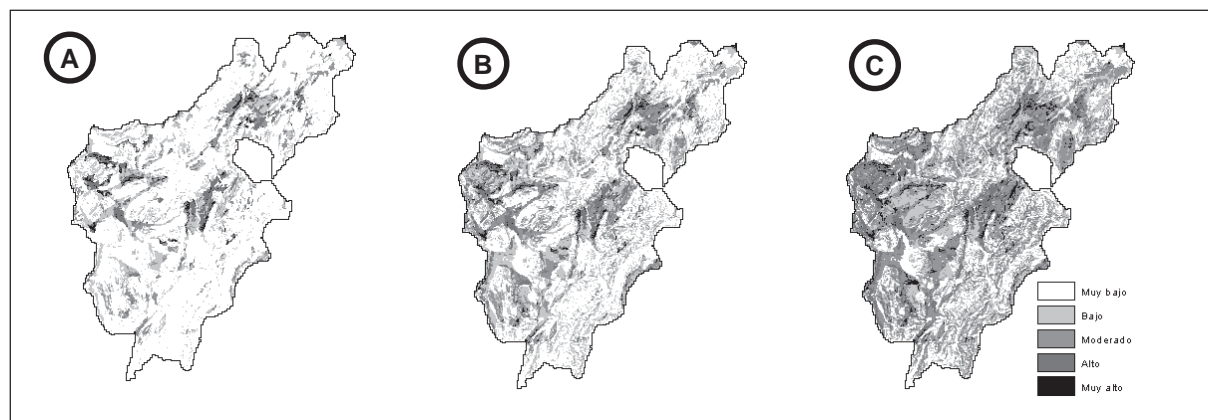


Figura 12. Estados erosivos. **A:** riesgo de erosión actual; **B y C:** riesgo de erosión potencial para los supuestos de protección de suelo B y C. *Erosive status. A: actual erosion risk; B and C: potential erosion risk for B and C soil protection scenarios.*

actualidad (Jordán, 2000) favorecería una intensa erosión. Por otro lado, la reactivación de procesos erosivos en las laderas conduciría al incremento del volumen de sedimentos depositados en el valle, lo que llevaría a su vez a cambios en el régimen hídrico del cauce del Hozgarganta.

Desde el punto de vista de la pérdida de suelo, la situación actual constituye un equilibrio inestable, ya que factores como el relieve, el tipo de suelo o la litología favorecen los procesos erosivos, mientras que sólo la protección realizada por la vegetación leñosa retiene el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- BORDÁS, V. & J. Sánchez. "Estudio comparativo sobre diferentes métodos de valoración de la erosión hídrica en unas áreas piloto representativas de la provincia de Valencia (España)", *Anales de Edafología y Agrobiología*, XLVI/11-12 (1988), pp. 1277-1290.
- CENDRERO, A. & varios. *Mapa Geocientífico de la provincia de Valencia*, Valencia, Diputación Provincial de Valencia – Universitat de Valencia – Universidad de Cantabria, 1986.
- CORINE-CEC. *CORINE soil erosion risk and important land resources. An assesment to evaluate and map the distribution of land quality and soil erosion risk*, Luxemburgo, Office for Official Publications of the European Communities – EUR 13233, 1992.
- DÍAZ FIERROS, F. & E. Benito. "Aproximación a una cartografía de erodibilidad del suelo en Galicia (NW España)", *Cuaternario y Geomorfología*, 5 (1991), pp. 45-56.
- ELWELL, H.A. & M. A. Stocking. "Vegetal cover to estimating soil erosion in Rhodesia", *Geoderma*, 15 (1976), pp.61-70.
- GARRIDO, B. & R. Hidalgo. "Conservación de la biodiversidad vegetal en la cuenca fluvial del Río Hozgarganta: vegetación y flora", *Almoraima*, 23 (2000), pp. 281-292.
- IBARRA, P. *Naturaleza y hombre en el sur del Campo de Gibraltar: un análisis paisajístico integrado*, Sevilla, Agencia de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), 1993.
- ICONA. *Mapas de estados erosivos*, Madrid, ICONA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1983-1988.
- JORDÁN, A. *El medio físico del campo de Gibraltar: unidades geomorfoedáficas y riesgo de erosión*, Sevilla, Universidad de Sevilla, 2000.
- MARTÍNEZ-ZAVALA, L., N. Bellinfante, A. Jordán & G. Paneque. "Evaluation of the erosion risk in Andevalo (SW Spain): an approach to semidetailed erosion mapping"; en: J. L. Rubio, R. P. C. Morgan, S. Asins, & V. Andreu (eds.): *Man and Soil at the Third Millennium*, Logroño, GEOFORMA Ediciones, 2002.
- MARTÍNEZ-ZAVALA, L. *Análisis territorial de la comarca del Andevalo occidental: una aproximación desde el medio físico*, Sevilla, Universidad de Sevilla, 2001.
- MOREIRA, J. M. *Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía*, Sevilla, Agencia de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), 1991.
- OJEDA, F., J. Arroyo & T. Marañón. "Biodiversity components and conservation of Mediterranean heathlands in Southern Spain", *Biological Conservation*, 72 (1995), pp. 61-72.
- PANEQUE, G. & varios. *Cartografía de unidades geomorfoedáficas del Parque Natural Los Alcornocales y su entorno*, Sevilla, Universidad de Sevilla. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), 1997.
- PAP/RAC. *Guidelines for mapping and measurement of rainfall-induced erosion processes in the Mediterranean coastal areas*, Split (Croacia), Priority Actions Programme Regional Activity Centre (MAP-UNEP) – FAO, 1997.

APOORTE DE HOJARASCA AL SUELO EN UN BOSQUE MEDITERRÁNEO

Carmen M. Navarro / Ignacio M. Pérez-Ramos / Teodoro Marañón
Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC

RESUMEN

La dinámica de la hojarasca constituye un importante aspecto del ciclo de nutrientes y de la transferencia de energía en los ecosistemas forestales. En el presente estudio se ha cuantificado la cantidad de hojarasca caída al suelo en tres parcelas de bosque típicamente mediterráneo, localizadas en el Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz-Málaga).

La producción media anual de hojarasca medida en este bosque fue de 387,3 g m⁻², siendo comparable con la estimada en otros ecosistemas forestales mediterráneos. Se han encontrado diferencias significativas entre las tres parcelas experimentales en los valores de producción de hojarasca. En general, unos niveles menores del índice de área foliar (LAI), unas temperaturas más frías y un mayor grado de manejo del bosque tienden a reducir la cantidad de hojarasca aportada al suelo.

El patrón temporal de caída de hojarasca se ha caracterizado por presentar los valores más altos de producción durante la estación seca. El predominio de especies de hábito perennifolio, como el alcornoque, que se deshacen de buena parte de su biomasa foliar cuando sufren los primeros síntomas de estrés hídrico, explica este patrón temporal. Este fenómeno se ha interpretado como una estrategia adaptativa para afrontar las demandas hídricas y nutritivas durante esa época adversa del año.

Palabras clave: alcornocal, caducifolio, ciclo de nutrientes, perennifolio, *Quercus suber*, *Quercus canariensis*.

INTRODUCCIÓN

El retorno anual de materia orgánica y elementos minerales al suelo a través de la hojarasca es uno de los principales factores de renovación de los ecosistemas forestales (Palma, 1998). La acumulación de compuestos orgánicos en la superficie del suelo induce la formación de la capa de humus. Este aporte provisional de elementos minerales, que son liberados gradualmente mediante procesos de descomposición, garantiza la permanente contribución de nutrientes al suelo (Hernández *et al.*, 1992; Cuevas y Medina, 1998). La dinámica de la hojarasca constituye, por tanto, un importante aspecto del ciclo de nutrientes y de la transferencia de energía en los ecosistemas forestales (Maguire, 1994; Vitousek *et al.*, 1995).

Los mecanismos de incorporación de elementos minerales al suelo del bosque pueden ser diversos: la meteorización química de las rocas subyacentes, la fijación de nitrógeno atmosférico a través de algunos microorganismos, la caída de hojarasca, la escorrentía superficial y el lavado de las hojas. Entre ellos, el aporte debido a la hojarasca ha mostrado ser el proceso más importante de transferencia de nutrientes al suelo (Bray y Gorham, 1964; Berg y Meentemeyer, 2001).

Las prácticas forestales pueden alterar de forma importante los patrones de caída de hojarasca y retorno de nutrientes al suelo, ya que dependen directamente de la biomasa aérea del bosque (Shing *et al.*, 1999). En la gestión del bosque mediterráneo, y en especial en el monte alcornocal, es frecuente la práctica de rozas del sotobosque y aclareos de árboles enfermos. Estos tratamientos selvícolas tienen como objetivo aumentar la producción de corcho, eliminar la competencia del estrato arbustivo y reducir el riesgo de incendios al disminuir la acumulación de biomasa combustible. Al reducir la biomasa aérea de los estratos arbóreo-arbustivos, la práctica de este tipo de tratamientos puede repercutir en la producción de hojarasca y, por tanto, en el contenido de nutrientes del suelo.

La caída de las hojas en un bosque suele seguir un patrón estacional, que varía dependiendo de su composición y de las condiciones ambientales. En los bosques de clima templado, donde el invierno es crudo pero el verano es húmedo (sin aridez estival), las especies de árboles predominantes son caducifolias, es decir, se deshacen de la mayor parte de sus hojas durante el otoño con el fin de reducir la demanda de carbono y agua durante el invierno. En la península Ibérica, este tipo de estrategia foliar se encuentra mayoritariamente distribuida por el tercio norte (zona templada) o por las zonas más sureñas pero con alta humedad ambiental (p. ej. en los bosques de ribera). Por el contrario, la mayor parte de árboles y arbustos de la cuenca Mediterránea tienen hábito perennifolio, es decir, mantienen la mayor parte de su biomasa foliar durante todo el año y la caída de la hoja no es un fenómeno tan marcado como en las caducifolias. Aunque estas especies perennifolias suelen desprenderse de sus hojas a lo largo de todo el año para renovar el follaje, en algunas épocas concretas el fenómeno de abscisión foliar es mucho más importante. Normalmente, los períodos de máxima caída de hojarasca coinciden con finales de la primavera y comienzos del verano, lo cual se puede interpretar como una estrategia adaptativa para afrontar la sequía estival, característica del clima mediterráneo.

Los objetivos principales del presente estudio han sido: 1) Cuantificar la cantidad de hojarasca producida durante un año, en tres parcelas experimentales de bosque típicamente mediterráneo localizadas en el Parque Natural Los Alcornocales. 2) Investigar los principales factores que determinan las diferencias entre parcelas en sus valores de producción de hojarasca. 3) Estudiar el efecto de las prácticas de rozas y aclareos del sotobosque, en cada parcela. 4) Caracterizar el patrón estacional de la caída de las hojas, haciendo mayor hincapié en las dos especies predominantes: el alcornoque (*Quercus suber*) de hoja perenne y el quejigo (*Quercus canariensis*) de hoja marcescente.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Natural Los Alcornocales tiene una extensión de 170.000 has, en su mayor parte en la provincia de Cádiz, y una pequeña parte en Málaga. El relieve es accidentado y con fuertes pendientes, formando las sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar. Las alturas no superan en general los 900 m (exceptuando el pico del Aljibe, con 1094 m de altitud), pero dan al conjunto un fuerte aire agreste que destaca de las suaves lomas y llanuras circundantes y del propio nivel del mar (Blanco *et al.*, 1991). La geología dominante está formada por areniscas oligo-miocénicas (formación del Aljibe), con alternancia de margas y arcillas en las zonas más bajas y presencia de afloramientos calizos dispersos. Esta variabilidad geológica, junto a las variaciones geomorfológicas y microclimáticas (temperatura, humedad e insolación) originan una considerable variabilidad de suelos (Bellinfante *et al.*, 1997; Jordán *et al.*, 1997). Las temperaturas son suaves en todo el área, con una media anual de 17°C. Las precipitaciones medias anuales oscilan entre 763 y 1.180mm, debido a la influencia del relieve montañoso (Torres, 1995). La vegetación está dominada por un extenso bosque de alcornoque (*Quercus suber*) que se mezcla con quejigos (*Q. canariensis*) en los valles y zonas más húmedas (ver descripción en Ojeda *et al.*, 2000). También son notables las formaciones de acebuche (*Olea europaea*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), brezales desarbolados en los suelos más arenosos y pobres (herrizas), y los pastizales abiertos sobre suelos arcillosos, denominados localmente "bujeos" (Ojeda, 1995).

Tratamiento experimental y métodos de muestreo

El estudio se ha llevado a cabo en tres parcelas experimentales de bosque situadas en las fincas de Tiradero, Buenas Noches y Panera, respectivamente. Estas parcelas fueron establecidas durante los años 1999 y 2000 con motivo de un proyecto de seguimiento de la regeneración de la comunidad vegetal (financiado con fondos CICYT-FEDER). En cada una de las parcelas experimentales (de 1 ha) se delimitó una mitad (de aproximadamente media hectárea) donde se realizó un tratamiento selvícola de rozas del matorral y aclareo de árboles enfermos, quedando la otra mitad intacta como control. A continuación fueron cercadas con malla cinegética para evitar la interferencia del ganado y los ungulados silvestres, y poder realizar el seguimiento de las plantas marcadas. Una descripción de las parcelas experimentales y de algunos resultados preliminares se puede consultar en Noejovich y Marañón (2002), Díaz-Villa *et al.* (2002), Quilchano y Marañón (2002), Pérez-Ramos y Marañón (2003) y en Quilchano *et al.* (2003).

Las muestras de hojarasca se recogieron periódicamente en contenedores circulares de plástico (trampas de hojarasca) de 29cm de diámetro y una profundidad de 27cm. En cada parcela experimental se colocaron 40 trampas (20 por cada hemiparcela) alineadas en grupos de cinco, según los transectos establecidos para el estudio de la vegetación. Las muestras se recogieron con una periodicidad bimensual desde febrero del 2002 hasta enero del 2003.

Una vez recogidas las muestras, se transportaron en bolsas de polietileno al laboratorio y se mantuvieron en cámara fría a unos 4°C de temperatura hasta que eran procesadas (con el fin de minimizar el proceso de descomposición). De las muestras se separó la fracción de hojas secas y el resto (ramas, frutos, flores) se descartó. Las hojas se lavaron con agua destilada, se secaron en una estufa a 70°C durante 48 horas aproximadamente, y se pesaron con una precisión de 0,01g. Durante el lavado, se estimó visualmente la proporción de hojas correspondiente a cada una de las especies leñosas. Por último, todas las muestras recogidas en la misma trampa de hojarasca se han unido y homogeneizado para un posterior análisis químico del aporte anual de nutrientes minerales.

La producción de hojarasca se ha relacionado con dos variables: 1) La temperatura mínima del aire (registrada por dos sensores de temperatura por parcela, conectados a un registrador automático marca HOBO) y 2) El índice de área foliar

del dosel del bosque (estimado a partir de 40 fotos hemisféricas por parcela, analizadas con el programa HEMIVIEW; ver Quilchano *et al.*, 2003).

La comparación entre los valores medios de biomasa foliar para las tres parcelas experimentales se ha realizado mediante un ANOVA de un factor (parcela). La comparación entre los valores medios de las zonas rozadas y no rozadas, dentro de cada parcela, se ha realizado mediante el test de la t de Student. Se ha utilizado el programa STATISTICA.

RESULTADOS

Producción anual de hojarasca

La producción media anual de hojarasca caída fue de 387,3g m⁻². Se han detectado diferencias significativas entre las tres parcelas de estudio (la significación del ANOVA fue p<0,001), correspondiendo la mayor producción media anual a Tiradero (482,6g m⁻²), seguida de Buenas Noches (405,3g m⁻²) y por último Panera (274,1g m⁻²) (figura 1).

En la tabla 1 se muestran los valores de diversos parámetros que caracterizan y diferencian a las tres parcelas de estudio. Es notable el mayor índice de área foliar (LAI) del dosel del bosque en Tiradero, que refleja una mayor densidad del follaje y por tanto está asociado a su mayor producción de hojarasca. Estas diferencias son significativas (p<0,001) tanto con el bosque de Buenas Noches como con Panera. Por otra parte, el bosque de Panera tiene una densidad media de dosel no muy diferente de Buenas Noches, y sin embargo su producción de hojarasca es bastante menor.

Otro factor que puede intervenir, limitando la producción, es la influencia de las temperaturas bajas. La temperatura mínima del período registrado en las tres parcelas (noviembre 2000 - agosto 2001) fue más baja en Panera y menos baja en Tiradero, reflejando un gradiente de continentalidad: Panera es el punto más al interior, mientras que Tiradero está más cerca del mar.

	TIRADERO	BUENAS NOCHES	PANERA
Coordenadas medias	36° 9' 46"N	36° 22' 56"N	36° 31' 54"N
Latitud Longitud	5° 35' 39"W	5° 34' 57"	5° 34' 29"W
Temperatura mínima (°C)	4,11	3,28	1,71
Índice de área foliar (m ² m ⁻²)	2,264	1,644	1,840
Rango de altitud (m snm)	335 a 360	410 a 450	530 a 560
Posición en la ladera	Ladera baja-piedemonte (240m más baja que la cima)	Cima-ladera alta (40m más baja que la cima)	Ladera media (100m más baja que la cima)
Suelos preferentes	Regosoles y/o Cambisoles dístricos	Leptosoles y/o Regosoles	Regosoles y/o Cambisoles dístricos
Textura	Franco-arenoso-arcilloso	Franco-arenoso	Franco-arcilloso
- Arcilla (%)	23	9	39
- Arena (%)	56	70	25
Producción de hojarasca (g/m ²)	482,6	405,3	274,1

Tabla 1. Descripción general de las tres parcelas experimentales.

Un tercer factor que puede influenciar la producción de hojarasca es el grado y tipo de manejo del bosque. La comparación en cada parcela de las zonas rozadas experimentalmente (en 2000) frente a las conservadas, mostró una reducción significativa tanto en Tiradero (p<0,001) como en Buenas Noches (p=0,019) (figura 1). Esta reducción debe estar asociada a la disminución en los aportes de hojarasca, producida al cortar arbustos arborescentes como madroño (*Arbutus unedo*) y agracejo (*Phillyrea latifolia*). Sin embargo, en Panera no hubo diferencias significativas entre ambas zonas, posiblemente debido a la heterogeneidad de esa mancha de bosque; además de ser un monte bastante aclarado y pastoreado (Noejovich y Marañón, 2002) que en parte explicaría su menor producción de hojarasca en comparación con las otras dos parcelas.

La composición de especies de árboles en el dosel del bosque también es un factor determinante de la producción de hojarasca. En la figura 2 se ha representado por una parte la composición (en porcentaje de cobertura) de las principales especies leñosas que dominan los estratos arbóreo y arbustivo, y por otra la proporción (por estima visual) en la hojarasca acumulada durante un año. En general, las especies dominantes en el dosel del bosque aportan la mayor parte de la hojarasca: en particular, el alcornoque en las tres parcelas, el quejigo moruno en Tiradero y Panera y el madroño en Buenas Noches (figura 2).

Patrones estacionales de la caída de la hoja

La caída de la hoja ocurre durante todo el año pero sigue un patrón estacional muy marcado (figura 3). El pico máximo de producción de hojarasca se produce a finales de la primavera, principios de verano, aunque durante la estación fría también se recogen valores importantes.

A pesar de este patrón general, existen diferencias entre especies. En la figura 4 se ha representado, para la parcela Tiradero (bosque mixto), la comparación entre la caída estacional de hojarasca de las dos especies predominantes del bosque: alcornoque (*Quercus suber*) y quejigo moruno (*Quercus canariensis*).

DISCUSIÓN

Producción anual de hojarasca

La producción media anual de hojarasca fue de unos 387g m⁻², oscilando entre un máximo de 483g m⁻² de Tiradero y un mínimo de 274g m⁻² en Panera. Estos valores son algo superiores a los encontrados en otros bosques mediterráneos (tabla 2).

La producción de hojarasca del bosque está influenciada por diversos factores, entre los que se puede destacar las condiciones ambientales (microclima, humedad y fertilidad del suelo, etc.), las características del dosel (densidad del follaje, composición de especies), y el grado y tipo de manejo.

Dentro del Parque Natural Los Alcornocales existe una variabilidad microclimática, asociada a la orografía y a la distancia al mar. Las tres parcelas de bosques estudiadas están a unos

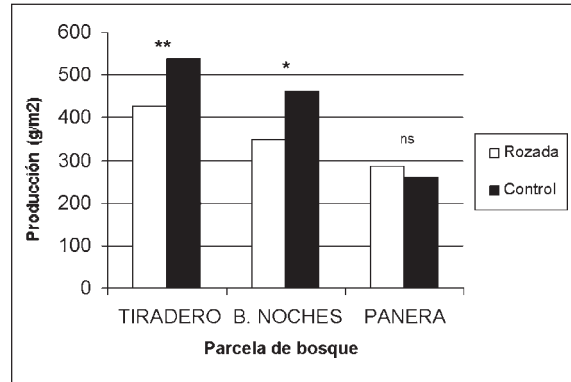


Figura 1. Producción anual de hojarasca para las tres parcelas experimentales. Se han comparado los valores obtenidos para la zona rozada y la zona control (** p<0,01; *p<0,05; ns = no significativo).

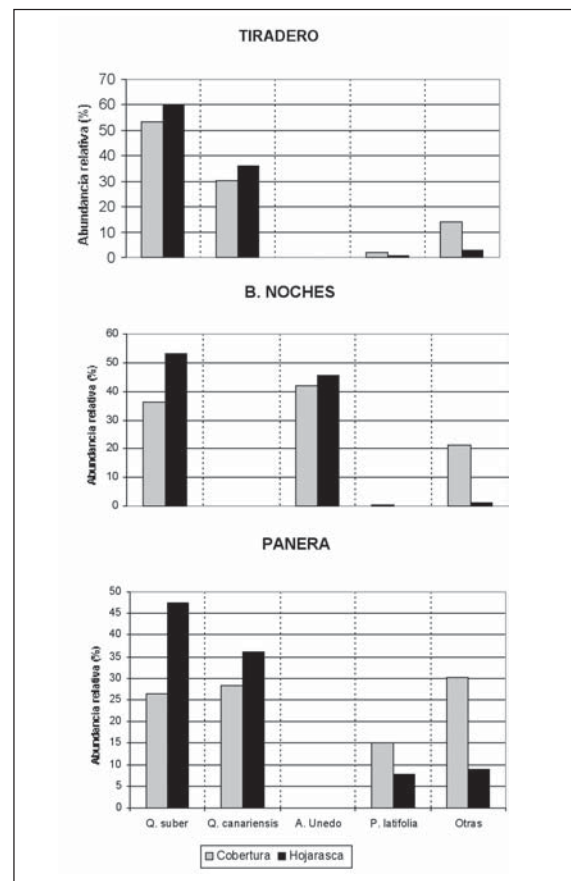


Figura 2. Abundancia relativa de especies en el dosel arbóreo-arbustivo (% cobertura) y en la hojarasca anual (% estimado) en las tres parcelas experimentales.

Localidad	Tipo de bosque	Producción de hojarasca (g m ⁻²)	Referencia
Navarra (España)	<i>Pinus sylvestris</i>		
	- Zona alta	277,4	
	- Zona baja	300,3	Blanco <i>et al.</i> , (2003)
Tuscany (Italia)	<i>Quercus ilex</i>		
	- Zona húmeda	451,1	
	- Zona seca	235,0	Bussotti <i>et al.</i> , (2003)
Puechabon (Francia)	<i>Quercus ilex</i>	243,0	Rapp <i>et al.</i> , (1999)
Salamanca (España)	<i>Quercus pyrenaica</i>	234,8	Rapp <i>et al.</i> , (1999)
P.N. Alcornocales (España)	<i>Quercus suber</i> y <i>Q. canariensis</i>	387,3	Este estudio

Tabla 2. Comparación en la producción de hojarasca entre diferentes bosques mediterráneos.

niveles de altitud semejantes, pero difieren en su proximidad al mar. Las diferencias observadas entre ellas en la temperatura mínima anual, siendo inferior en Panera que está más situada hacia el interior, podrían contribuir a su menor producción de hojarasca. Durante el invierno, las temperaturas más bajas inducen una reducción en la tasa fotosintética de las hojas, disminuyendo la producción de biomasa foliar y en consecuencia el aporte de hojarasca (Guerrero *et al.*, 1998; Castro *et al.*, 2001).

La densidad de hojas del dosel del bosque, medida como el índice de área foliar (LAI), debe determinar la cantidad de hojarasca aportada al suelo. Es decir, la cantidad de hojarasca que retorna al suelo es función directa de la biomasa de los estratos superiores del bosque (Singh *et al.*, 1999). El bosque de Tiradero presentó los valores más altos de densidad de follaje (LAI) y también de aporte de hojarasca al suelo.

La composición de especies del dosel arbóreo es otro factor determinante tanto de la producción total de hojarasca, como de los patrones estacionales en la caída de las hojas al suelo (Facelli y Pickett, 1991). A su vez, la abundancia relativa de las diferentes especies de árboles estará determinada por las condiciones ambientales (climáticas, topográficas, humedad, fertilidad), la interacción entre las especies (competencia, facilitación), y por la historia del manejo a que ha estado sometido el monte en concreto. Las especies que predominan en la biomasa aérea del bosque son las que suelen aportar la mayor parte de la hojarasca al suelo. También hay que tener en cuenta que además de las diferencias en cantidad de hojarasca producida, las especies de árboles difieren en la calidad de esta hojarasca en términos de su composición mineral.

Por último, el grado y tipo de manejo del bosque también influye sobre la producción de hojarasca. En el estudio comparado de las tres parcelas de bosque, Tiradero (con mayor producción de hojarasca) representa a un bosque relativamente conservado, mientras que Panera (de menor producción) representa un bosque aclarado y pastoreado, con cierto grado de adehesamiento. La estructura del bosque de Tiradero, con árboles de gran talla y mayor área basal, refleja una mayor cantidad de biomasa foliar en el dosel y en consecuencia aportará una mayor cantidad de hojarasca al suelo (Arunachalam *et al.*, 1998).

Por otra parte, en la comparación entre zonas rozadas frente a zonas conservadas, dentro de la misma parcela de bosque, se ha encontrado una reducción en el aporte de hojarasca asociada a las rozas (en dos de las tres parcelas estudiadas). La biomasa rozada es apilada y quemada, liberando de forma rápida los minerales al suelo, que pueden ser arrastrados, en parte, por las aguas de escorrentía. En contraposición, la caída de la hojarasca durante todo el año, y su lenta descomposición, proporciona un aporte de nutrientes al bosque más continuado en el tiempo y más extendido en el espacio.

Patrones estacionales de la caída de la hoja

Aunque normalmente se asocia la caída de la hoja a la estación otoñal (típico del bosque templado), en los alcornocales se ha encontrado que la mayor parte de la hojarasca se aporta al comienzo de la estación seca. Este patrón es típico de

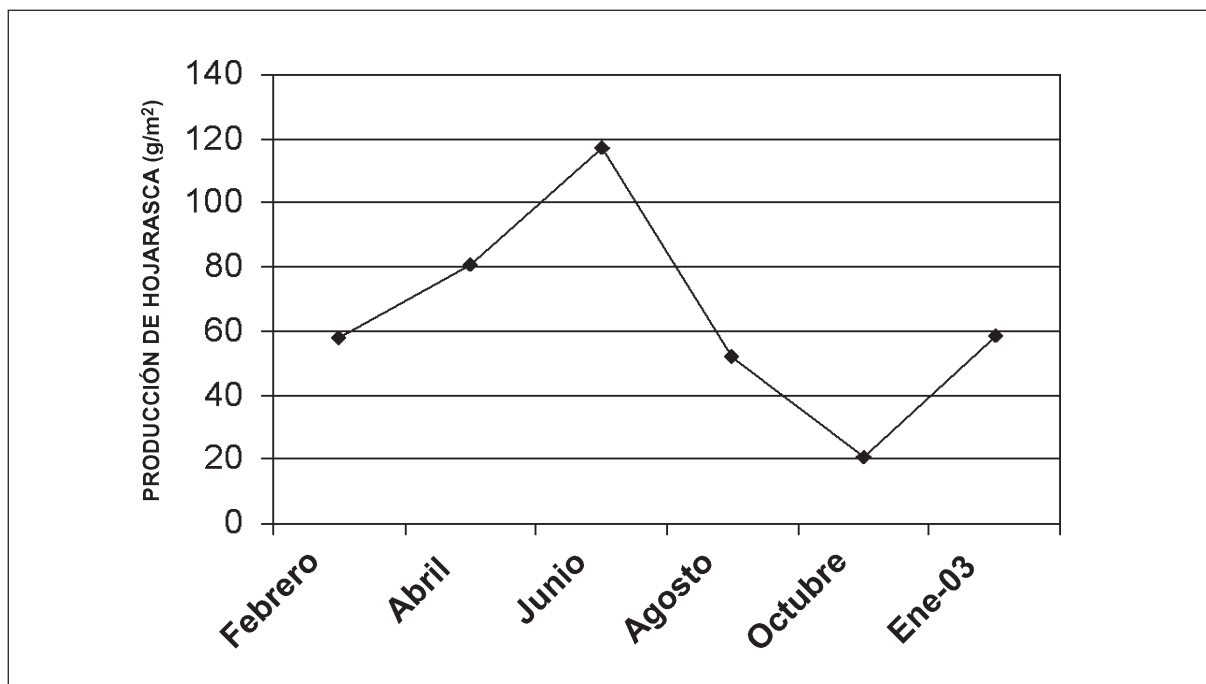


Figura 3. Dinámica temporal de la caída de hojarasca (media de 120 trampas).

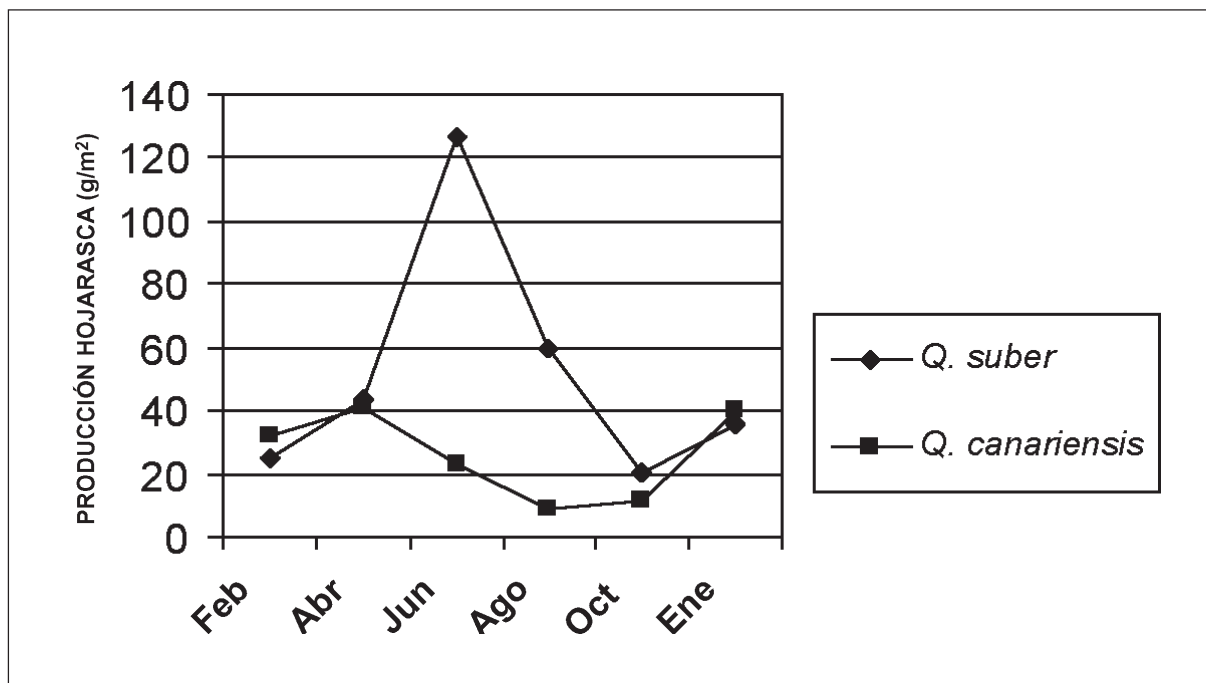


Figura 4. Comparación en el patrón estacional de la caída de hojarasca entre alcornoque y quejigo moruno, en el bosque mixto de Tiradero

bosques con árboles de hoja perenne tanto en clima mediterráneo como en tropicales con una estación seca (p. ej., Kumar y Deepu, 1992; Muoghalu *et al.*, 1993; Hopkins, 1996; Sundarapandian y Swamy, 1999; Millán *et al.*, 2002).

Los árboles perennifolios, como el alcornoque (*Quercus suber*), se deshacen de buena parte de su biomasa foliar cuando perciben los primeros síntomas de estrés por falta de agua. Esta respuesta se ha interpretado como una estrategia adaptativa para afrontar las demandas hídricas y nutritivas que requiere el árbol durante el verano. Las altas temperaturas y la intensa radiación incidente, en el verano mediterráneo, generan unas condiciones muy poco favorables para la actividad vegetal. En estas circunstancias, la disponibilidad de agua en el suelo se reduce hasta un nivel extremo, al cual las plantas no son capaces de extraer la cantidad suficiente para reponer las grandes pérdidas provocadas por la creciente transpiración de las hojas. La solución que parecen haber adoptado algunas plantas mediterráneas es deshacerse de una parte de sus hojas y retener únicamente aquellas que son capaces de abastecer, con el agua captada por las raíces. Por otra parte, el desarrollo de los nuevos brotes durante la primavera, produce una demanda elevada de nutrientes que son retranslocados desde las hojas, provocando su senescencia prematura y posterior caída (Millán *et al.*, 2002).

Durante la estación fría también se encontró un importante aporte de hojarasca al suelo de estos bosques. En parte, los fuertes vientos y a las intensas lluvias del invierno producen una caída general de las hojas del bosque (Proctor *et al.*, 1983; Muoghalu *et al.*, 1993), tanto de los árboles perennifolios (alcornoque) como de los caducifolios (quejigo moruno). Por otro lado, la importante proporción del quejigo moruno en el dosel de estos bosques mixtos contribuye a un aporte de hojarasca en otoño e invierno. Los árboles de hoja marcescente (o semi-caducifolios), como el quejigo moruno (*Quercus canariensis*), se desprenden de gran parte de su biomasa foliar durante los meses fríos del año. Con esta estrategia minimizan el gasto de energía necesario para mantener las hojas vivas, durante una estación en la cual las bajas temperaturas dificultan la fotosíntesis y ponen en peligro la integridad de los tejidos.

BIBLIOGRAFÍA

- ARUNACHALAM, A.; Arunachalam, K.; Pandey, H. N. y Tripathi, R. S.: "Fine litterfall and nutrient dynamics during forest regrowth in the humid subtropics of north-eastern India", *Forest Ecology and Management*, 110 (1998), pp. 209-219.
- BELLINFANTE, N.; Gómez, I.; Ruiz, A. y Paneque, G.: "Suelos sobre areniscas silíceas del Parque Natural Los Alcornocales", *Edafología* 3 (1997), pp. 309-316.
- BERG, B. y Meentemeyer, V.: "Litter fall in some European coniferous forest as dependent on climate: a synthesis", *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (2001), pp. 292-301.
- BLANCO, R., J. Clavero, A. Cuello, T. Marañón y J. A. Seisdedos. Sierras del Aljibe y Campo de Gibraltar. Diputación de Cádiz, Cádiz (1991).
- BLANCO, J.; Imbert, B.; Arricibita, F. J. y Castillo, F. J.: "Producción de hojarasca de *Pinus sylvestris* L. sometidos a diferente intensidad de clara", VII Congreso de la Asociación Española de Ecología Terrestre, Barcelona, 2-4 julio (2003), pp. 267-279.
- BRAY, J. R. y Gorham, E.: "Litter production in forest of the world", *Advances in Ecological Research*, 2 (1964), pp. 101-158.
- BUSSOTTI, F.; Borghini, F.; Celesti, C.; Leoncio, C.; Cozzi, A.; Bettini, D. y Ferretti, M.: "Leaf shedding, crown condition and element return in two mixed holm oak forest in Tuscany, central Italy", *Forest Ecology and Management*, 176 (2003), pp. 273-285.
- CASTRO, P.; Villar, P. y Montserrat, G.: "Adaptaciones de las plantas leñosas al clima mediterráneo". *Quercus*, 186 Agosto (2001), pp. 28-33.
- CUEVAS, E. y Medina, E.: "Nutrient dynamic within amazonian forest", *Oecologia*, 76 (1998) pp. 222-235.
- DÍAZ-VILLA, M. D.; Marañón, T. y Arroyo, J.: "Regeneración del bosque mediterráneo: Bancos de semillas en el suelo y emergencia de plántulas", *Almoraima*, 27 (2002), pp. 207-212.
- FACELLI, J. M. y Pickett, S. T. A.: "Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure", *The Botanical Review*, 57 (1991), pp. 1-32.
- GUERRERO, J.; Camarero, J. J. y Gutiérrez, E.: "Seasonal growth and needle fall in *Pinus sylvestris* and *P. uncinata*", *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*, 7 (1998), pp. 155-172.
- HERNÁNDEZ, J. M.; Santa Regina, I. y Gallardo, J. F.: "Dinámica de la descomposición de la hojarasca forestal en bosques de la Cuenca del Duero (provincia de Zamora): Modelización de la pérdida de peso", *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 6 (1992) pp. 339-395.
- HOPKINS, B.: "Vegetation of Olokemeji forest reserves, Nigeria", *Journal of Ecology*, 54 (1996), pp. 687-703.
- JORDÁN A., A. Ruiz, I. Gómez y F. Limón.: "Principales tipos de suelos asociados al bosque de *Quercus* sp. y brezal en el Parque Natural Los Alcornocales". *Almoraima*, 19 (1997), pp. 231-240.
- KUMAR, B. M. y Deepu, J. K.: "Litter production and decomposition dynamics in moist deciduous forest of the Western Ghats in Peninsular India", *Forest Ecology and Management*, 50 (1992), pp. 181-201.

- MAGUIRE, D. A.: "Branch mortality and potential litter fall from Douglas-fir trees in stands of varying density", *Forest Ecology and Management*, 70 (1994), pp. 41-53.
- MILLA, R.; Palacio, S.; Pérez, C.; Maestro, M.; Monserrat, G. y Castro, P.: "Caída de la hoja en el bosque mediterráneo", *Quercus*, 196 Junio (2002), pp. 26-30.
- MUOGHALU, J. I.; Akanni, S. O. y Eretan, O. O.: "Litterfall and nutrient dynamics in a Nigerian rainforest seven years after a ground fire", *Journal of Vegetation Science*, 4 (1993), pp. 323-328.
- NOEJOVICH, L. y Marañón T.: "Heterogeneidad del medio físico y biodiversidad del bosque de Quercus en el P. N. Los Alcornocales", *Almoraima*, 27 (2002), 213-224.
- OJEDA, F., Arroyo, J. y Marañón, T. "Biodiversity components and conservation of Mediterranean heathlands in Southern Spain". *Biological Conservation* 72 (1995), pp. 61-72.
- OJEDA F., Marañón, T. y Arroyo, J.: "Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S.Spain): a comprehensive account", *Biodiversity and Conservation*, 9 (2000), pp.1323-1343.
- PALMA, R. M.; Prause, J.; Fontanive, A. V. y Jiménez, M. P.: "Litter fall and litter decomposition in a forest of Parque Chaqueño Argentino", *Forest Ecology and Management*, 106 (1998), pp. 205-210.
- PÉREZ-RAMOS, I. M. y MARAÑÓN, T.: "Patrones de emergencia y supervivencia de plántulas de especies leñosas en un bosque manejado". VII Congreso de la Asociación Española de Ecología Terrestre, Barcelona, 2-4 julio (2003), pp. 464-477.
- PROCTOR, J.; Anderson, J. M.; Fodgen, S. C. L. y Vallack, H. W.: "Ecological studies to four contrasting lowland rainforest in Gunung Mulu National Park, Sarawak", *Journal of Ecology*, 71 (1983), pp. 261-283.
- QUILCHANO, C. y Marañón, T.: "Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soil ", *Biology and Fertility of Soils*, 35 (2002), pp. 102-107.
- QUILCHANO, C.; Marañón, T.; Noejovich, L.; Valladares, F. y Zavala, M.A. "Heterogeneity of abiotic environment in cork oak forests", *Forest Ecology and Management* (2003, enviado).
- RAPP, M.; Santa Regina, I.; Rico, M. y Gallego, H. A.: "Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forest", *Forest Ecology and Management*, 119 (1999), pp. 39-49.
- SINGH, K. P.; Singh, P. K. y Tripathi, S. K. "Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India", *Biology and Fertility of Soils*, 29 (1999), pp. 371-378.
- SUNDARAPANDIAN, S. M. y Swamy, P. S.: "Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forest at Kodayar in the Western Ghats, India", *Forest Ecology and Management*, 123 (1999), pp. 231-244.
- TORRES, E., *Estudio de los principales problemas selvícolas de los alcornocales del Macizo del Aljibe: Cádiz y Málaga*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid (1995).
- VITOUSEK, P. M.; Gerrish, G.; Turner, D. R.; Walker, L. R. y Mueller-Dumbois, D.: "Litterfall and nutrient cycling in four Hawaiian montane rainforest", *Journal of Tropical Ecology*, 11 (1995) pp. 189-203.

Almoraima, 31, 2004

LIMITACIONES EN LA REGENERACIÓN NATURAL DE LAS ESPECIES LEÑOSAS DE UN BOSQUE MEDITERRÁNEO

Ignacio M. Pérez Ramos / Teodoro Marañón

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC)

RESUMEN

El éxito de la regeneración natural de cualquier especie leñosa depende del cumplimiento conjunto y sucesivo de una serie de etapas, de modo que el fallo en un solo eslabón de la cadena puede significar el fracaso de la regeneración. En el presente trabajo se ha estudiado la regeneración, en las fases de emergencia y supervivencia de plántulas, de las principales especies leñosas que predominan en el dosel arbóreo-arbustivo del bosque, en el Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz-Málaga). Se ha caracterizado además la dinámica temporal del reclutamiento de nuevos individuos en la población.

Los resultados muestran que la regeneración natural de algunas de las especies leñosas más representativas del área de estudio, como es el caso del alcornoque (*Quercus suber*), el quejigo moruno (*Quercus canariensis*), el madroño (*Arbutus unedo*) o los brezos (*Erica spp.*) parece estar muy limitada en las etapas iniciales del reclutamiento. En cambio, otras especies tales como el agracejo (*Phillyrea latifolia*), la zarzaparrilla (*Smilax aspera*), el durillo (*Viburnum tinus*) o la hiedra (*Hedera helix*), que a pesar de estar poco representadas en los estratos verticales del bosque, cuentan con un elevado número de plántulas recién emergidas en el suelo.

El patrón de dinámica temporal que presentan las especies leñosas estudiadas, en las fases de emergencia y supervivencia de plántulas, se puede considerar representativo de las especies mediterráneas, caracterizado por presentar la máxima emergencia a principios de primavera y los valores más altos de mortalidad durante el verano. Los resultados obtenidos para las probabilidades de supervivencia de plántulas ponen de manifiesto que, independientemente del mayor o menor grado de éxito en la primera emergencia, la sequía estival afecta por igual a la mayor parte de las especies estudiadas. En consecuencia, aquellas poblaciones que apenas hayan tenido plántulas emergidas, verán aún más limitada su capacidad de regeneración natural debido a la mortalidad estival.

Palabras clave: alcornocal, demografía, regeneración, semillas.

INTRODUCCIÓN

El Parque Natural Los Alcornocales está localizado dentro de la zona biogeográfica Bético-Rifeña, que ha sido considerada como uno de los "puntos calientes" (*hot spot*) de biodiversidad de la cuenca Mediterránea (Médail y Quézel, 1997). El 48% del Parque está cubierto por bosques dominados por alcornoques (*Quercus suber*), que son árboles de hoja perenne, mientras que en el 4% dominan los quejigos morunos (*Quercus canariensis*), que son árboles de hoja marcescente o semidecíduos; frecuentemente se mezclan las dos especies formando bosques mixtos (Torres, 1995).

Estas dos especies de Fagáceas, que predominan en el Parque, tienden a formar extensas masas de arbolado envejecido, donde la instalación de nuevos pies procedentes de semilla (brinzales) no compensa la mortalidad natural o inducida, al menos durante las últimas décadas (Montero *et al.*, 2000). Este patrón demográfico significa que la capacidad de regeneración natural de estas quercíneas debe estar seriamente limitada, posiblemente debido a la acción conjunta de diferentes factores, tanto abióticos como bióticos.

La regeneración de cualquier especie debe ser considerada como una serie concatenada de procesos, cada uno de los cuales puede influir decisivamente en el resultado final (Harper 1977; Schemske *et al.*, 1994). El éxito de la regeneración depende del cumplimiento conjunto y sucesivo de las diferentes etapas que constituyen el ciclo, de modo que el fallo en un solo eslabón de la cadena puede significar el fracaso de la regeneración. Así, el reclutamiento exitoso de nuevos individuos en la población puede estar condicionado por la cantidad de semillas producidas y dispersadas, por la disponibilidad de micrositios adecuados para la germinación y el establecimiento de las plántulas, así como por la actividad de los animales predadores de semillas y de los herbívoros que consumen plántulas y juveniles (Schupp 1995; Schupp y Fuentes, 1995; Hulme, 1997; Jordano *et al.*, 2002).

En el presente trabajo se han estudiado los patrones de emergencia y supervivencia de plántulas de las principales especies leñosas que predominan en el dosel arbóreo-arbustivo de un bosque mediterráneo. Se ha caracterizado además la dinámica temporal del reclutamiento de nuevos individuos en las diferentes poblaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Natural Los Alcornocales tiene una extensión aproximada de 170.000has, en su mayor parte en la provincia de Cádiz y una pequeña parte en Málaga. El relieve es accidentado y con fuertes pendientes, formando las sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar. Las alturas no superan en general los 900m (exceptuando el pico del Aljibe, con 1.094m), pero dan al conjunto un fuerte aire agreste que destaca de las suaves lomas y llanuras circundantes y del propio nivel del mar (Blanco *et al.*, 1991). La geología dominante está formada por areniscas oligo-miocénicas (formación del Aljibe), con alternancia de margas y arcillas en las zonas más bajas y presencia de afloramientos calizos dispersos. Esta variabilidad geológica, junto a las variaciones geomorfológicas y microclimáticas (temperatura, humedad e insolación) originan una considerable variabilidad de suelos (Bellinfante *et al.*, 1997; Jordán *et al.*, 1997). Las temperaturas son suaves en todo el área, con una media anual de 17°C. Las precipitaciones medias anuales oscilan entre 763 y 1180 mm, debido a la influencia del relieve montañoso (Torres, 1995). La vegetación está dominada por un extenso bosque de *Quercus suber* (alcornoque) que se mezcla con quejigos (*Q. canariensis*) en los valles y zonas más húmedas (ver descripción en Ojeda *et al.*, 2000). También son notables las formaciones de acebuche (*Olea europaea*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), brezales desarbolados en los suelos más arenosos y pobres ("herrizas"), y pastizales abiertos sobre suelos arcillosos, denominados localmente "bujeos" (Ojeda, 1995).

Tratamiento experimental y métodos de muestreo

El estudio se ha llevado a cabo en tres parcelas experimentales (de 1ha), situadas en las fincas de Tiradero, Buenas Noches y Panera. Estas parcelas, localizadas en laderas con bosque mixto de alcornoque y quejigo, fueron establecidas durante los años 1999 y 2000, con motivo de un proyecto de investigación sobre la regeneración del bosque financiado con fondos CICYT-FEDER. Se realizaron tratamientos experimentales de rozas y aclareos, y a continuación fueron cercadas con malla cinéctica, para evitar la interferencia del ganado y los ungulados silvestres con las plantas marcadas (ver descripción de las parcelas en Noejovich y Marañón, 2002).

En cada parcela experimental se han dispuesto ocho transectos de 20m de longitud colocados paralelamente y espaciados entre sí, que han sido utilizados para medir periódicamente (cada seis meses) la cobertura de los estratos arbóreo y arbustivo. Además, en los mismos transectos se han marcado cinco cuadros permanentes de 1m² en los cuales se han contado periódicamente el número de plántulas emergidas de las especies leñosas. Estas plántulas se han marcado individualmente y se han censado de manera periódica para llevar a cabo un seguimiento de la supervivencia, identificando los posibles factores de mortalidad en su caso. Los censos, en cada uno de los 120 cuadros repartidos por las tres parcelas, se han repetido cada 2 meses aproximadamente desde febrero del 2002 hasta enero de 2003. Los resultados preliminares se han presentado en Pérez-Ramos y Marañón (2003).

RESULTADOS

En la figura 1 se ha representado, por un lado la abundancia (en porcentaje de cobertura) de las principales especies leñosas en el estrato arbóreo del bosque, y por otro lado la proporción (en porcentaje de densidad de plántulas emergidas) en la que aparecen cada una de estas especies en la fase de emergencia de plántulas en el suelo del bosque. Comparando los valores de ambos parámetros, se puede comprobar si las especies abundantes en el dosel son también las que mejor se regeneran y viceversa, si las más abundantes en el estadio de plántulas del sotobosque se corresponden con las dominantes en el estadio de plantas adultas. Por otra parte, se puede detectar si la ausencia o escasez de regeneración de una especie está asociada a la baja abundancia de plantas madres en los rodales estudiados o bien se está produciendo algún tipo de limitación en el proceso de regeneración natural.

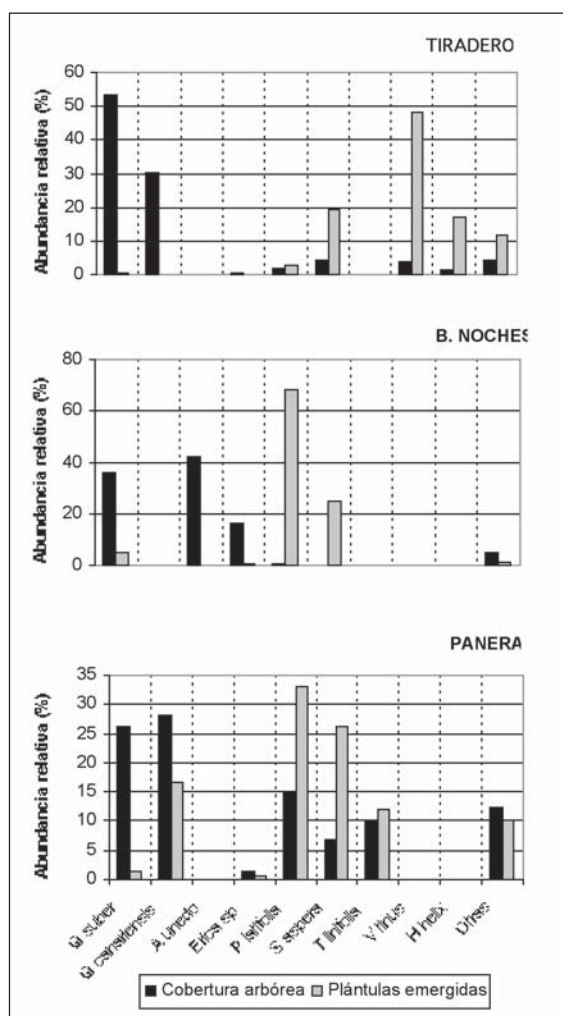


Figura 1. Abundancia relativa de las principales especies leñosas tanto en el dosel arbóreo (% cobertura) como en la emergencia de plántulas (% densidad), en las tres parcelas experimentales de bosque mediterráneo.

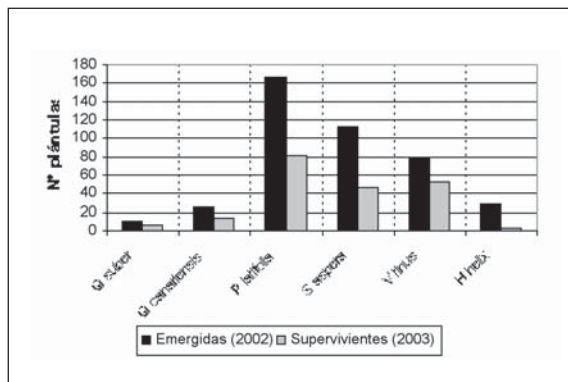


Figura 2. Comparación entre el número total de plántulas emergidas en los 120 cuadros durante el 2002 y el número de plántulas supervivientes después de un año, para las principales especies leñosas.

El resultado más relevante es que las dos especies de árboles mejor representadas en el Parque, el alcornoque (*Quercus suber*) y el quejigo moruno (*Quercus canariensis*) presentan una regeneración natural muy escasa o incluso nula en determinados rodales. Una situación parecida se ha observado para otras especies leñosas como el madroño (*Arbutus unedo*) o los brezos (*Erica sp.*), que forman parte de manera abundante del dosel arbóreo-arbustivo de la parcela de bosque en la finca Buenas Noches, pero apenas emergen o se establecen como plántula en el sotobosque. Por el contrario, otras especies leñosas como el agracejo (*Phillyrea latifolia*) o la zarzaparrilla (*Smilax aspera*), a pesar de estar poco representadas como plantas adultas en la mayor parte de los rodales, cuentan con un elevado número de plántulas emergidas en los censos realizados. Algo similar ocurre con la hiedra (*Hedera helix*) y

el durillo (*Viburnum tinus*), que aparecen como especies poco predominantes en los estratos superiores de la parcela Tiradero, y sin embargo cuentan con una alta proporción de plántulas a nivel del suelo.

La emergencia de las plántulas es sólo una de las fases en la secuencia demográfica de la regeneración. El éxito en el reclutamiento de nuevos individuos en las poblaciones estudiadas, también dependerá de la capacidad de establecimiento y supervivencia de las plántulas emergidas. En la figura 2 se ha representado comparativamente el número total de plántulas emergidas durante el año 2002 (principalmente durante la primavera), así como el número de plántulas supervivientes después de la sequía estival (censadas a principios del 2003).

En general, las especies leñosas estudiadas presentaron unos porcentajes medios de supervivencia muy similares (entre el 40 y 50%), independientemente de que hayan tenido una mayor o menor emergencia. Por ejemplo, la supervivencia de las plántulas de *Phillyrea latifolia* (48,5%) y *Smilax aspera* (41,6%), que fueron muy numerosas en la fase de emergencia, fue similar a las de *Quercus canariensis* (50%) o *Quercus suber* (54,5%), que fueron bastante escasas. Los dos valores extremos de supervivencia fueron, por un lado el durillo (*Viburnum tinus*) cuyas plántulas parecen soportar mejor el estrés de la sequía estival (65,8% de supervivientes), y en el extremo opuesto las plántulas de hiedra (sólo 11% supervivientes) fueron las más sensibles.

En la figura 3 se ha representado la evolución temporal del número total de plántulas (de todas las especies leñosas) contabilizadas en los 120 cuadros, a lo largo de los diferentes censos. El patrón estacional obtenido se puede considerar representativo de las especies mediterráneas, con la máxima emergencia a principios de la primavera y una mortalidad creciente a medida que transcurre el verano, como consecuencia de la sequía estival.

En la figura 4 se han representado, por separado, las tendencias temporales en la emergencia y supervivencia de plántulas para las principales especies leñosas. La mayor parte de ellas siguen el patrón general, con el pico máximo de emergencia en torno al mes de abril y los valores más altos de mortalidad durante la estación seca (en torno al mes de agosto). Sin embargo, las dos especies más representativas del bosque, el alcornoque (*Quercus suber*) y el quejigo moruno (*Quercus canariensis*), muestran un cierto retraso en la fase de emergencia de plántulas, con los valores más altos a finales de la primavera. También son dignos de mención el escaso reclutamiento efectivo de la hiedra (*Hedera helix*), a pesar de las numerosas plántulas emergidas en primavera de las cuales mueren la mayoría en verano, mientras que el durillo (*Viburnum*

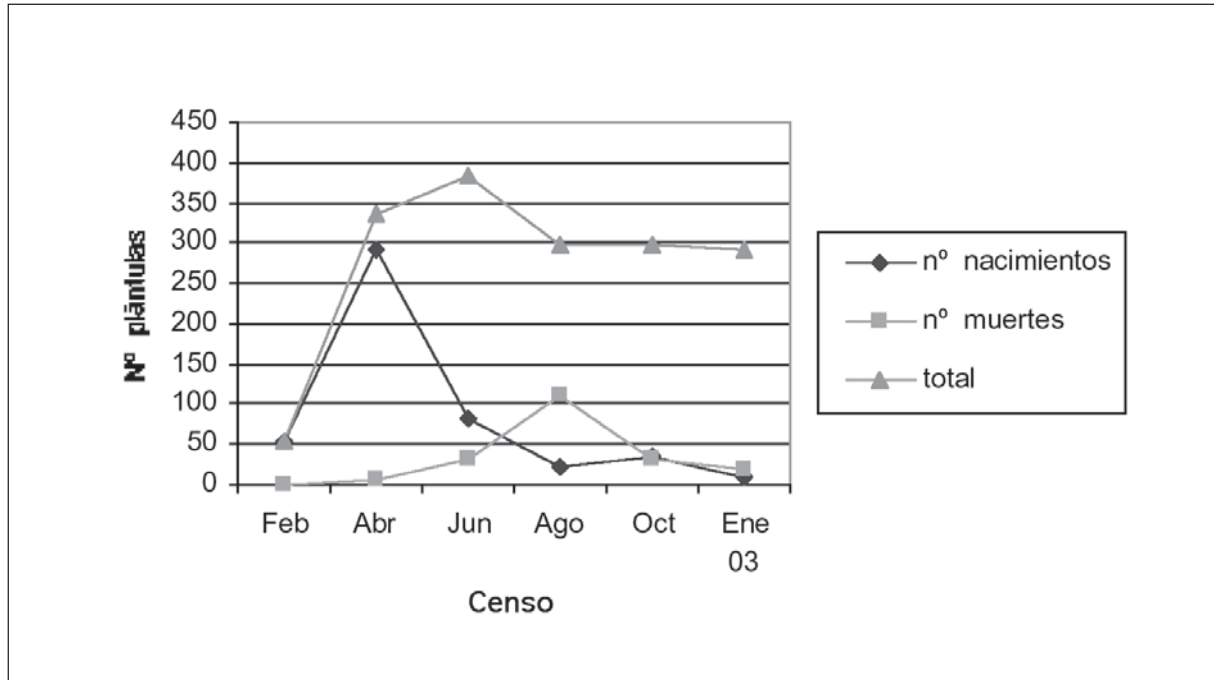


Figura 3. Dinámica temporal de regeneración para el total de plántulas emergidas en los 120 cuadros.

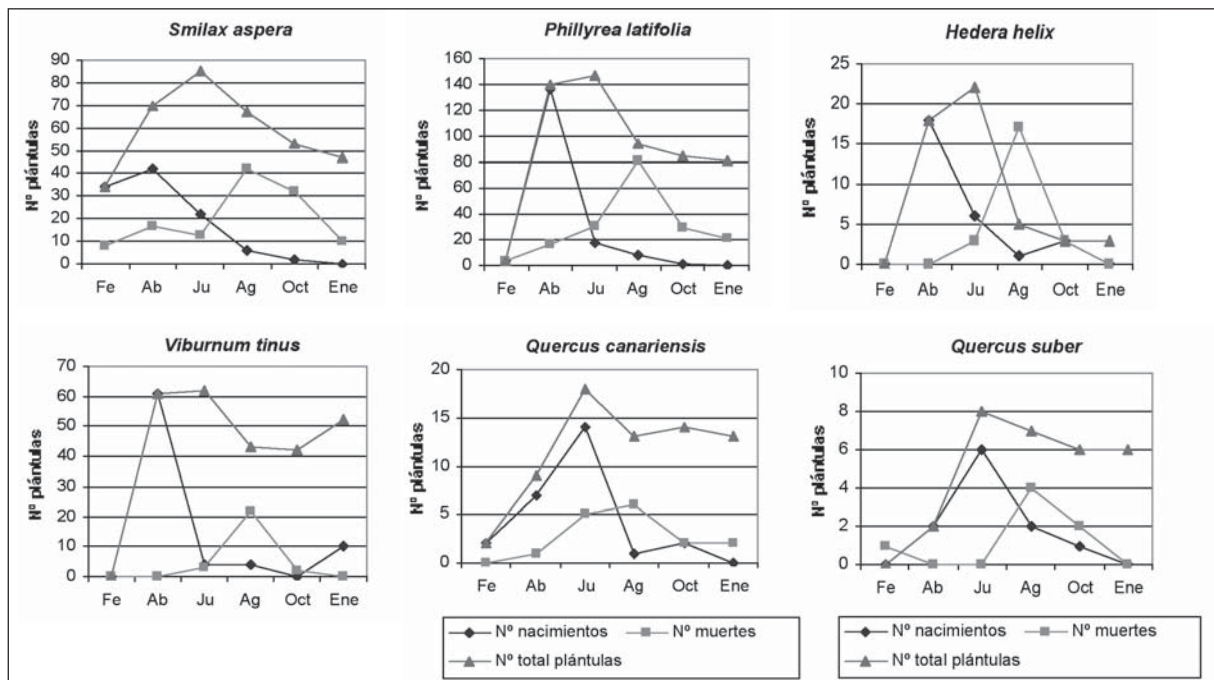


Figura 4. Patrones estacionales en las fases de emergencia y supervivencia de plántulas de las seis especies leñosas predominantes en el bosque.

tinus), el agracejo (*Phillyrea latifolia*) y la zarzaparrilla (*Smilax aspera*) presentaron abundantes plántulas emergidas y una supervivencia moderada, resultando un reclutamiento eficiente (al menos en estas primeras fases).

DISCUSIÓN

La regeneración natural de algunas de las especies leñosas más representativas del Parque Natural Los Alcornocales parece estar muy limitada en las etapas iniciales del reclutamiento. Las causas de esta limitación se pueden deber a la combinación de varios factores: 1) Una fuerte limitación de la lluvia de semillas, que normalmente resulta muy localizada y con alta agregación espacial; 2) Predación elevada de semillas en la fase pos-dispersiva; 3) La enorme mortalidad de plántulas producida por la sequía estival, característica del clima mediterráneo (Schupp 1995, Schupp & Fuentes 1995, Hulme 1997); 4) La fuerte predación de plántulas y brinzales por los grandes herbívoros, tanto domésticos como silvestres.

En los bosques estudiados, la ausencia o escasez de plántulas emergidas durante el período favorable (invierno- primavera), para algunas de las especies abundantes en el estrato arbóreo-arbustivo, como es el caso del alcornoque (*Quercus suber*), el quejigo moruno (*Q. canariensis*), el madroño (*Arbutus unedo*) o los brezos (*Erica sp.*), sugiere que la limitación de su reclutamiento debe estar determinada por las fases demográficas anteriores. En concreto se puede suponer una escasez en la producción de semillas (que puede ser anual; de hecho son frecuentes los fenómenos de vecería en estas plantas mediterráneas), o bien que las semillas no son viables, o que sufren una alta predación pos-dispersiva.

En contraposición a las especies anteriores, se encuentran otras que, a pesar de estar poco representadas en los estratos verticales del bosque, cuentan con un elevado número de plántulas recién emergidas en el suelo. Este es el caso del agracejo (*Phillyrea latifolia*), la zarzaparrilla (*Smilax aspera*) y el durillo (*Viburnum tinus*), que pueden considerarse especies más eficientes en el proceso de regeneración natural, al menos durante las primeras fases.

El patrón de dinámica temporal que presentan las especies leñosas estudiadas, en las fases de emergencia y supervivencia de plántulas, se puede considerar representativo de las especies mediterráneas, caracterizado por la máxima emergencia a principios de primavera y una fuerte mortalidad durante el verano. En general, las plántulas y brinzales son más susceptibles que los árboles maduros a sufrir estrés por acción de la sequía. Por un lado, su área foliar y su capacidad de almacenamiento de carbohidratos son muy inferiores y, por otro lado, las raíces son más pequeñas y les impide captar el agua en profundidad (Price *et al.*, 2001).

Las probabilidades de supervivencia de plántulas a lo largo del año, fueron similares entre las distintas especies estudiadas (con la excepción de la hiedra, que fue más sensible), independientemente de que el número de plántulas emergidas fuera mayor o menor. Es decir, las condiciones desfavorables que aparecen durante la estación seca, en el clima mediterráneo, afectarían de forma similar a las plántulas de las diferentes especies leñosas. En consecuencia, aquellas especies con poca densidad de plántulas emergidas (ya limitadas en la primera fase), verán aún más limitada su capacidad de regeneración natural debido a la fuerte mortalidad, por efecto de la sequía estival, de las pocas plántulas que emergieron.

BIBLIOGRAFÍA

- BELLINFANTE, N., I. Gómez, A. Ruiz y G. Paneque. "Suelos sobre areniscas silíceas del Parque Natural Los Alcornocales", *Edafología* 3 (1997), pp 309-316.
- BLANCO, R., J. Clavero, A. Cuello, T. Marañón y J. A. Seisdedos. *Sierras del Aljibe y Campo de Gibraltar*. Diputación de Cádiz, Cádiz (1991).
- HARPER, J. L.. *Population biology of plants*. Academic Press, Londres, Inglaterra. (1977)
- HULME, P.E. "Post-dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean scrublands". *Oecologia* 111, (1997), pp. 91-98.
- JORDÁN A., A. Ruiz, I. Gómez y F. Limón.. "Principales tipos de suelos asociados al bosque de *Quercus sp.* y brezal en el Parque Natural Los Alcornocales". *Almoraima*, 19 (1997), pp. 231-240.
- JORDANO, P., R. Zamora, T. Marañón y J. Arroyo: "Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos". *Ecosistemas*, 11 (2002).
- MEDÁIL, F y Quézel, P. "Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin". *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84 (1997), pp. 112-127.
- MONTERO, G., A. San Miguel y Cañellas, I., *Systems of Mediterranean Silviculture: La dehesa*. Mundi-Prensa, Madrid (2000).
- NOEJOVICH, L. y Marañón, T. "Heterogeneidad del medio físico y biodiversidad del bosque". *Almoraima* 27 (2002), pp. 213-224.
- OJEDA, F. Marañón, T. y Arroyo, J. "Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account". *Biodiversity and Conservation*, 9 (2000), pp.1323-1343.
- OJEDA, F., Arroyo, J. y Marañón, T. Biodiversity components and conservation of Mediterranean heathlands in Southern Spain. *Biological Conservation* 72 (1995), pp. 61-72.
- PÉREZ-RAMOS, I. M. y MARAÑÓN, T.: "Patrones de emergencia y supervivencia de plántulas de especies leñosas en un bosque manejado". *VII Congreso de la Asociación Española de Ecología Terrestre*, Barcelona, 2-4 julio (2003), pp. 464-477.
- PRICE, D.T. "Regeneration in gap models: priority issues for studying forest responses to climate change". *Climatic change* 51 (2001), pp. 475-508.
- SCHEMSKE, D.W., Husband, B.C., Ruckelshaus, M.H., Goodwillie, C., Parker, I.M. y Schupp, E.W. "Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment". *American Journal of Botany* 82 (1995), pp. 399-409.
- SCHUPP, E.W. y Fuentes. "Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology". *Ecoscience*, 2 (1995), pp. 267-275.
- TORRES, E., *Estudio de los principales problemas selvícolas de los alcornocales del Macizo del Aljibe: Cádiz y Málaga*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid (1995)

Almoraima, 31, 2004

LA NECESIDAD DE LA EXPERIMENTACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN: UNA APROXIMACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN FORESTAL EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES

Francisco Rodríguez Sánchez / Licenciado en Biología

Juan Arroyo Marín / Doctor en Biología

Dpto. Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla

RESUMEN

La restauración ecológica constituye una novedosa disciplina científica que pretende la recuperación de la estructura, diversidad y funcionamiento original de ecosistemas degradados, con objeto de permitir el avance de la sucesión natural y la evolución a largo plazo en respuesta a un ambiente cambiante. En el presente trabajo se exponen las bases para la restauración de diversas comunidades vegetales y poblaciones de especies amenazadas del Parque Natural Los Alcornocales, y se discute la necesidad de una aproximación experimental para lograr el perfeccionamiento progresivo de los protocolos de actuación y la ampliación de nuestros conocimientos sobre la ecología de las especies implicadas.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, UNA NUEVA DISCIPLINA CIENTÍFICA

Las actividades humanas provocan, a lo largo de la historia, cambios más o menos sustanciales en el medio los cuales se vieron acelerados con el aumento poblacional a nivel global y los avances tecnológicos acontecidos tras la revolución industrial. Como resultado de ello, los científicos han detectado tasas de extinción de especies muy elevadas en la actualidad, lo que ha llevado a algunos a afirmar que asistimos al proceso de una sexta extinción masiva (tras otras cinco acontecidas a lo largo de la historia de la vida en nuestro planeta; Leakey & Lewin 1996; Delibes 2001). A una escala regional o local e intervalos de tiempo más reducidos, los cambios no son tan drásticos en términos de extinción de especies, pero pueden ser muy importantes en términos ecológicos. De hecho, resulta frecuente observar en el transcurso de nuestras vidas transformaciones en nuestro entorno (pérdida de vegetación natural y de poblaciones de animales silvestres) que muchas veces percibimos como irrecuperables.

La capacidad de transformar el ambiente y la constatación del empobrecimiento del medio como resultado de la explotación de los recursos naturales condujeron ya en la baja Edad Media a los primeros intentos documentados de recuperar la cubierta vegetal en España mediante plantaciones intencionadas (Vallejo *et al.* 2003). Estas primeras experiencias de corrección de impactos sobre el medio, originariamente llevadas a cabo con fines puramente antropocéntricos, tienen su equivalente en la actualidad, gracias al desarrollo de la ecología y el mayor conocimiento de la dinámica de los sistemas naturales, en una novedosa disciplina científica conocida como restauración ecológica. Su objetivo es la “recuperación intencionada de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos como resultado directo o indirecto de la actividad humana” (Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group 2002). La degradación del ecosistema –la desviación de su trayectoria o el estado natural para un ecosistema intacto– puede abarcar desde cambios muy sutiles, como la variación gradual en la composición o abundancia de algunas especies, hasta la destrucción casi total del sistema, con la pérdida de sus formas de vida macroscópica y el deterioro del biotopo (incendios, construcción de embalses, etc.).

El objetivo de todo proyecto de restauración ecológica es, por tanto, restablecer un ecosistema funcional que contenga suficientes recursos bióticos y abióticos que permitan el avance de la sucesión por procesos naturales y, a largo plazo, la evolución en respuesta a unas condiciones ambientales cambiantes (Clewel *et al.* 2000). Es evidente que como resultado de la restauración puede obtenerse otro tipo de beneficios añadidos (productivos, sociales) que sin embargo no deben sobreponerse al fin conservacionista. Para lograr estos objetivos –por lo general tan ambiciosos que deben planificarse a medio o largo plazo– normalmente se comienza por recuperar la riqueza de especies del sistema y la estructura de la comunidad (es decir, el modo en que se organizan y relacionan entre sí las poblaciones de las distintas especies). Para ello, en lugar de proceder a la introducción deliberada –y precipitada– de especies que hayan visto reducida su abundancia o definitivamente hayan desaparecido del sistema (por ejemplo mediante repoblaciones), resulta muy recomendable estudiar previamente las posibilidades de regeneración natural (Davy 2002), siempre preferible a la reintroducción artificial pues ésta, además de ser más costosa en términos económicos, nunca logrará un patrón de distribución, abundancia y estructuración genética igual al que se obtendría mediante procesos naturales (Balaguer 2002). La regeneración natural puede ocurrir, por ejemplo, a partir del propio banco de semillas en el caso de las plantas, o mediante la recolonización desde otros terrenos donde la especie aún está presente (el proyecto de restauración debería facilitar la conectividad entre parches relativamente inalterados). Si las condiciones actuales no permitieran ya la recuperación por procesos de regeneración natural, entonces puede intentarse la reintroducción artificial, mediante siembras o plantaciones si se trata de plantas (Pemán & Navarro 1998).

La recuperación de la comunidad vegetal suele ser un punto muy importante en muchos proyectos de restauración ecológica. No en vano las plantas son los productores primarios del ecosistema (son la fuente principal de materia y energía biológicamente útil) y muchos atributos funcionales de aquél están asociados con la estructura y composición de la vegetación (Stanturf *et al.* 2001). Sin embargo, para que las labores de repoblación o reforestación realmente constituyan un avance hacia la restauración del sistema, deben hacerse a partir de un profundo conocimiento del mismo y siguiendo unos estrictos criterios, desde el proceso de recolección del material hasta el acervo de especies a introducir y su distribución espacial, pasando por la forma de preparar el terreno o favorecer la supervivencia de las plántulas (Harrington 1999; Davy 2002). Está claro que no toda repoblación constituye una medida de restauración ecológica (piénsese por ejemplo en una plantación monoespecífica de pinos o eucaliptos con alta densidad). Incluso reforestaciones bien diseñadas que respeten los criterios anteriormente citados no constituyen el fin de la restauración ecológica sino que son sólo un primer paso para favorecer procesos sucesivos de maduración del ecosistema.

LA NECESIDAD DE LA EXPERIMENTACIÓN

El conocimiento científico se basa en la proposición de teorías o generalizaciones que deben ser sometidas a prueba. Si se considera que la disciplina de la restauración ecológica entra dentro del campo de la ciencia, debe estar sometida a sus reglas de funcionamiento. En las ciencias de la naturaleza la propuesta de teorías se basa tanto en el razonamiento inductivo como deductivo, pero no está libre de la confirmación por métodos experimentales (véase Ford 2000 para más detalles). De la misma forma que un medicamento no es autorizado hasta que supera una prueba experimental, no deberíamos dar por buenos procedimientos de restauración sin esa comprobación, que debe realizarse necesariamente en la naturaleza, pues el marco ambiental donde se realiza la experimentación es parte intrínseca del análisis.

En el campo de la reforestación y la restauración con frecuencia el procedimiento se ha basado en inferencias a partir de observaciones o de experimentos situados en un marco ambiental distinto (por ejemplo climas templados). Sin negar los logros que se puedan haber conseguido, es necesario incrementar la resolución de la información para conseguir el mayor éxito, sobre todo si éste se mide en términos más ecológicos que económicos. La experimentación en ecología resulta especialmente compleja, tanto por el número de factores o variables que suelen influir en el resultado (y por tanto de interacciones entre ellos), como por la difícil replicabilidad. Sin embargo, en los últimos años se ha desarrollado abundante literatura que nos proporciona herramientas analíticas poderosas (p. ej. Scheiner & Gurevitch 2001; Quinn & Keough 2002).

PLAN DE RESTAURACIÓN DE COMUNIDADES VEGETALES EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES

El Parque Natural Los Alcornocales destaca, entre otras cosas, por la riqueza y variedad de su vegetación. Sus alcornocales, quejigares y acebuchales están considerados entre las formaciones boscosas más exuberantes y mejor conservadas de la península Ibérica. Los canutos o arroyos encajados son refugio de numerosas especies relictas terciarias y cuaternarias (Arroyo *et al.* 2002; Pérez Latorre *et al.* 2002) y las herrizas alojan varios endemismos y especies singulares (Ojeda *et al.* 1995). Todas ellas son comunidades características de la zona cuya biodiversidad es comparable a la de los grandes macizos montañosos de la cuenca mediterránea (Arroyo 1997). Pese a ello, la ocurrencia de síndromes como la “seca” del alcornoque (Sánchez 2001), la tala sostenida de algunas especies para emplearlas como fuente de leña, madera, carbón vegetal u otros usos, o simplemente para evitar la competencia con el alcornoque (Sánchez 2002), el abuso de las rozas y los descorches (Jordano *et al.* 2002), y muy especialmente la elevada superpoblación de herbívoros (VV.AA. 2001), han conducido al deterioro de numerosas comunidades y a una delicada situación demográfica –con reducción de los tamaños poblacionales y déficits en la regeneración– para diversas especies de interés dentro del Parque Natural (Linares & Fariña 2001; Berjano *et al.* 2002). Ante esta situación, la puesta en marcha de proyectos de restauración ecológica resulta muy recomendable en el menor plazo de tiempo posible, dado que por lo general el coste económico de las obras y las dificultades para lograr una restauración exitosa se incrementan conforme el sistema se aleja de su trayectoria original.

Desde comienzos de 2002 los técnicos del Parque Natural Los Alcornocales y personal perteneciente al Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla y el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla estamos trabajando en el diseño de protocolos de restauración ecológica para diversos tipos de comunidades vegetales presentes en el Parque Natural (Rodríguez-Sánchez *et al.* 2002). Se presta especial atención a la restauración de poblaciones de plantas leñosas amenazadas, pero incluyendo también otras especies no catalogadas cuya función en el ecosistema resulta primordial (tabla I). Así, por ejemplo, algunas especies de matorral noble (madroño, agracejo, aladierno, durillo,

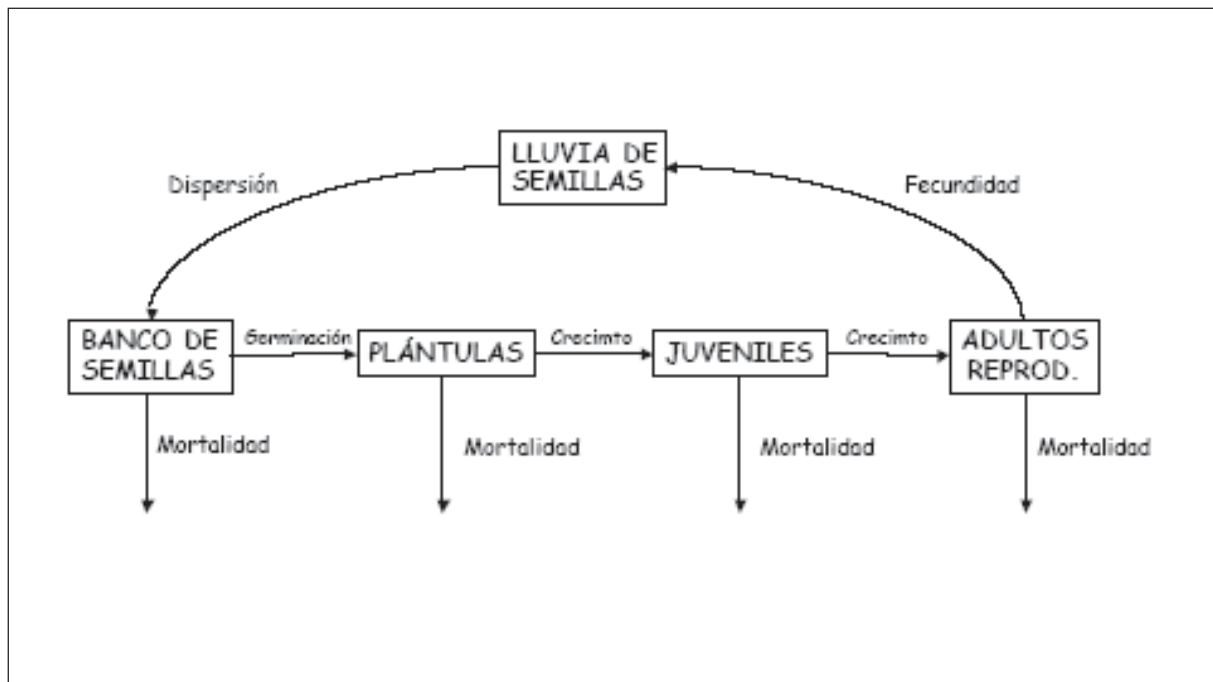


Figura 1. Esquema general del ciclo de regeneración.

labiérnago, mirto, etc.) que forman parte del cortejo florístico del alcornocal-quejigar, al producir frutos carnosos que sirven de alimento a numerosas especies de aves y mamíferos contribuyen notablemente al enriquecimiento de la diversidad en el ecosistema, acelerando el proceso de restauración (Pérez Latorre 1996; Harrington 1999). Estas especies son además altamente palatables para la fauna, por lo que su abundancia actual en muchas comunidades es bastante reducida debido al consumo excesivo por parte de los herbívoros, al que hay que añadir el efecto de las rozas extensivas (Chaves & Brea 2002). La repoblación con diversas especies, distribuidas de forma heterogénea y espacialmente explícita en función de su comportamiento ecológico, constituye un principio a seguir en los proyectos de restauración ecológica que no sólo favorece el aumento de biodiversidad, sino que también incrementa la probabilidad de éxito por diversas causas (Hartley 2002). La disponibilidad de datos descriptivos de la estructura de las comunidades (p. ej. Ojeda *et al.* 1995; Pérez Latorre *et al.* 1999; Jurado, 1999), sumados a otros estudios de poblaciones hace posible que el diseño de la restauración se ajuste mejor a la situación natural en cuanto a elección de especies y su distribución en el espacio.

El éxito de cualquier proyecto de restauración ecológica depende muy directamente del conocimiento existente sobre la ecología de las especies implicadas y la estructura y dinámica sucesional del sistema (Davy 2002). Dentro de éste, la detección de los factores causantes de una regeneración natural deficiente en cada caso y la toma de medidas para corregirlos constituyen un apartado crucial del trabajo. En ocasiones la mera supresión de las perturbaciones es suficiente para la recuperación paulatina del ecosistema por mecanismos naturales de sucesión ecológica (p. ej. Prach & Pysek 2001). En condiciones ideales el diseño de la restauración debería estar basado en estudios demográficos y ecológicos detallados que analicen las fases clave del ciclo de regeneración (figura 1), pero lamentablemente esta información está disponible únicamente para algunas especies, al precisar de varios años de trabajo previo (Escudero & Iriondo 2003). En el caso de

EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	<i>Rhododendron ponticum</i> subsp. <i>baeticum</i> (ojaranzo)
VULNERABLES	<i>Frangula alnus</i> subsp. <i>baetica</i> (avellanillo) <i>Ilex aquifolium</i> (acebo) <i>Laurus nobilis</i> (laurel) <i>Quercus canariensis</i> (quejigo andaluz) <i>Quercus pyrenaica</i> (melojo, rebollo)
NO AMENAZADAS	<i>Alnus glutinosa</i> (aliso) <i>Arbutus unedo</i> (madroño) <i>Crataegus monogyna</i> (majuelo) <i>Daphne laureola</i> <i>Fraxinus angustifolia</i> (fresno) <i>Myrtus communis</i> (mirto, arrayán) <i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i> (acebuche) <i>Phillyrea angustifolia</i> (labiérnago) <i>Phillyrea latifolia</i> (agracejo) <i>Pyrus bourgaeana</i> (peral silvestre) <i>Quercus suber</i> (alcornoque, chaparro) <i>Rhamnus alaternus</i> (aladierno) <i>Salix pedicellata</i> (sauce) <i>Viburnum tinus</i> (durillo)

Tabla I. Relación de todas las especies incluidas en los actuales proyectos de restauración, ordenadas según su grado de amenaza (según el Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, 2000).

las especies incluidas en estos planes de restauración (tabla I) existe buena información para el alcornoque (Torres 2001) y algunas especies propias de canutos, como el ojaranzo (Mejías *et al.* 2002) y el avellanillo (Hampe 2002; Hampe & Arroyo 2002). El principal factor limitante es en algunos casos la escasa producción de semillas, en otros la falta de humedad durante el verano, y de forma casi generalizada el herbivorismo. La falta de información acerca de los factores que realmente están impidiendo la regeneración natural del alcornoque en el Parque Natural es responsable de gran parte del fracaso de las repoblaciones realizadas en la última década: la introducción artificial de propágulos (ya fueran bellotas o plantones de vivero) se manifestó inútil cuando el auténtico cuello de botella para el reclutamiento de nuevos individuos –ver figura 1– se encuentra en la escasa supervivencia de los brinzales debida al intenso herbivorismo (Fariña 1999).

PROPUESTAS EXPERIMENTALES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES

Aunque nuestros conocimientos sobre la ecología de estas especies en el Parque Natural son por lo general bastante limitados, permiten elaborar un primer diseño tentativo de la restauración como el que se muestra en las figuras 2 y 3. Estos protocolos preliminares constituyen tan sólo un punto de partida que debe ser necesariamente mejorado a partir de los resultados que se obtengan en ejecuciones sucesivas. Ello significa que el objetivo prioritario en el estado actual del proyecto es la experimentación con diversas técnicas y especies con el fin de responder a numerosas incógnitas pendientes y optimizar progresivamente los protocolos de actuación. La obtención de resultados fiables está supeditada a la utilización de criterios científicos basados en el diseño experimental para la ejecución y monitorización de las diversas actuaciones planificadas (Block *et al.* 2001; Holl & Cairns 2002).

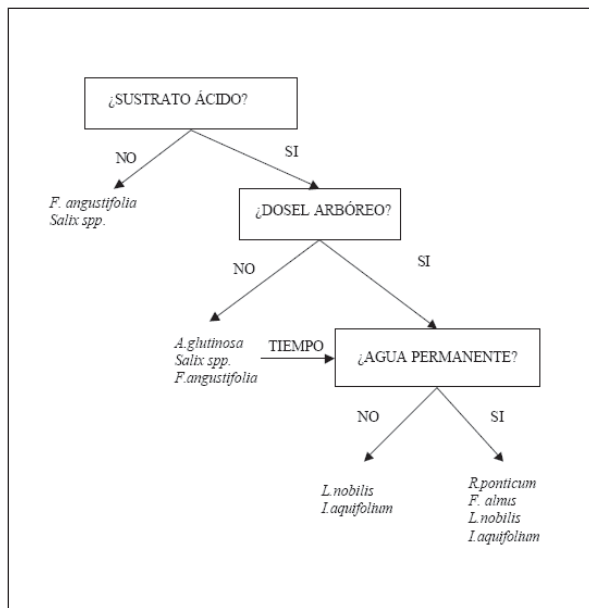


Figura 2. Cuadro para la elección de especie en la restauración ecológica de canutos en función de sus condiciones iniciales.

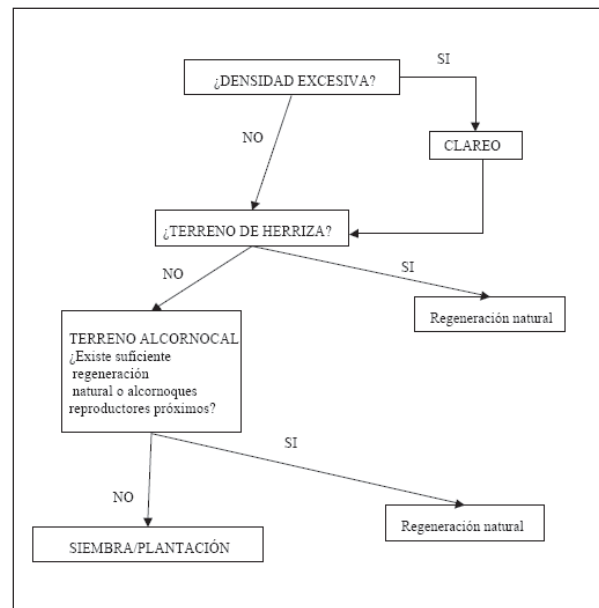


Figura 3. Diagrama para la toma de decisiones en la restauración ecológica de terrenos ocupados por plantaciones de pinos en el Parque Natural Los Alcornocales.

Está prevista la realización en los próximos años de varias repoblaciones experimentales que van a probar la implantación de especies amenazadas en el entorno del Parque Natural tales como *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*, *Frangula alnus* subsp. *baetica* o *Quercus pyrenaica*, además de probar nuevas técnicas de restauración forestal como la plantación al abrigo de matorrales, que está obteniendo resultados prometedores en otros espacios naturales de Andalucía (tabla 2). Aunque históricamente se ha ponderado el papel de la competencia interespecífica, por lo que la realización de rozas y podas de la vegetación preexistente ha sido práctica recomendada y frecuente en las repoblaciones (Pemán & Navarro 1998), modelos teóricos y evidencias experimentales recientes (Brooker & Callaghan 1998; Callaway *et al.* 2002) demuestran que la facilitación o interacciones positivas entre plantas (Callaway 1995) pueden predominar en ciertas condiciones de estrés ambiental. Por tanto, es posible –los resultados de nuestros experimentos deben resolver la duda– que los plantones introducidos se beneficien de la presencia de matorral que los proteja de la depredación por parte de los herbívoros (Fariña 1999; Pietrzykowski *et al.* 2003) o de las condiciones climáticas desfavorables del estío mediterráneo (Zamora *et al.* 2001; Vallejo *et al.* 2003). El bajo impacto ambiental y paisajístico de esta técnica debe considerarse un beneficio añadido.

ESPECIE	BAJO MATORRAL	CLARO
<i>Quercus pyrenaica</i>	38,3	12,8
<i>Pinus nigra</i>	65,3	36,6
<i>Pinus sylvestris</i>	29,2	10,1
<i>Quercus ilex</i>	53,3	31,1
<i>Acer granatense</i>	59,7	19,5

Tabla II. Supervivencia (%) de los plantones de diversas especies, situados bajo el matorral y en claros desprovistos de vegetación, cuatro años después de realizada la repoblación (en Sierra Nevada; datos de Zamora *et al.* 2001).

Entre las preguntas que pretendemos resolver con los experimentos que están planificados se encuentran otras como: ¿Cuál es la distancia óptima de plantación respecto al cauce para especies como el laurel o el acebo?, ¿su frecuente asociación a los canutos se debe a unas elevadas necesidades hídricas o por el contrario es resultado de su manejo histórico?, ¿cuál es la respuesta de los plantones de las especies de *Quercus* y matorral noble a la plantación?, ¿cuál es la tasa real de depredación de bellotas y cómo influyen determinados factores como el microhábitat sobre dicha depredación?, ¿cuáles son los dispositivos más eficaces para reducirla? Considerando la supervivencia a largo plazo de las plantas introducidas ¿es preferible la siembra de bellotas o la plantación directa de brinzales cultivados en vivero?, ¿cuál es el número óptimo de bellotas para cada hoyo de siembra? Otras cuestiones que pueden resolverse con una aproximación experimental atañen a la localización espacial de las actuaciones, en referencia a la situación explícita de factores ambientales de relevancia (como por ejemplo la disponibilidad de agua).

Es evidente que hay muchas incógnitas por resolver. El análisis de los resultados de estas y otras experiencias no sólo son necesarios para la mejora e implementación de las técnicas de restauración adecuadas a cada tipo de comunidad sino que al mismo tiempo contribuyen al mejor conocimiento de la ecología de estas especies. La restauración ecológica se plantea, por tanto, como una sólida alternativa científica a los planteamientos más tradicionales de reforestación forestal, capaz de proporcionar beneficios de diversa índole (productivos, recreativos, protectores) al tiempo que contribuyen a la conservación de nuestras especies y ecosistemas e incrementan el conocimiento empírico sobre los procesos naturales.

BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO, J.: Plant diversity in the region of the Strait of Gibraltar: a multilevel approach, *Lagascalia*, 19 (1997), pp. 393-404.
- ARROYO, J., Hampe, A., Mejías, J. A.: La vida en el límite, o cómo las plantas de los canutos enseñan sobre climas pasados y cómo prevenir el futuro. *Almoraima*, 27 (2002), pp. 157-168.
- BALAGUER, L.: Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* 11 (2002). <http://www.aet.org/ecosistemas/021/revisionesb1.htm>
- BERJANO, R., Rivas, A., Mendoza, I., Medina, J. L., Fernández, L., Hampe, A., Castro, M.: Estructura de poblaciones de ojaranzo, avellanillo, laurel y acebo en el P. N. de Los Alcornocales. *Almoraima*, 27 (2002), pp. 179-188.
- BLOCK, W. A., Franklin, A. B., Ward, J. P., Ganey, J. L., White, G.C.: Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9 (2001), pp. 293-303.
- BROOKER, R. W., Callaghan, T. V.: The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos*, 81 (1998), pp. 196-207.
- CALLAWAY, R. M.: Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61 (1995), pp. 306-349.
- CALLAWAY, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. L., Newingham, B., Aschehoug, E. T., Armas, C., Kikodze, D., Cook, B. J.: Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417 (2002), pp. 844-848.
- CHAVES, J. & Brea, G. Impacto de la roza sobre la regeneración del sotobosque de alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales (SW de España). *Almoraima*, 27 (2002), pp. 225-234.
- CLEWELL, A., Rieger, J., Munro, J.: *Guidelines for developing and managing ecological restoration projects*. Society for Ecological Restoration (www.ser.org), 2000.
- DAVY, A. J.: Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. En: Perrow, M. R., Davy, A. J. (eds.), *Handbook of Ecological Restoration, Vol. I: Principles of Restoration*, pp. 223-241. Cambridge University Press, Cambridge, 2002.
- DELIBES, M.: *Vida, la naturaleza en peligro*, Madrid, Temas de Hoy, 2001.
- ESCUADERO, A. & Iriondo, J. M.: Restauración de poblaciones de plantas amenazadas. En: Rey Benayas, J. M., Espigares, T., Nicolau, J. M. (eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, pp. 113-139, Universidad de Alcalá, Servicio de Publicaciones, Madrid.
- FARIÑA, J. M.: Análisis técnico de reforestaciones de alcornoco. *Congreso sobre Forestación en las Dehesas*, Mérida, 1999.
- FORD, E. D.: *Scientific method for ecological research*, Cambridge, Cambridge University Press, 2000.
- HAMPE, A.: Fructificación, dispersión y reclutamiento del avellanillo (*Frangula alnus* subsp. *baetica*) en los canutos del P. N. de Los Alcornocales. *Almoraima*, 27 (2002), pp. 199-206
- HAMPE, A., Arroyo, J.: Recruitment and regeneration in populations of an endangered South Iberian Tertiary relict tree. *Biological Conservation*, 107 (2002), pp. 263-271.
- HARRINGTON, C. A.: Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests*, 17 (1999), pp. 175-190.
- HARTLEY, M. J.: Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155 (2002), pp. 81-95.
- HOLL, K. D., Cairns, J. Jr.: Monitoring and appraisal. En: Perrow, M. R., Davy, A. J. (eds.), *Handbook of Ecological Restoration, Vol. I: Principles of Restoration*, pp. 411-432. Cambridge University Press, Cambridge, 2002.

- JORDANO, P., Zamora, R., Marañón, T., Arroyo, J.: Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo: aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas*, 11 (2002), <http://www.aet.org/ecosistemas/021/revisionesb2.htm>.
- JURADO, V.: *Biogeografía, transformaciones históricas y gestión forestal de los bosques del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz-Málaga)*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla, 1999.
- LEAKEY, R.E. & Lewin, R.: *The sixth extinction: biodiversity and its survival*. Weidenfeld and Nicolson, 1996.
- LINARES, L. & Fariña, J. M. Estado actual y propuestas de gestión del alcornocal en montes del P. N. Los Alcornocales (Cádiz). *Actas del III Congreso Forestal Español*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2001.
- MEJÍAS, J. A., Arroyo, J., Ojeda, F.: Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 140 (2002), pp. 297-311.
- OJEDA, F., Arroyo, J., Marañón, T.: Biodiversity components and conservation of mediterranean heathlands in southern Spain, *Biological Conservation*, 72 (1995), pp. 61-72.
- PEMÁN, J. & Navarro, R.: *Re poblaciones forestales*. Servicio de publicaciones, Universidad de Lleida, 1998.
- PÉREZ LATORRE, A. V.: Restauración del alcornocal en Andalucía: elección y manejo de especies. *Ecología*, 10 (1996), pp. 9-19.
- PÉREZ LATORRE, A. V., Galán, A., Navas, P., Navas, D., Gil, Y., Cabezudo, B.: Datos sobre la flora y vegetación del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz-Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana*, 24 (1999), pp. 133-184.
- PÉREZ LATORRE, A. V., Cabezudo, B., Navas, P., Navas, D., Gil, Y.: Helechos relictos del Parque Natural de los Alcornocales, *Quercus*, 191 (2002), pp. 22-26.
- PIETRZYKOWSKI, E., McArthur, C., Fitzgerald, H., Goodwin, A. N.: Influence of patch characteristics on browsing of tree seedlings by mammalian herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 40 (2003), pp. 458-469.
- PRACH, K., Pysek, P.: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17 (2001), pp. 55-62.
- QUINN, G. P. & Keough, M. J.: *Experimental design and data analysis for biologists*, Cambridge, Cambridge University Press, 2002.
- RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, F., Lecointe, S., Marañón, T., Arroyo, J.: Diseño de restauraciones con especies de árboles y arbustos de interés ecológico en el Parque Natural Los Alcornocales (informe inédito), 2002.
- SÁNCHEZ, J. M.: Los alcornocales gaditanos: manejo histórico, estado selvícola y consecuencias para la gestión actual. *Actas del III Congreso Forestal Español*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2001.
- SÁNCHEZ, J. M.: Los bosques de Quejigo (*Quercus canariensis* Willd.) de las Sierras del Aljibe y Campo de Gibraltar: manejo histórico, estado selvícola y propuestas para su gestión. *Almoraima*, 27 (2002), pp. 281-292.
- SCHEINER, S. M. & Gurevitch, J.: *Design and analysis of ecological experiments*, Nueva York, Oxford University Press, 2001.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION SCIENCE & POLICY WORKING GROUP: *The SER Primer on Ecological Restoration*. <http://www.ser.org>, 2002.
- STANTURF, J., Schoenholtz, S., Schweitzer, C., Shepard, J.: Achieving restoration success: myths in bottomland hardwood forests. *Restoration Ecology*, 9 (2001), pp. 189-200.
- TORRES, E.: El problema de la regeneración en el alcornocal. En: Oliveros, F. & Sánchez Vela, R. (eds.) *Jornadas sobre Manejo y Conservación de Alcornocales*, pp. 10-12, Jerez, Parque Natural Los Alcornocales, 2001.
- VALLEJO, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J. P., Alloza, J. A.: Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey Benayas, J. M., Espigares, T., Nicolau, J. M. (eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, pp. 11-42. Universidad de Alcalá, Servicio de Publicaciones, Madrid, 2003.
- VV. AA. (eds. F. Oliveros y R. Sánchez): *Conclusiones de las Jornadas sobre manejo y conservación de alcornocales*, Jerez, Parque Natural Los Alcornocales, 2001.
- ZAMORA, R., Gómez, L., Castro, J., Hódar, J. A., Gómez, J. M., Elola, S., Montes, J.: Los matorrales facilitan la supervivencia de los brinzales en el monte mediterráneo: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. *Actas del III Congreso Forestal Español*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2001.

Este trabajo pudo realizarse gracias al convenio de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente, la Universidad de Sevilla y TRAGSA. Este trabajo se enmarca dentro de la línea de investigación sobre restauración forestal de la Red para el Estudio y Conservación del Bosque Mediterráneo (REDBOME).

ROZAS SUCESIVAS EN EL BREZAL: DESARROLLO DE UN MODELO DE SIMULACIÓN Y SU APLICACIÓN A LA GESTIÓN FORESTAL EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES

Susana Paula Juliá / Fernando G. Brun Murillo / Fernando Ojeda Copete

RESUMEN

Las masas de alcornoque del Campo de Gibraltar suponen un recurso económico importante en la región. Los brezales del sotobosque de los alcornocales se rozan con una frecuencia de hasta tres años con el fin de disminuir el riesgo de incendio e incrementar la productividad del corcho. Si la frecuencia de roza es superior al tiempo de restablecimiento de las reservas, la planta se agota progresivamente y, finalmente, muere.

Diseños experimentales realizados en el Parque Natural Los Alcornocales aportaron información sobre los patrones de rebrote y el empleo de reservas en la producción del rebrote en *Erica scoparia* y *E. australis*. Estos resultados nos han permitido diseñar un modelo de simulación sobre la respuesta de estas especies tras rozas sucesivas, el cual puede ser empleado como herramienta en la gestión de la roza de los brezales y sotobosques de alcornocales del parque natural.

INTRODUCCIÓN

Desde hace tiempo se vienen desarrollando diferentes políticas de gestión forestal encaminadas a la conservación de las comunidades vegetales. Las masas arbóreas son la que tradicionalmente han concentrado la mayor atención de los gestores, debido no sólo a su importancia económica, sino también a su valor paisajístico. Las actuaciones concebidas para la conservación de los bosques se producen frecuentemente en detrimento de otras comunidades vegetales como los matorrales, pues éstos han sido tradicionalmente considerados como meras etapas sucesionales, producto de la degradación de los bosques (Andrés y Ojeda 2002).

En el Parque Natural Los Alcornocales nos encontramos con los bosques de alcornoque mejor conservados de Europa. El interés comercial de estos bosques y las políticas de conservación han permitido su mantenimiento, a pesar de la intensa explotación a la que han sido sometidos (Jurado 2002). Actualmente, la explotación de los alcornocales se encuentra asociada fundamentalmente a la extracción del corcho. El sotobosque de los alcornocales se roza de manera periódica (cada ocho o nueve años, al inicio de la estación estival) para facilitar las labores de extracción del corcho e interrumpir la combustibilidad horizontal en torno a los árboles recién descorchados (Ceballos y Bolaños 1930, Torres y Montero 2000). Además, en las últimas décadas, se roza cinco años después del descorche con el fin de potenciar la productividad de los alcornoques (Montoya y Mesón 2000). Asociado a los planes de prevención de incendios, las áreas cortafuegos y fajas auxiliares son rozadas cada tres años aproximadamente para su mantenimiento (Juan Palas, comunicación personal).

Sin embargo, aunque la explotación de los alcornocales se realiza de un modo sostenible en lo que al árbol se refiere, lo que ocurre bajo el dosel arbóreo parece ser bastante diferente. Aunque muchos de los arbustos del sotobosque son capaces de rebrotar, la capacidad de regeneración de las plantas rebrotadoras disminuye tras frecuentes perturbaciones sucesivas. Esta caída en la capacidad de rebrote no es igual en todas las especies; por ejemplo, de las tres especies rebrotadoras de brezo que aparecen en el Parque Natural, *Erica australis* es la más sensible, seguida de *E. arborea*, mientras que *E. scoparia* es la más resistente (Paula y Ojeda 2001). Tales diferencias en el vigor del rebrote conducen a cambios en la abundancia relativa de estas especies, tal y como se observa en los cortafuegos y fajas auxiliares de la región, donde *E. australis* prácticamente desaparece debido a la elevada frecuencia de rozas sucesivas (Paula y Ojeda 2001).

¿CÓMO REBROTAN LOS BREZOS?

Los brezos son capaces de rebrotar después de la eliminación completa de su biomasa aérea, mediante la activación y crecimiento de yemas latentes situadas en el lignotúber o cepa (Ojeda y otros 2000a). El crecimiento de las yemas se abastece de las reservas de almidón acumuladas en las raíces. Seis meses después de una roza las reservas de almidón se encuentran agotadas (Ojeda y Paula 2002). La biomasa rebrotada destinará una parte de la energía fotosintética a crecer y otra a reabastecer las reservas hasta alcanzar un nivel umbral que le permita afrontar futuras perturbaciones con garantías de supervivencia (Iwasa y Kubo 1997). La sucesión de perturbaciones con una frecuencia que no permita el restablecimiento del almidón puede provocar el agotamiento de las reservas de la planta y finalmente su muerte (Canadell y López-Soria 1998).

Es decir, la recuperación de la biomasa aérea tras una corta no implica que la planta esté necesariamente preparada para responder del mismo modo a una nueva roza. Se requiere un tiempo para la “recarga” de las reservas. Así mismo, este tiempo no tiene por qué ser igual en diferentes especies rebrotadoras. Al cuantificar las reservas energéticas (*i.e.* almidón) en raíces de plantas de *E. scoparia* y *E. australis* situadas en una faja auxiliar del Parque Natural Los Alcornocales (aisladas del ganado), se observó que *E. scoparia* requiere un año y medio para restablecer sus reservas energéticas, mientras que *E. australis* necesita más de cuatro años y medio (Ojeda y Paula 2002). Estas diferencias en la capacidad de recuperación de las reservas de almidón contribuyen a explicar las diferencias en la respuesta de ambas especies a tratamientos de rozas sucesivas.

Sin embargo, la capacidad potencial de rebrote (*i.e.* los niveles de reserva de almidón) no sólo se ve afectada por la roza o el fuego. La herbivoría, a pesar de no eliminar completamente la biomasa aérea, aumenta el tiempo necesario para recuperar las reservas energéticas (Van der Heyden y Stock 1995, Iwasa y Kubo 1997). Así, una densidad moderada de grandes herbívoros, como la existente en la finca Murta (Los Barrios, de unos 20 ciervos y cinco vacas en 100 has)

incrementó el tiempo de recuperación de los niveles de almidón en *E. scoparia* hasta al menos cuatro años y medio. Sin embargo, esta presión de herbívoros no interfirió en la tasa de reabastecimiento de *E. australis* (Ojeda y Paula 2002). Aparentemente, *E. australis* es menos apetecible que *E. scoparia* para los grandes herbívoros.

MODELO DE SIMULACIÓN DE ROZAS SUCESIVAS Y ANÁLISIS PREDICTIVO

Los sistemas de simulación constituyen un tipo específico de modelo que permite representar y predecir la realidad de una forma simplificada. Para ello es necesario definir el sistema de estudio e incorporar una serie de entradas de datos que permitan reflejar diferentes situaciones. En este caso el sistema está constituido por *E. scoparia* y *E. australis*, dos especies coexistentes en los brezales y sotobosques de alcornocal del Parque Natural Los Alcornocales y de las que conocemos su patrón de respuesta a rozas sucesivas.

Si introducimos diferentes frecuencias de roza y presencia o ausencia de herbívoros se obtienen fluctuaciones en la abundancia de ambas especies en una escala adimensional, siendo el 100% de abundancia un máximo ideal e intrínseco a cada especie (no debe entenderse como la abundancia relativa de una especie frente a la otra). El almidón también sigue una escala adimensional.

La construcción del modelo parte de una serie de asunciones basadas en evidencias empíricas de carácter cuantitativo y cualitativo (Caja 1). El modelo asume que la conversión del almidón en rebrote y el crecimiento de éste es equivalente entre las dos especies (Caja 1). Puesto que no se ha realizado ningún estudio sistemático capaz de aportar información al respecto, asumir igualdad entre especies en estos parámetros es lo menos especulativo. Por otra parte, las frecuencias umbrales de roza se han redondeado hasta el número entero mayor más próximo (punto 5 en caja 1). La utilización de dichas frecuencias, algo superiores a los datos empíricos, hacen que los resultados de las simulaciones sean más conservativos, desde el punto de vista de las plantas.

Caja 1. Asunciones de la simulación del efecto de la frecuencia de roza y la herbivoría sobre el rebrote de *E. scoparia* y *E. australis*.

1. Tras una perturbación que elimine totalmente la biomasa aérea, las plantas consumen todas sus reservas de almidón. De este modo, el primer pulso de rebrote será mayor cuanto mayor sea la cantidad de almidón almacenado (Ojeda y Paula 2002).
2. La eficacia en la utilización del almidón para la producción de los rebrotes es igual en las dos especies.
3. Las plantas crecen a una tasa constante (igual para las dos especies) hasta alcanzar un máximo (100% de abundancia), siempre y cuando la frecuencia de perturbaciones lo permita.
4. Alcanzado un nivel umbral de biomasa aérea (el mismo para ambas especies), la planta empezará a acumular de nuevo almidón (Iwasa y Kubo 1997), pudiendo llegar a un nivel máximo dependiendo de la frecuencia e intensidad de perturbaciones.
5. El tiempo necesario para alcanzar niveles de almidón semejantes al de plantas no perturbadas es de dos años para *E. scoparia* en ausencia de herbívoros y cinco en presencia de herbívoros. *E. australis* requiere seis años, independientemente de la carga ganadera (Ojeda y Paula 2002).

En la figura 1 se representa la fluctuación de la abundancia de las dos especies sometidas a herbivoría moderada bajo diferentes frecuencias de roza, durante un periodo de 75 años. A elevadas frecuencias de roza (cada cuatro años), la

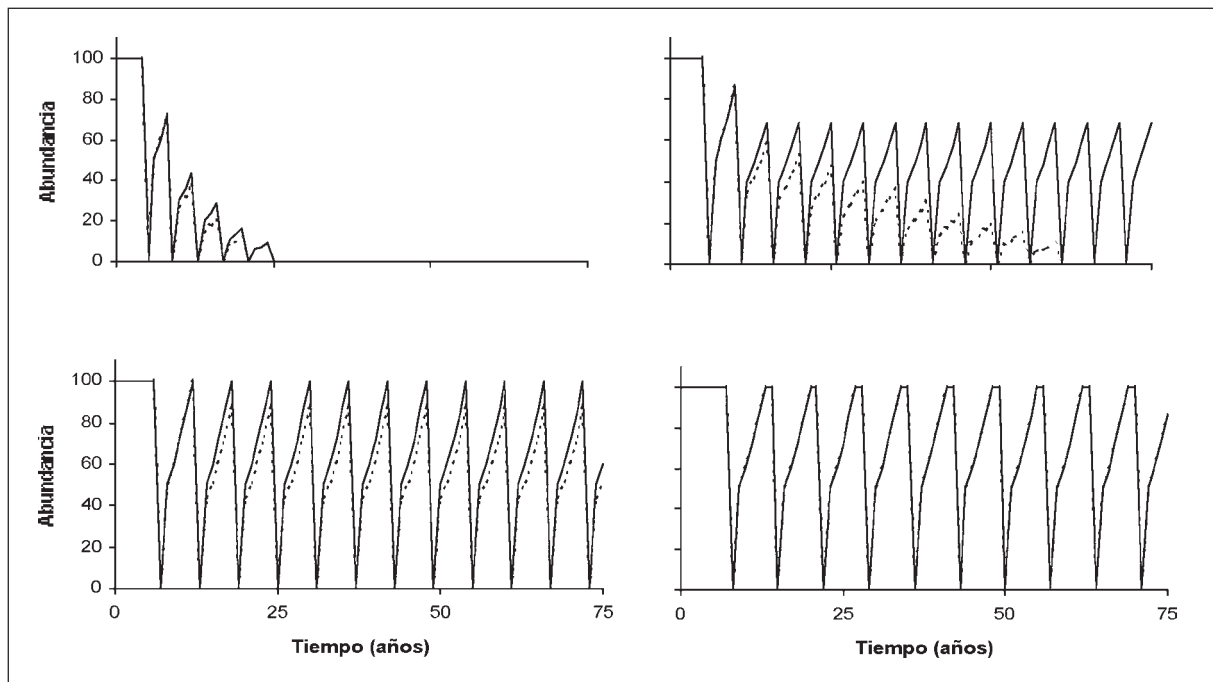


Figura 1. Simulación del efecto de rozas sucesivas con distintas frecuencias sobre la abundancia de *E. scoparia* (línea continua) y *E. australis* (línea discontinua) bajo una presión de herbivoría moderada. **A)** Cuatro años de frecuencia de roza; **B)** cinco años de frecuencia de roza; **C)** seis años de frecuencia de roza; **D)** siete años de frecuencia de roza (aquí ambas líneas se superponen).

abundancia de ambas especies disminuye rápidamente hasta desaparecer. Sin embargo, la caída es más acusada en *E. australis*, la cual desaparece cuatro años antes que *E. scoparia* (figura 1A). Para frecuencias de roza de cinco años, *E. scoparia* sobrevive aunque no logra alcanzar su valor máximo de abundancia, mientras que *E. australis* acaba desapareciendo, esta vez más lentamente (figura 1B). A partir de seis años entre rozas, *E. australis* es capaz de resistir y ya con rozas cada siete años ambas especies coexisten recuperando incluso sus respectivos niveles máximos de abundancia antes de la siguiente roza (figuras 1C y 1D).

En ausencia de herbívoros, *E. australis* muestra un patrón similar que bajo niveles de herbivoría moderados (figura 2). Sin embargo, *E. scoparia* consigue restablecerse incluso con cuatro años de frecuencia de roza (figura 2A).

EL EFECTO DE LAS ROZAS SUCESIVAS EN LOS BREZALES

El sistema de simulación desarrollado muestra como una frecuencia elevada de rozas produce efectos muy negativos en la abundancia de *E. scoparia* y *E. australis*, especialmente en esta última.

La disminución del vigor del rebrote en los brezos por rozas sucesivas y el mayor agotamiento de *E. australis* en los cortafuegos y fajas auxiliares fue ya descrito en este mismo foro (Paula y Ojeda 2001). Sin embargo, el presente estudio nos permite predecir qué nivel de rozas es sostenible para ambas especies y cuánto tiempo tardarían en desaparecer en caso de aplicar frecuencias de roza más elevadas.

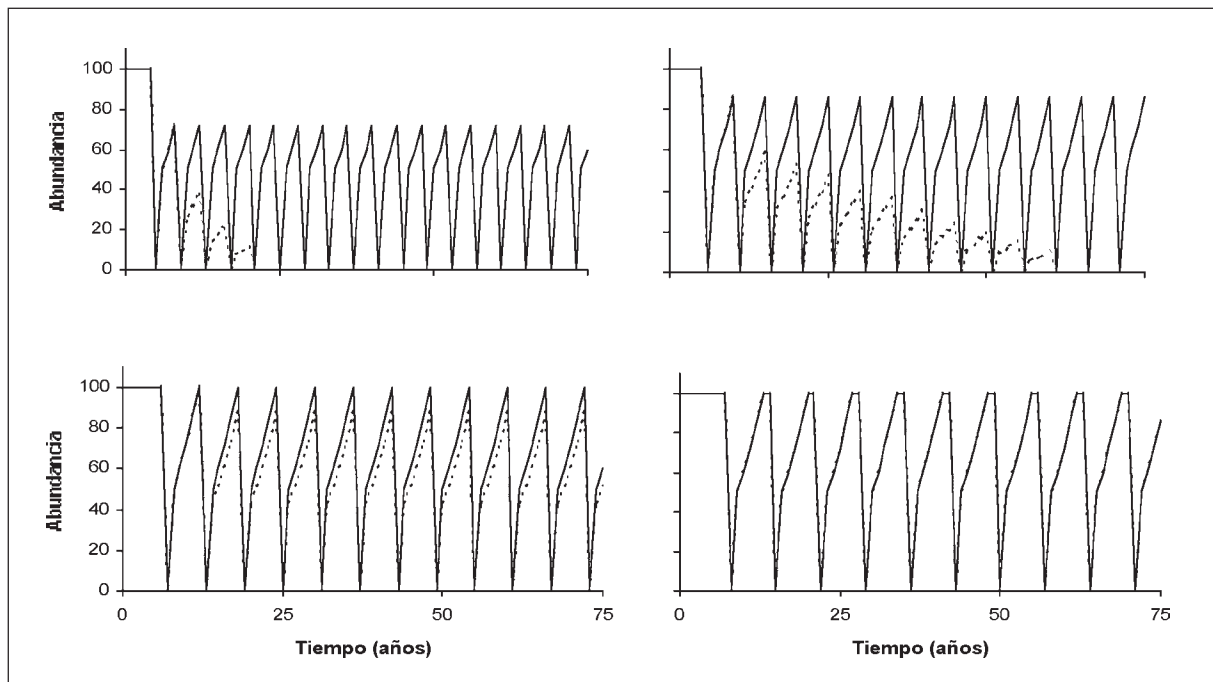


Figura 2. Simulación del efecto de rozas sucesivas con distintas frecuencias sobre la abundancia de *E. scoparia* (línea continua) y *E. australis* (línea discontinua) en ausencia de herbívoros. **A)** Cuatro años de frecuencia de roza; **B)** cinco años de frecuencia de roza; **C)** seis años de frecuencia de roza; **D)** siete años de frecuencia de roza (aquí ambas líneas se superponen).

Las consecuencias de los resultados de este estudio y aquéllos que le precedieron (Paula y Ojeda 2001, Ojeda y Paula 2002) van más allá de lo que ocurre con *E. scoparia* y *E. australis*. Si estas dos especies congéneres responden de manera tan diferente a las rozas, ¿qué ocurre con otras especies?. La elevada frecuencia de roza que se está aplicando en algunas zonas del parque natural puede estar provocando cambios en la abundancia relativa, no sólo de *E. scoparia* y *E. australis*, sino también de otras especies. De ser así, estamos siendo observadores impasibles de la pérdida de biodiversidad de los brezales aljibicos, cuando precisamente los altos índices de diversidad que estos presentan son una de sus características más relevantes (Ojeda y otros 2000b).

El tiempo transcurrido entre dos incendios en una misma zona del Parque Natural es de 20-25 años por término medio (Miguel Cueto, comunicación personal). Esta frecuencia de perturbaciones incendios permitiría sobradamente la recuperación de *E. scoparia* y *E. australis*, siempre que las plantas que están rebrotando no se vean sometidas a una carga elevada de herbívoros. ¿Tendría sentido entonces realizar desbroces frecuentes para “limpiar el monte” y preservar la biodiversidad de la amenaza del fuego, si esta actuación tiene un efecto más devastador que el de lo que se pretende prevenir? Ciertamente, los incendios suponen una catástrofe, pero más social y económica que ecológica, pues el fuego entraña un grave riesgo para los habitantes de la región y la pérdida de los recursos forestales explotados (*e.g.*, el corcho). Es necesario disponer de programas de prevención de incendios, pero no generar una catástrofe segura a costa de evitar otra posible. Una gestión sostenible del Parque Natural implica encontrar un equilibrio entre la conservación de los recursos económicos y la conservación de la biodiversidad. Para ello, los desbroces deben realizarse con una frecuencia que permita el mantenimiento de la composición de las comunidades, sin disminuir su eficacia en la prevención de incendios.

CONOCER PARA CONSERVAR

A pesar de las limitaciones actuales del modelo que se presenta en esta Comunicación, se vislumbra el gran potencial de esta herramienta en la gestión forestal. Sin embargo, todavía quedan muchas preguntas en el aire que pueden ser respondidas con un modelo de simulación más completo: ¿Cuál es el efecto de rozas sucesivas a nivel de la comunidad?, ¿cómo afectan diferentes cargas ganaderas a la capacidad de rebrote?, y sobre todo, ¿qué frecuencia umbral de rozas sostenible por las plantas es eficaz en la prevención de incendios? Para ello se requieren más datos acerca de los patrones de rebrote de éstas y otras especies. Si el fin último es conservar la riqueza de la flora y vegetación que alberga el Parque Natural Los Alcornocales, necesitamos no sólo conocer de una manera descriptiva las comunidades vegetales del parque, sino además y sobre todo comprender cómo funcionan. Sólo así se podrá implementar una política de gestión eficaz para la utilización realmente sostenible de los recursos y la conservación del medio natural.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDRÉS, C. y F. Ojeda. "Effects of afforestation with pines on woody plant diversity of Mediterranean heathlands in southern Spain", *Biodiversity and Conservation* 11(2002): 1511-1520.
- CANADELL, J. y L. López-Soria. "Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two mediterranean shrubs", *Functional Ecology* 12 (1998). 31-38.
- CEBALLOS, L. y M. Martín Bolaños. *Estudio sobre la vegetación forestal de la provincia de Cádiz*, Ed. I.F.I.E., Madrid, 1930.
- IWASA, Y. y T. Kubo. "Optimal size of storage for recovery after unpredictable disturbances", *Evolutionary Ecology* 11 (1997), pp. 41-65.
- JURADO, V. *Los bosques de las Sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar -Ecología, transformaciones históricas y gestión forestal*, Sevilla, Junta de Andalucía, 2002.
- MONTOYA, J.M. y M. Mesón. *Guía práctica del Alcornocal*. Parque Natural Los Alcornocales, Consejería de Obras Públicas y Transportes-Junta de Andalucía. Gestión de Infraestructuras de Andalucía S.A., Sevilla, 2000.
- OJEDA, F., J. Arroyo y T. Marañón. "Ecological distribution of four co-occurring mediterranean heath species", *Ecography* 23(2000a). 148-159.
- OJEDA, F., T. Marañón y J. Arroyo. "Plant biodiversity in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account", *Biodiversity & Conservation* 9 (2000b). 1323-1343.
- OJEDA, F. y S. Paula. *Respuesta de los brezos (Erica arborea, E. scoparia y E. australis) a las rozas sucesivas y extracción de cepas. Estudios en el Parque Natural Los Alcornocales*, Consejería de Medio Ambiente, Cádiz, 2002.
- PAULA, S. y F. Ojeda. "Respuesta de los brezos a rozas sucesivas. Estudios en el Parque Natural Los Alcornocales", *Almoraima* 27(2001). 139-144.
- TORRES, E. y G. Montero. *Los alcornocales del macizo del Aljibe y sierras del Campo de Gibraltar*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 2000.
- VAN DER HEYDEN, F y W. D. Stock. "Nonstructural carbohydrate allocation following different frequencies of simulated browsing in three semi-arid shrubs", *Oecologia* 102(1995): 238-245.

EL BANCO DE SEMILLAS DEL SUELO: SU PAPEL EN LA REGENERACIÓN DEL BOSQUE MEDITERRÁNEO

Malole Díaz Villa / Teodoro Marañón / IRNA, CSIC, Sevilla
Juan Arroyo / Universidad de Sevilla

RESUMEN

El suelo constituye un almacén de semillas de las especies vegetales que componen una comunidad; el banco de semillas es por tanto una parte oculta de la diversidad de un hábitat determinado, que sólo se expresará cuando se den las condiciones favorables para la germinación.

La composición y abundancia de las especies en el banco de semillas puede diferir de la comunidad de plantas adultas, en mayor o menor grado según el tipo de comunidad y la proporción de tipos biológicos. En la vegetación mediterránea una parte importante de la riqueza de especies está escondida en el banco y se expresa sólo cuando tiene lugar una perturbación. En este artículo se tratará el papel del banco de semillas en las comunidades de bosque mediterráneo, tomando como referencia un estudio realizado en comunidades del Parque Natural Los Alcornocales, haciendo especial hincapié en su importancia en la regeneración del bosque tras una perturbación.

INTRODUCCIÓN

Al suelo de una comunidad vegetal llegan semillas que pueden haber caído directamente de la planta madre por gravedad, o bien proceden de plantas lejanas y han sido dispersadas a mayor o menor distancia por diversos *vectores de dispersión* como el viento, el agua o animales frugívoros. Algunas semillas acaban de llegar al suelo y germinan rápidamente, mientras otras permanecen enterradas por un período de tiempo variable, pudiendo germinar al cabo de años o incluso décadas. Las semillas de algunas especies serán abundantes en el suelo, mientras que otras estarán poco o nada representadas.

El conjunto de semillas viables —es decir, con capacidad de germinar— que se acumula en el suelo es el "banco de semillas". Este banco constituye una reserva de lo más heterogénea, no sólo en lo que respecta a su composición, sino también en sentido espacial y temporal; no todo el suelo de una comunidad alberga la misma cantidad de semillas, y el aporte de semillas varía a lo largo del año (Marañón 2003).

Las semillas que forman parte del banco pasan en el suelo un período de tiempo determinado hasta que se dan las condiciones ambientales idóneas para su germinación, y entonces emergen como plántulas. El banco de semillas constituye así la principal fuente de regeneración de la comunidad vegetal. Sin embargo, existen comunidades, como los bosques tropicales, donde la mayoría de las especies vegetales no forman banco de semillas; en cambio producen semillas que germinan rápidamente tras la dispersión y persisten como «banco de plántulas», siendo éste la principal fuente de reclutamiento (Bazzaz 1996). Varias especies leñosas típicas del bosque mediterráneo, como el agracejo (*Phillyrea latifolia*) o el durillo (*Viburnum tinus*) parecen mostrar un comportamiento semejante.

El banco de semillas puede ser "transitorio", con semillas de viabilidad limitada que germinan antes de que pase un año desde su incorporación, o "persistente", en el que las semillas permanecen enterradas durante varios años sin perder su viabilidad. Las hierbas anuales en ecosistemas mediterráneos generalmente forman bancos transitorios, de manera que pasan la época más desfavorable (el verano) en el suelo y germinan tras las primeras lluvias otoñales, agotando el banco. Los pastizales mediterráneos son comunidades dominadas por especies anuales que dependen por tanto del banco de semillas para regenerarse.

Muchas especies leñosas frecuentes en los bosques y matorrales mediterráneos forman bancos persistentes. Las semillas de estas especies pueden permanecer enterradas en el suelo a cierta profundidad durante largos períodos, hasta que se produzca una alteración de las condiciones ambientales en la comunidad que haga posible su germinación. La característica que hace posible la persistencia de las semillas en el banco se denomina "dormancia o latencia", y puede ser de varios tipos. Las semillas de las jaras (*Cistus* spp.) constituyen un buen ejemplo de dormancia física; su dura cubierta impermeable debe ser erosionada (escarificada) para que la semilla pueda hidratarse y germinar. En el acebo (*Ilex aquifolium*) la dormancia es de diferente naturaleza; cuando los frutos maduran y son dispersados, el embrión de la semilla está inmaduro y su desarrollo no se completará hasta pasar al menos dos años en el suelo, después de los cuales podrá germinar (Marañón 2003).

MÉTODOS DE ESTUDIO DEL BANCO DE SEMILLAS

Se pueden considerar, a grandes rasgos, dos tipos de métodos de análisis del banco de semillas: el *directo*, o de separación de semillas, y el *indirecto* o de emergencia de plántulas. El método directo consiste en extraer las semillas de la muestra de suelo e identificarlas y contarlas. La extracción puede llevarse a cabo por dos procedimientos: el de *flotación*, que se basa en lavar las muestras con soluciones salinas de diferente densidad específica; las semillas de menor densidad que la

solución flotan, separándose de la muestra de suelo. El segundo método, de *lavado y tamizado*, consiste en lavar las muestras sobre tamices con un tamaño de poro que retenga las semillas y deje pasar gran parte de partículas de suelo, de forma que el volumen de la muestra se reduce y es más fácil identificar las semillas en el microscopio.

En el método indirecto o de emergencia de plántulas, las muestras de suelo se extienden en bandejas sobre un sustrato estéril, formando una capa fina para que ninguna semilla quede demasiado profunda, y luego las bandejas se mantienen en condiciones idóneas de luz, temperatura y riego para facilitar la germinación del máximo número de especies y semillas. A medida que van emergiendo las plántulas, se van contando, identificando y extrayendo lo antes posible para eliminar posibles efectos de competencia.

Los métodos directos son extremadamente laboriosos y presentan varios problemas: resultan apropiados para obtener datos sobre el banco de semillas de una sola especie, sobre todo si sus semillas son de gran tamaño, pero se revelan altamente ineficaces cuando se trata de estudiar el banco de una comunidad completa, con semillas de tamaños variados, muchas de ellas pequeñas (Thompson *et al.* 1997). La identificación de las semillas es complicada y precisa de claves específicas o baterías de semillas ya elaboradas para la zona de estudio en cuestión que certifiquen una fiabilidad al nivel de especie. Además, los métodos directos no discernen entre semillas viables y no viables, de forma que para estimar el banco de semillas hay que realizar posteriormente algún test de viabilidad, lo cual complica y alarga aún más el estudio.

El método de emergencia de plántulas también presenta inconvenientes. Proporciona estimaciones mucho más completas del banco de una comunidad, pero se corre el riesgo de subestimar el banco de semillas porque sólo se cuantifica la parte del banco que germina fácilmente, mientras que las semillas viables "durmientes", que no germinan con las condiciones estándar, no pueden detectarse. Hay diferentes procedimientos que pueden ayudar a romper la dormancia de esas semillas; por ejemplo golpes de frío que simulen el período invernal previo a la primavera, época idónea de germinación de muchas especies (Gross 1990). Por otra parte, es aconsejable someter las muestras a, por lo menos, dos ciclos de germinación (Malo 2000).

Otro serio problema que plantea el método de emergencia es la enorme cantidad de espacio en invernadero que se necesita. Una solución podría ser concentrar las muestras tamizando el suelo para eliminar partículas finas (Ter Heerd *et al.* 1996), pero esta práctica puede llevar a la pérdida de semillas de pequeño tamaño (Traba *et al.* 1998).

En definitiva, el estudio del banco de semillas es costoso, laborioso y requiere un amplio espacio en el invernadero, del que no siempre se dispone. En general, los estudios sobre diversidad de la vegetación en regiones de clima mediterráneo se limitan a analizar la diversidad de la vegetación epígea e ignoran los bancos de semillas del suelo, pese a que forman parte de la diversidad de la comunidad.

El papel del banco de semillas en la comunidad

La densidad de semillas, persistencia y composición en especies del banco de una comunidad vegetal son factores que varían enormemente, dependiendo de la región climática a la que pertenezca dicha comunidad, del tipo de vegetación que la componga y de las perturbaciones a las que se vea sometida (Thompson 1992).

Los bancos de semillas pueden tener un papel fundamental en la regeneración de la comunidad vegetal, como sucede en los pastizales mediterráneos. En bosques, matorrales y pastizales mediterráneos es frecuente que la composición y abundancia relativa del banco sea muy poco semejante a la de la vegetación epígea (López-Mariño *et al.* 2000, Trabaud 2000). El papel del banco de semillas en los bosques presenta diferentes aspectos; en primer lugar, puede influir en los procesos evolutivos de la comunidad, dada su tendencia a tener una estructura genética distinta de la de la vegetación epígea

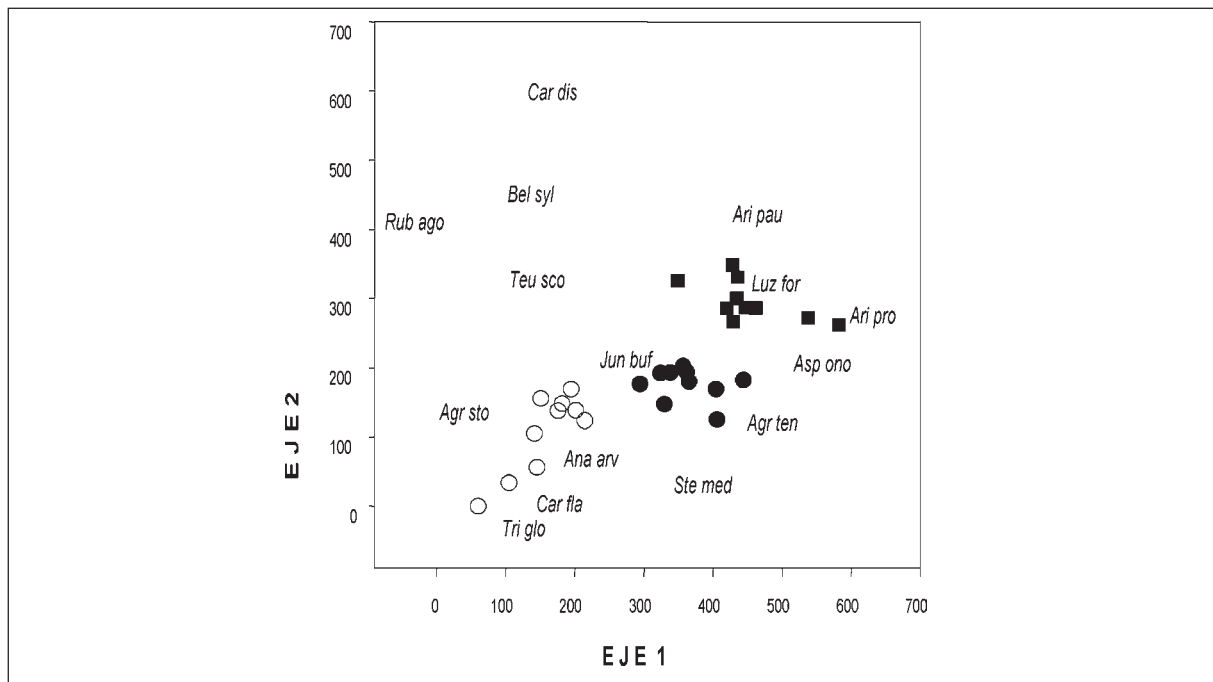


Figura 1. Análisis de ordenación (DCA) de las muestras de banco de semillas del alcornoque (A) y el quejigar (Í) junto con los cuadros de 0,25 m² de vegetación adyacentes del alcornoque (G) y el quejigar (J). Abreviaturas de especies: *Agr sto* = *Agrostis stolonifera*; *Agr ten* = *Agrostis tenerrima*; *Ana arv* = *Anagallis arvensis*; *Ari pau* = *Aristolochia paucinervis*; *Ari pro* = *Arisarum proboscideum*; *Asp ono* = *Asplenium onopteris*; *Bel syl* = *Bellis sylvestris*; *Car dis* = *Carex distachya*; *Car fla* = *Carex flacca*; *Jun buf* = *Juncus bufonius*; *Luz for* = *Luzula forsterii*; *Rub ago* = *Rubia agostinhoi*; *Ste med* = *Stellaria media*; *Teu sco* = *Teucrium scorodonia*; and *Tri glo* = *Trifolium glomeratum*. Extraído de Díaz et al. (2003).

(Levin 1990); de esta forma, puede reducir el riesgo de extinción local de especies vulnerables (Venable y Brown 1988; Aparicio y Guisande 1997). Por otro lado, es una fuente crucial de regeneración de la comunidad vegetal tras un episodio de perturbación, sea natural, como un incendio o la apertura de claros en el bosque por derrumbe de árboles, o de origen antrópico, como la deforestación o los tratamientos selvícolas.

Finalmente, debe señalarse que las especies que forman banco de semillas pueden coexistir en ambientes temporalmente variables, contribuyendo a la diversidad de la comunidad. La diversidad florística de una comunidad debería incluir a las especies contenidas en el banco de semillas (Major y Pyott 1966).

El Parque Natural Los Alcornocales, situado en el extremo sur de la península Ibérica, una zona considerada como uno de los diez "puntos calientes" de diversidad de la cuenca Mediterránea (Médail y Quézel, 1997), está constituido por un mosaico de comunidades de bosques, matorrales y pastizales altamente biodiversos. A continuación se presenta un estudio realizado por los autores del presente artículo en comunidades de bosque y pastizal del Parque en las que se analiza conjuntamente la diversidad de la vegetación y el banco de semillas de cada comunidad. Tomaremos los resultados del estudio como referencia para discutir sobre la importancia del banco en el mantenimiento de la biodiversidad y la regeneración.

BIODIVERSIDAD Y BANCO DE SEMILLAS EN COMUNIDADES MEDITERRÁNEAS

En Díaz *et al.* (2003) estudiamos el banco de semillas y la diversidad florística en tres comunidades características del Parque Natural Los Alcornocales: bosque de alcornoque (*Quercus suber*), bosque de quejigo (*Q. canariensis*) y pastizal abierto. En cada comunidad se estudió la diversidad en una parcela de 0,1 ha; se midió la cobertura de especies leñosas en dos transectos de 50 m, y la frecuencia de especies herbáceas en 20 cuadros de 0,25 m². El banco se estimó por el método de emergencia de plántulas.

Los bosques estudiados presentaron un banco de semillas de densidad relativamente alta (11,240 y 14,125 semillas/ m² en alcornocal y quejigar, respectivamente) y su composición resultó ser poco semejante a la de la vegetación establecida. En el análisis de ordenación de muestras y especies de las comunidades de bosque, el eje 1 separó las muestras por comunidad y el eje 2 las muestras de vegetación de las de banco dentro de cada comunidad (figura 1). La densidad del banco del pastizal fue mayor (31,811 semillas/m²) y el índice de semejanza con la vegetación también fue algo más alto.

La diversidad completa de los bosques era de 78 y 71 especies/0.1 ha para alcornocal y quejigar respectivamente, incluyendo 12-15 especies encontradas sólo en el banco de semillas. El pastizal fue la comunidad más biodiversa, con un total de 113 especies/0.1 ha (tabla 1).

Hábito	Alcornocal	Quejigar	Pastizal	Mosaico local
Árboles y arbustos de monte alto	8	8	0	8
Arbustos-monte bajo	11	4	0	14
Plantas trepadoras	2	3	0	3
Herbáceas perennes	33	37	28	78
Herbáceas anuales	12	4	65	78
Diversidad de la vegetación	66	56	93	181
Diversidad regional	78	71	113	212

Tabla 1. Riqueza de especies y formas de vida de tres comunidades de alcornocal, quejigar y pastizal a escala 0,1ha. Se ha estimado el valor de riqueza de especies total del mosaico compuesto por bosques y pastizal en el área de estudio. La diversidad regional contempla la riqueza de especies de la vegetación establecida y del banco de semillas (extraído de Díaz *et al.* 2003).

En general, los bosques y matorrales mediterráneos presentan una mayor riqueza de especies que los templados europeos (Naveh y Whittaker 1979; Grubb 1987). Por su parte, los pastizales mediterráneos de la península Ibérica resultan ser especialmente ricos en especies al compararlos con otros pastizales mediterráneos (Leiva *et al.* 1997). La comunidad de pastizal estudiada presenta una alta riqueza de especies, aunque es más homogénea y pobre en tipos biológicos que los bosques. También las comunidades de bosque estudiadas presentan una diversidad relativamente alta dentro del contexto de la vegetación mediterránea (tabla 2).

Tipo de comunidad	Localización	Riqueza de especies media	Fuente
Bosque y matorral (N=9)	Francia	33	Westman (1987)
Bosque y matorral (N=14)	California (EEUU)	36	Westman (1987)
Matorral (<i>mallee</i>) (N=97)	Australia	47	Westman (1987)
Quejigar (N=1)	España	56	Díaz <i>et al.</i> (2003)
Matorral (<i>fynbos</i>) (N=45)	Sudáfrica	64	Westman (1987)
Alcornocal (N=1)	España	64	Díaz <i>et al.</i> (2003)
Bosque y matorral (N=4)	España	71	Ojeda <i>et al.</i> (2000)
Bosque y matorral (N=10)	Israel	88	Westman (1987)
Pastizal (N=1)	España	93	Díaz <i>et al.</i> (2003)
Dehesa de encinar (N=1)	España	135	Marañón (1985)

Tabla 2. Valores de riqueza de especies a escala 0,1 ha para diferentes comunidades mediterráneas.

La mayoría de las especies constituyentes del banco en los bosques es de hábito herbáceo. Las especies leñosas están generalmente poco representadas. Sin embargo, son éstas las que aportan una mayor densidad de semillas; más del 50% de la densidad de semillas del banco en el alcornocal y casi un 30% en el quejigar se debe a especies leñosas, fundamentalmente a los brezos *Erica arborea* y *E. scoparia*, elementos típicos del sotobosque en el área de estudio que pueden dominar el banco. En bosques maduros y con densa cobertura arbórea, los ejemplares adultos de brezo acaban muriendo por falta de luz y permanecen en la comunidad exclusivamente en forma de semilla.

Las cistáceas (*Cistus* spp. y *Halimium* spp.), frecuentemente abundantes en el banco de semillas del bosque y matorral mediterráneo, aparecen en menor proporción en el banco de las comunidades de bosque estudiadas. Constituyen un típico ejemplo de especie heliófila que coloniza el bosque tras una perturbación y persiste por mucho tiempo en el banco de semillas durante las etapas más maduras del bosque, hasta que se den las condiciones idóneas para su germinación tras otra perturbación.

APORTE DEL BANCO DE SEMILLAS AL MANTENIMIENTO Y REGENERACIÓN DE LA COMUNIDAD

Desde el neolítico, la acción del hombre sobre el paisaje de la península Ibérica ha generado un mosaico estable y muy diversificado estructuralmente, con gran variedad de nichos y por tanto de especies (Mesa 2002). El paisaje en el área de estudio es un entramado de manchas de bosques, matorrales y pastizales que conforman un mosaico natural de vegetación. Esto se debe no sólo a las actividades humanas, sino también a las características propiamente heterogéneas de la región, como varios tipos de roca y suelo y variación en las condiciones lumínicas y la disponibilidad de agua y nutrientes.

La heterogeneidad de los bosques mediterráneos es elevada. El tradicional manejo del alcornocal incrementa la heterogeneidad espacial. El banco de semillas es un reflejo de la heterogeneidad a nivel de microsítio y de la dinámica del bosque. Debemos señalar un porcentaje destacado de especies que se encontraron exclusivamente en el banco y no en la vegetación (12 en el alcornocal, 15 en el quejigar, 20 en el pastizal; en total, 31 especies), muchas de ellas propias de ambientes luminosos, que persisten en el bosque en forma de semilla. Podemos considerarlas como un reflejo de perturbaciones pasadas que abrieron claros en el dosel del bosque, aunque otra posible explicación de la presencia de estas especies en el banco de semillas del bosque sería la constante reintroducción de semillas desde manchas de pastizal adyacentes por medio de herbívoros como el ciervo o el corzo, muy abundantes en el área de estudio. Generalmente, las herbáceas que producen semillas pequeñas suelen ser dispersadas por endozoocoria en ambientes mediterráneos (Malo & Suárez 1995).

Los pastizales mediterráneos son comunidades dominadas por especies anuales que dependen del banco de semillas para regenerarse tras las primeras lluvias otoñales. Sus bancos son densos y con una alta riqueza de especies. Las especies dominantes en la vegetación epígea suelen ser también las más abundantes del banco. Sin embargo, una fracción notable del banco de semillas persistente puede ser responsable de fuertes diferencias en la composición del banco y la vegetación (López-Mariño *et al.* 2000) y es importante para la recuperación de la comunidad tras una perturbación. El papel del banco de semillas es crucial en el mantenimiento de la coexistencia de una alta densidad de especies diferentes en un ambiente temporalmente variable (e.g. Espigares y Peco 1995). De nuestros resultados se desprende que al menos un sexto de la biodiversidad del pastizal está oculta en el suelo. Muchas de estas especies son típicas de ambientes húmedos y pueden ser tenidas en cuenta como un reflejo de períodos húmedos pasados.

La regeneración es hoy en día una cuestión de primer orden entre los profesionales de la silvicultura en España. Tras haber alcanzado una tasa elevada de fracasos históricos en políticas de manejo forestal dirigidas a la regeneración, los esfuerzos

actuales por parte de gestores e ingenieros forestales deben centrarse en la observación y estudio del proceso de regeneración natural (Garitacelaya 2003). Las últimas líneas abiertas en este sentido proponen planes de regeneración por micrositos, en contraposición a las prácticas a gran escala que se viene practicando hasta ahora. La ordenación clásica de montes, que busca la persistencia de la masa forestal, es contraproducente para la conservación de la diversidad en nuestros ecosistemas forestales (Martín 2003). La densidad excesiva de ganado, en el pasado, y de ungulados silvestres actualmente (Charco 2002) es uno de los problemas más acuciantes que afectan a la regeneración natural. Los silvicultores deben intentar corregir los problemas existentes limitando lo menos posible el aprovechamiento de los bosques, como es la extracción del corcho en el alcornoque (Torres 2003).

Conocer el potencial de regeneración que albergan los bancos de semillas de las comunidades mediterráneas es necesario a la hora de evaluar la posible respuesta de una comunidad a la influencia antrópica, especialmente en la cuenca Mediterránea, donde la historia de manejo de los bosques y pastos por parte del hombre se remonta a milenios atrás. Para desarrollar una mejor política de conservación de las comunidades mediterráneas son necesarios estudios a largo plazo tanto de la vegetación como del banco de semillas que pongan de manifiesto los efectos de las perturbaciones (en especial los tratamientos selvícolas) en la biodiversidad, regeneración de la biomasa y regeneración de las poblaciones, y permitan clasificar y predecir el comportamiento de cada especie vegetal en cada caso concreto.

BIBLIOGRAFÍA

- APARICIO, A. y R. Guisande. 1997. "Replenishment of the endangered *Echinopartum algibicum* (Genisteae, Fabaceae) from the soil seed bank", *Biological Conservation*, 81: 267-273.
- BAZZAZ, F.A. 1996. *Plants in changing environments*, Cambridge University Press, Cambridge.
- CHARCO, J. 2002. Introducción al estudio de la velocidad de regeneración natural del bosque mediterráneo y de los factores antropozoológicos que la condicionan. En: J. Charco (ed.), *La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península ibérica*, pp.115-152. ARBA, Ciudad Real.
- DÍAZ, M.D., T. Marañón, J. Arroyo y B. Garrido. 2003. "Soil seed bank and floristic diversity in a forest / grassland mosaic of southern Spain", *Journal of Vegetation Science*, 14: 701-709.
- ESPIGARES, T. y B. Peco. 1995. "Mediterranean annual pasture dynamics: impact of autumn drought", *Journal of Ecology*, 83: 135-142.
- GARITACELAYA, J. 2003. "La percepción de la regeneración natural y los síntomas de un nuevo paradigma silvícola", *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 15: 17-25.
- GROSS, K.L. 1990. "A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil", *Journal of Ecology*, 78: 1079-1093.
- GRUBB, P. J. 1987. Global trends in species-richness in terrestrial vegetation: a view from the northern Hemisphere. En: J. H. R. Gee y P. S. Giller (eds.), *Organization of communities. Past and present*, pp. 99-118. Blackwell, Oxford, UK.
- LEIVA, M.J., F.S. Chapin III y R. Fernandez Ales. 1997. "Differences in species composition and diversity among Mediterranean grasslands with different history—the case of California and Spain", *Ecography*, 20: 97-106.
- LEVIN, D. A. 1990. "The seed bank as a source of genetic novelty in plants", *American Naturalist*, 135: 563-572.
- LÓPEZ-MARIÑO, A., E. Luis-Calabuig, F. Fillat y F.F. Bermúdez. 2000. "Floristic composition of established vegetation and the soil seed bank in pasture communities under different traditional management regimes", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78: 273-282.
- MAJOR, J. y W. T. Pyott. 1966. "Buried, viable seeds in two California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora", *Vegetatio*, 13: 253-282.
- MALO, J. E. y F. Suárez. 1995. "Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean *dehesa*", *Oecologia*, 104: 246-255.
- MALO, J.E. 2000. "Hardseededness and the accuracy of seed bank estimates obtained through germination", *Web Ecol*, 1: 70-75.
- MARAÑÓN, T. 1985. "Diversidad florística y heterogeneidad ambiental en una dehesa de Sierra Morena", *Anales de Edafología y Agrobiología*, 44: 1183-1197.
- MARAÑÓN, T. 2003. El banco de semillas en el suelo. En: C.M. Herrera (ed.), *El monte mediterráneo en Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente.
- MARTÍN, J. 2003. "La ordenación de montes con objetivos de conservación", *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 15: 197-224.
- MÉDAIL, F. y P. Quézel. 1997. "Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin", *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 84: 112-127.
- MESA, S. 2002. Historia de los bosques de la península ibérica. En: J. Charco (ed.), *La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península ibérica*, pp.153-169. ARBA, Ciudad Real.
- NAVEH, Z. y R. H. Whittaker. 1979. "Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas", *Vegetatio*, 41: 171-190.
- OJEDA, F., T. Marañón y J. Arroyo. 2000. "Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account", *Biodiversity and Conservation*, 9: 1323-1343.
- TER HEERDT, G.N.J., G.L. Verweij, R.M. Bekker y J.P. Bakker. 1996. "An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving", *Functional Ecology*, 10: 144-151.

- THOMPSON, K. 1992. The functional ecology of seed banks. En: Fenner, M. (ed.), *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities*, CAB International, Wallingford, pp. 231-258.
- THOMPSON, K., Bakker, J. y Bekker, R. 1997. *The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity*, Cambridge University Press, Cambridge.
- TORRES, E. 2003. "Experiencias sobre regeneración natural de alcornoque (*Quercus suber* L.)", *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 15: 37-47.
- TRABA, J., C. Levassor y B. Peco. 1998. "Concentrating samples can lead to seed losses in soil seed bank estimations", *Functional Ecology*, 12: 975-982
- TRABAUD, L. 2000. Seeds: their soil bank and their role in post-fire recovery of ecosystems of the Mediterranean basin. En: Trabaud, L. (ed.) *Life and environment in the Mediterranean*, pp. 229-259. WIT Press, Southampton, UK.
- VENABLE, D. L. y J. S. Brown. 1988. "The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments", *American Naturalist*, 131: 360-384.
- WESTMAN, W. E. 1988. Vegetation, nutrition and climate - data-tables. 3. Species richness. En Specht, R.L. (ed.) *Mediterranean-type Ecosystems. A data source book*, pp. 81-91. Kluwer, Dordrecht, NL.

SOLUCIONES AL FENÓMENO DE "LA SECA" EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES: "LA TEJA" (LOS BARRIOS), UN MODELO A SEGUIR

Rafael J. Sánchez Vela / Ingeniero de Montes del Parque Natural Los Alcornocales
Andrés Muñoz Brenes / Agente de Medio Ambiente. Consejería de Medio Ambiente
Eduardo Briones Villa / Biólogo. Instituto de Estudios Campogibraltares

1. INTRODUCCIÓN

Hace aproximadamente cuatro años, en octubre de 1999, se presentó una comunicación en las IV Jornadas de Flora, Fauna y Ecología del Campo de Gibraltar titulada: *Una aproximación al fenómeno de "La Seca" en el Parque Natural Los Alcornocales: El caso de los Montes de "El Rincón" (Los Barrios)* (SÁNCHEZ *et al.*, 1999). En aquella publicación se hacía un diagnóstico y una descripción detallada de cómo en montes como La Teja la producción de corcho se había reducido hasta en un 85%, en las cuatro últimas décadas, como consecuencia de la pérdida del alcornocal afectado por "La Seca". Muchos fueron los sorprendidos y no pocos los que tomaron conciencia de que estábamos ante un problema real, preocupante y más grave de lo que imaginábamos: el alcornocal se está muriendo y lo que es peor, continuará haciéndolo de forma progresiva en los próximos años. Todos pudimos hacernos una idea como actúa y actuará "La Seca" en los próximos años.

La causa de "La Seca" y de esta situación, había que buscarla en los antecedentes históricos sobre el manejo de estos bosques. Nos encontramos ante un alcornocal viejo y decrepito que históricamente ha sido duramente castigado por incendios, cortas, pastoreo abusivo... La explotación se viene realizando desde la antigüedad y ha sido especialmente intensa desde el siglo XVIII hasta mediados del siglo XX. Los mejores árboles eran cortados de forma sistemática para la construcción civil y la industria naval. La extracción de curtientes, carbones y leñas era algo habitual en estos montes dando lugar a una degradación progresiva del bosque alcornocal, haciendo desaparecer la cubierta arbolada en amplias zonas y deteriorándola gravemente en el resto (Sánchez *et al.*, 1999).

No obstante, la situación del alcornoque mejoró a finales del siglo XIX, como consecuencia de la generalización de la extracción del corcho, que vino a aumentar el interés por su conservación. Esto contribuyó a reducir la corta de alcornocales a hecho o a matarrasa tan frecuentes hasta esa fecha para la producción de carbón y la obtención de curtido (Sánchez *et al.*, 1999).

Otros factores fundamentales que han influido en el mal estado de conservación de estos montes, han sido el aprovechamiento ganadero y los incendios asociados al mismo. Montes como La Teja han sufrido una intensa presión ganadera, lo que ha impedido la regeneración de la cubierta arbolada. En los años 60, la Administración forestal eliminó la práctica del pastoreo con ganado cabrío en éste y otros montes, con objeto de liberar a la vegetación de sus daños. Como consecuencia, se ha producido una relativa mejora en la regeneración, aunque principalmente a través de brotes de raíz y de cepas viejas, concentrados en *mogedas* espesas, permaneciendo ausente el regenerado en los grandes claros abiertos en la masa (Sánchez *et al.*, 1999).

Todo esto ha hecho que el alcornocal que hoy tenemos esté envejecido. Un alto porcentaje del arbolado más pequeño "nos estamos creyendo" que es joven siendo precisamente el más viejo, ya que está formado mayoritariamente por brotes de cepa y raíz de reiteradas cortas e incendios pasados (Montoya, 2000).

Ante un problema de tal envergadura las propuestas de intervención eran claras y concisas para montes como La Teja:

Descartada en gran parte la transformación del monte bajo a monte alto mediante aplicación de resalveos, por las limitaciones que impone el envejecimiento de las cepas, y teniendo en cuenta además la amplitud de los rasos existentes, junto con la diseminación por gravedad de la bellota y la escasez en la producción de fruto, se comprende que es preciso ayudar a la regeneración mediante la repoblación artificial. A nuestro juicio, ésta debería concentrarse en los períodos de años húmedos y realizarse con arreglo a los siguientes criterios: preferentemente por siembra, con semilla de calidad recogida in situ, garantizando la diversidad genética, con acotamiento temporal al pastoreo y con una preparación del terreno respetando en su conjunto el matorral, que protegerá al regenerado en sus primeros años. (Sánchez *et al.*, 1999).

Cuatro años después, la Ordenación del Grupo de Montes de Los Barrios está aprobada y en ejecución¹. Dada la falta de regeneración y el estado de los montes se han priorizado y concentrado las repoblaciones en el primer quinquenio, comenzando por el monte La Teja, uno de los más urgentes de regenerar. El gran éxito alcanzado, hasta el momento, y la experiencia adquirida en las repoblaciones ejecutadas en este monte, es el motivo de la presente comunicación.

2. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

El monte La Teja pertenece al grupo de montes de El Rincón, propiedad del Ayuntamiento de Los Barrios (Cádiz), siendo uno de los montes más afectado por la pérdida de alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales debido, sin duda, tanto a sus características como al uso al que ha estado sometido.

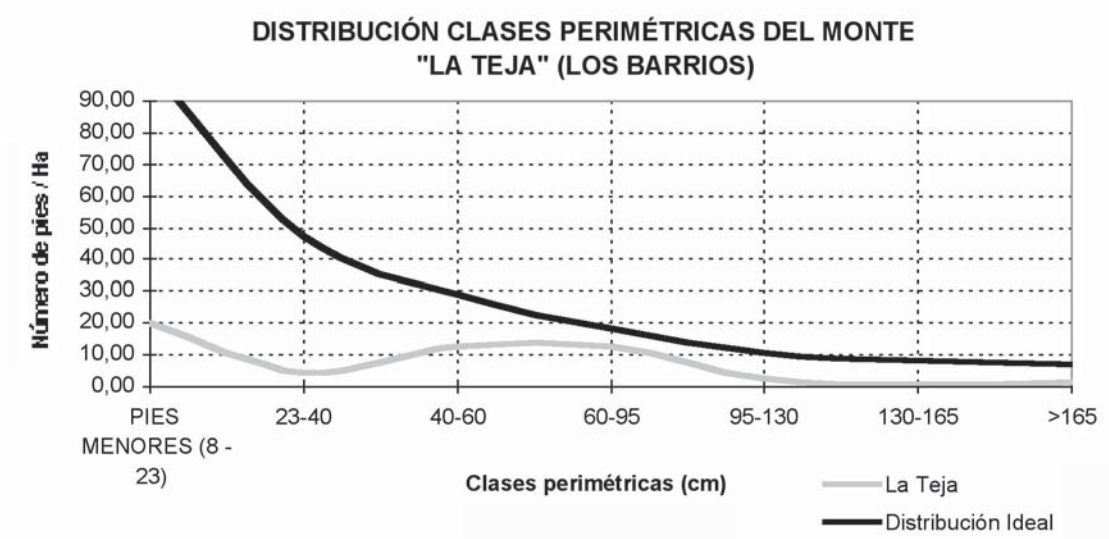
Este monte se encuentra localizado al norte del término municipal de Los Barrios, en la vertiente sur de la sierra de Montecoche, con una superficie de 276 has y con altitudes comprendidas entre los 100 y los 521 metros. Es un monte en ladera que se encuentra orientado al suroeste, con pendientes comprendidas entre el 20 y el 50%, sobre suelos mayoritariamente arenosos del tipo aljibe forestal. Las precipitaciones medias en este monte son próximas a los 1.020 mm anuales, concentrados en su mayoría entre los meses de octubre y abril. La temperatura media oscila entorno a los 17-18°C.

La vegetación potencial en el monte La Teja se engloba en su mayoría, exceptuando las zonas más altas (herrizas) y bajas (bujeos), en las series mesomediterráneas del alcornoque (*Quercus suber*) correspondiendo en su etapa madura a bosques

¹ Hay que destacar el alto valor de un documento como éste en el que se hace una planificación rigurosa y detallada, entre otras cosas, de todas las actuaciones que se deben llevar a cabo en los próximos 10 años, en todos los montes pertenecientes al Grupo de Los Barrios.

de alcornoque desarrollados sobre suelos silíceos profundos con especies acompañantes importantes como (*Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Phillyrea angustifolia*, *Virbunum tinus*, etc.)

La vegetación actual en el monte La Teja presenta notables diferencias con esta vegetación potencial, predominando las áreas de alcornocal degradado con escasa cubierta arbolada y con matorrales de degradación como jarales calcífugos, que dominan los amplios claros abiertos en la masa. De éstos, los más antiguos se encuentran hoy cubiertos por pinares de repoblación tanto de pino piñonero como de pino negral.



Según el inventario de la novena Revisión del Proyecto de Ordenación del Grupo de Montes de Los Barrios (2002) la situación del alcornocal en el monte La Teja es la que se detalla a continuación en el siguiente gráfico:

Los datos aportados no pueden ser más claros: nos encontramos ante un alcornocal con densidades por debajo de las consideradas como normales y con una falta casi total de pies menores, que son realmente los que garantizan la continuidad del bosque.

3. EL FRACASO DE LAS ANTIGUAS REPOBLACIONES DE ALCORNOQUE REALIZADAS EN LA TEJA

Las repoblaciones ejecutadas en este monte no son ni mucho menos recientes. Tenemos que remontarnos a mediados del siglo XX para encontrar constancia de las primeras repoblaciones con *Pinus pinaster* y *Pinus pinea* y los primeros intentos de restaurar La Teja con siembras de bellotas de alcornoque. Fueron a principios de los ochenta, cuando se hacen las últimas plantaciones con pino piñonero.

Estas primeras repoblaciones con alcornoque, documentadas en las antiguas revisiones de la Ordenación de Montes de Los Barrios, fracasaron de forma rotunda, obteniendo como resultado un porcentaje de marras casi cercano al 100%. Desgraciadamente no existe en este monte, ni en el resto del Grupo, repoblación alguna con alcornoque de aquella época y lo que es más preocupante de periodos posteriores. Muchos fueron los que justificaron el fracaso afirmando: "los

chaparros se tienen que criar solos y no sembrándolos ni plantándolos". Sin embargo, gran parte del fracaso de aquellas siembras fueron debidas a una alta predación por roedores y a la existencia de una alta carga ganadera en el monte que, sin duda alguna, impidió prosperar a las plántulas de las bellotas que consiguieron germinar y escapar de los roedores. De esta forma, se optó por restaurar mediante plantación de pino piñonero, mucho menos exigente, con un crecimiento rápido y sin problemas de herbivoría.

Posteriormente en la década de los noventa, cuando se planificaron grandes superficies de repoblación con alcornoque, se realizaron tanto siembras como plantaciones. En aquella ocasión gran parte de la preparación del terreno se hizo mecanizada mediante subsolado, siempre más favorable de cara al establecimiento tanto de la planta como de la germinación y desarrollo de la bellota. En aquella ocasión también existió un porcentaje alto de predación de la bellota en las siembras que se realizaron sin protector contra roedores y un éxito importante en la plantación y siembra con protector. Sin embargo, la repoblación estaba abierta tanto al pastoreo de ganado doméstico como a la fauna cinegética. El resultado es el que se puede apreciar en el cuadro siguiente:

Año	Superficie repoblada Ha	Densidad Plantas/Ha	% por Ha							Muestreo realizado en Marzo de 2001	
			Plantas	Bellotas	Abono	Tubo	Hidrogel	%Hoyos	%Subsolado	Altura cm	% Marras
90-91	20,0	625	0	100	no	no	no	100	0	< 15	95
96-97	9,0	800	70	30	no	no	no	20	80	< 25	38
96-97	35,0	800	70	30	si	si	si	100	0	< 25	57

Tabla 1. Datos básicos de las repoblaciones de alcornoque realizadas en La Teja en la década de 1990.

Si hay que buscar un responsable del fracaso de estas repoblaciones es, sin lugar a dudas, los herbívoros. Las plantas eran comidas una y otra vez por ciervos y vacas sin darles una sola oportunidad de completar un crecimiento anual. De esta forma, a partir del segundo o tercer año estos pequeños alcornocales, agotadas sus reservas y el vigor para poder crecer, acababan sucumbiendo. Esa tónica se ha repetido no sólo en el monte La Teja, sino en muchos de los montes del Parque Natural.

El éxito de las repoblaciones de alcornoque en el Parque Natural están condicionadas, independientemente si son mediante siembra o plantación, mecanizadas o no, a la densidad de herbívoros existente. En este caso, al ser la densidad muy superior a la deseable, sólo existen dos posibilidades para conseguir la regeneración del alcornocal:

1. Reducir la carga cinegética, de forma general, y eliminar la ganadera en los montes a repoblar.
2. Realizar cerramientos perimetrales de las repoblaciones impidiendo la entrada de grandes herbívoros (ganado y ciervo).

La primera solución es la mejor y más razonable. No obstante, no es fácil reducir las cargas cinegéticas de forma rápida y eficaz. La segunda solución, es pues, la única forma que tenemos actualmente de garantizar que una repoblación quede fuera del alcance de los ciervos y de esta forma garantizar su éxito. No es la mejor pero sí la menos mala.

4. LAS REPOBLACIONES EJECUTADAS EN LA TEJA EN EL PERÍODO 2000-2003: UN ÉXITO SIN PRECEDENTES

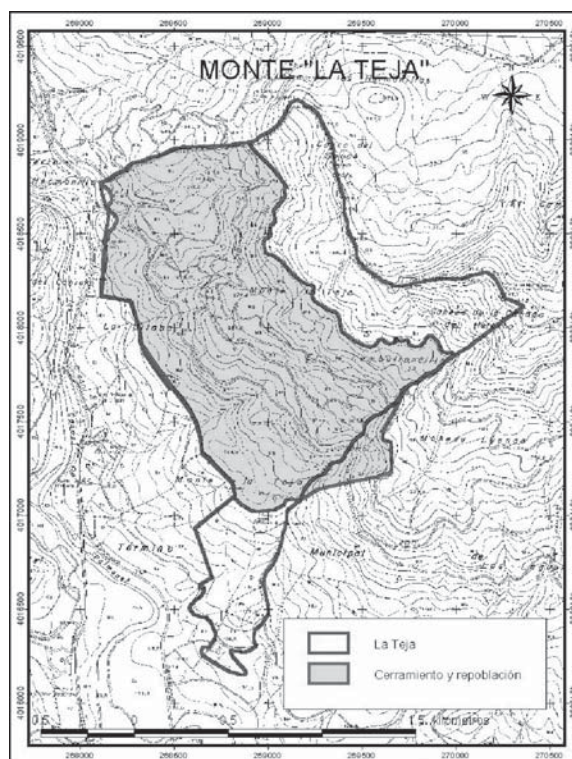
Asumido por todos la importancia de acotar al ganado y ciervo la superficie de repoblación, en el invierno del año 2000-01 se ejecuta un cerramiento perimetral cinegético, de 2,00 m de altura, de 190 has que engloba la práctica totalidad del monte y se elimina el aprovechamiento ganadero. Con este cerramiento se garantiza una disminución drástica de la carga cinegética en el interior, soportando densidades muy bajas de ciervo próximas a 0. En la tabla siguiente se aprecia las densidades de ciervo y corzo estimadas por la Consejería de Medio Ambiente existentes en el Grupo del Rincón que incluye al monte La Teja.

POBLACIÓN DE CIERVO Y CORZO EN EL COTO GRUPO RINCÓN

AÑO	2000
Nº de ciervos/100 Ha	20,78
Nº Corzos/100 Ha	2,65

Las densidades de ciervo en las 190 has repobladas eran según los datos de la tabla anterior de 42 ciervos y 6 corzos, además de la existencia de entre 30 y 35 vacas. Una vez realizado el cerramiento fueron varias las batidas de gestión que hubo que realizar en el interior del mismo dada la dificultad de eliminar todos los animales que existían en el interior.

La repoblación ejecutada se llevó a cabo mediante la preparación del terreno manual con apertura de hoyos de 40x40x40 cm, mecanizada mediante subsolado lineal y ahoyado con retroexcavadora, y apertura de casilllas de forma manual para la siembra. Parte de las bellotas se protegieron con tubos protectores de 30 cm semienterrados.



PLANTACIÓN DE ALCORNOQUE	SIEMBRA DE ALCORNOQUE	SUPERFICIE TOTAL REPOBLADA	DENSIDAD MEDIA
101.635 Plantas	63.089 golpes de bellota	169,1ha	974 Plantas/ha

En febrero de 2003 se llevó a cabo un control de la repoblación mediante el seguimiento de 8 parcelas distribuidas aleatoriamente por toda la superficie repoblada obteniendo los siguientes resultados:

PARCELA	PARAJE	PLANTACIÓN		
		PREPARACIÓN DEL TERRENO	ESPECIE	MARRAS %
2	Hervina de los Quejigos	Hoyos 40x40x40cm	Quejigo	60
4	Cruce Hierro Viejo	Subsolado lineal	Alcornoque	0
5	Pino Gordo	Subsolado lineal	Alcornoque	0
6	El Castillo	Subsolado lineal	Alcornoque	16
7	Llano del Toro	Subsolado puntual	Alcornoque	7
8	Cambullón Chico	Subsolado lineal	Alcornoque	22

PARCELA	PARAJE	SIEMBRA		MARRAS %	
		PREPARACIÓN DEL TERRENO	ESPECIE	Con protector	Sin protector
1	Huerto de Sotero	Casillas 40x40x30cm	Alcornoque	77	96
3	Ladera de Martínez	Subsolado lineal	Alcornoque	63	63
6	El Castillo	Subsolado lineal	Alcornoque	95	100

En estas parcelas se pudo comprobar como la predación por roedores de la bellota sin tubos protectores han estado comprendidas entre un 60 y 100%. Los tubos de 30cm, semienterrados 15cm aproximadamente, tampoco fueron suficientemente efectivos y las marras, aunque inferiores, estuvieron comprendidas entre el 63 y 77%. Los ratones entraron en el interior del tubo tanto por la parte superior como por la inferior. Es por esta razón por la que en la campaña siguiente, para la reposición de marras se utilizó tubos invernadero de 60cm de altura semienterrados 20cm buscando una mayor eficacia frente a los roedores .

5. EL USO DE TUBOS INVERNADERO PARA SIEMBRA DE ALCORNOQUE. EXPERIENCIA EN LA TEJA

Una de las aportaciones más novedosas de estas últimas repoblaciones realizadas en La Teja han sido las siembras realizadas en la reposición de marras, con tubos invernadero. La ejecución de las siembras se hizo mediante la colocación de un tubo invernadero de entre 8 y 10cm de diámetro y 60cm de altura. Una vez realizado el hoyo se enterraba el tubo unos 20cm aproximadamente, sobresaliendo del nivel del suelo los 40cm restantes y dejando un pequeño alcorque para facilitar la retención de agua. Con este sistema se ha conseguido evitar, en un 100% de los casos, la predación por roedores de las bellotas sembradas en su interior. No se esperaba un éxito tan contundente y abrumador. Posteriormente a la apertura del hoyo y la colocación del tubo, se procedía a la siembra de la bellota de la siguiente forma:

- Se introducían tres bellotas en el interior del tubo.
- La bellota siempre quedaba en el interior del tubo por debajo del nivel del suelo.
- Se aportaba una pequeña cantidad de tierra vegetal o mantillo, una vez colocada la bellota de forma que quedara muy superficial y solamente semienterrada.

Se hizo un muestreo en cuatro parcelas para comparar la efectividad del tubo contra la predación de roedores y su efecto invernadero en las siembras con bellotas.

PARCELA 1A: Ladera de Martínez (Sin cobertura de copas)

Preparación del terreno: Mecanizado mediante subsolado con rejón de 70 cm.

Fecha de la siembra: 29/10/2002

Tamaño de la muestra: 25 hoyos.

Tubo: 60 cm de altura y entre 8 y 9 cm de diámetro.

PARCELA 2A: Jato del Toyo (Sin cobertura de copas)

Preparación del terreno: Mecanizado mediante subsolado con rejón de 70 cm

Fecha de la siembra: 29/10/2002

Tamaño de la muestra: 25 hoyos

Tubo: 60 cm de altura y entre 8 y 9 cm de diámetro.

PARCELA 1B: Arroyo de Herrera (Sin cobertura de copas)

Preparación del terreno: Manual mediante la apertura de casillas de 40x40x30 cm

Fecha de la siembra: 15/11/2002

Tamaño de la muestra: 25 casillas

Sin tubo

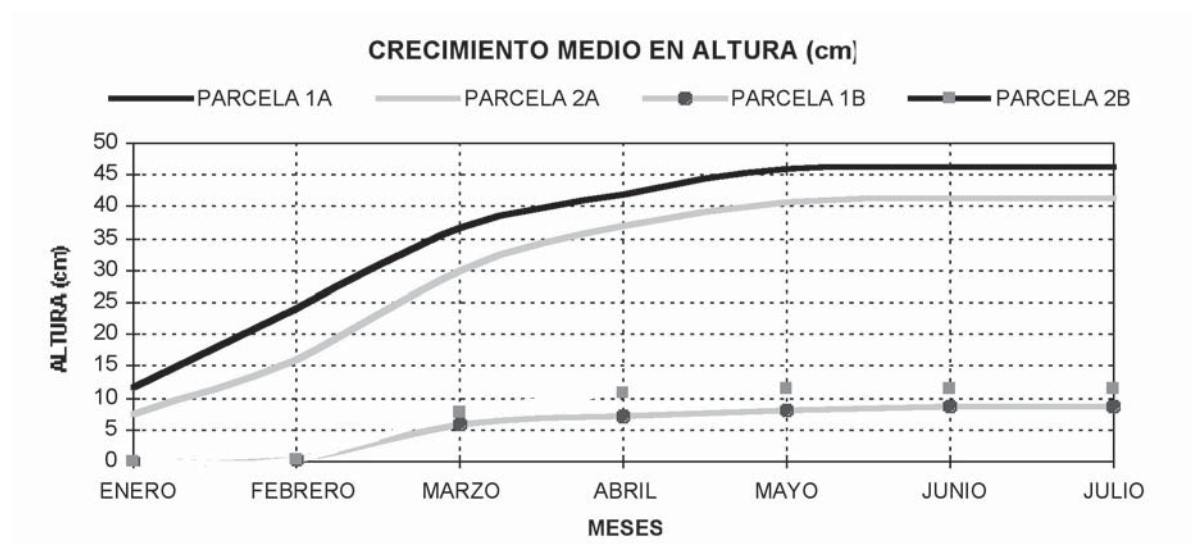
PARCELA 2B: Terraza la Herrera (Con cobertura de copas de pino piñonero)

Preparación del terreno: Manual mediante la apertura de casillas de 40x40x30 cm

Fecha de la siembra: 15/11/2002

Tamaño de la muestra: 25 casillas

Sin tubo



El éxito con este sistema de siembra ha sido espectacular logrando germinaciones cercanas al 100% y crecimientos en invierno imposibles de conseguir sin el tubo invernadero. La diferencia entre las siembras con tubo invernadero y sin tubo son de entre 20 y 30 cm. Sin duda las ventajas aportadas por el tubo ha sido decisiva para conseguir un éxito tan notable. El tubo ha influido ventajosamente en las siguientes variables microclimáticas:

- Temperatura
- La humedad del aire
- Luminosidad e irradiancia
- Viento

El microclima es el conjunto de variables ambientales, temperatura, radiación, humedad y viento, a las que está expuesta la planta y también en este caso la bellota. La relación entre la planta o la bellota y el microclima se establece a través de los flujos de energía (fotoquímica y calor) y de materia (vapor de agua, oxígeno y anhídrido carbónico).

La actividad de las plantas depende de la influencia que el microclima ejerce sobre los procesos fisiológicos como son la respiración, la transpiración o la fotosíntesis. Los tubos invernadero, en este caso, modifican los procesos de las plantas y también influyen en la germinación de la bellota ya que inciden directamente en el microclima.

Temperatura

La temperatura de la parte aérea de las plantas está condicionada por el balance entre la energía ganada por intercepción de la radiación, la pérdida de calor, la transpiración y la energía absorbida en los procesos fotoquímicos. Procesos fisiológicos como la fotosíntesis, la respiración y el crecimiento responden de forma concisa a la temperatura.

La temperatura tiene importantes efectos en el crecimiento y cambios de apenas unos grados conllevan grandes cambios en la pauta de crecimiento (KOZLOWSKI *et al.*, 1991). Sin embargo, un incremento excesivo de las temperaturas puede conducir a mermas en el crecimiento, o incluso, si los valores son altos y más o menos persistentes, pueden producir daños directos o indirectos sobre las plantas mediante la desecación de los tejidos.

Un aspecto que hay que destacar en cuanto a las temperaturas son aquellos valores considerados umbrales máximos para diferentes procesos fisiológicos de las plantas. Estos valores son los máximos por encima de los cuales los procesos fisiológicos incluido el crecimiento, se detienen (o ralentizan). Los valores de la fotosíntesis generalmente van aumentando hasta un rango máximo entre 20-35°C, en función de la especie. Superando estos valores el rango de procesos fisiológicos decrece rápidamente. Estas temperaturas pueden alcanzarse en condiciones naturales, lo cual se ve acentuado por el incremento de temperaturas en el interior de los tubos, siendo probablemente uno de los aspectos más polémicos de su empleo. Normalmente se considera que los valores letales de temperatura oscilan entre 50-60°C, dependiendo de la especie, la edad de los tejidos, y la duración y exposición de los tejidos a las altas temperaturas. Navarro (1998), comprobaron en diversas parcelas experimentales en Huelva que la temperatura al exterior en verano permanecía todos los días por debajo de los 45°C, siendo al interior de los tubos claramente superior casi todo el período estival.

TEMPERATURA	EXTERIOR	TUBEX 60
MÁXIMA ABSOLUTA	46°C	52°C
MÍNIMA ABSOLUTA	3°C	1°C

Sin embargo, los datos aportados por Porras (1994) alcanzan valores superiores a los 60°C.

El comportamiento térmico del tubo se explica, por el reducido volumen de aire encerrado, y la dificultad de intercambio con el exterior. El movimiento del aire dentro del tubo se deberá a su calentamiento, pero al no existir una facilidad para la circulación del aire este se calienta más bruscamente. Por otra parte, el escaso volumen de aire tiene una menor inercia térmica (se calienta y enfría más rápidamente que el conjunto de la atmósfera), lo que justifica la fuerte oscilación térmica.

La humedad del aire

El contenido de agua en el aire tiene un efecto directo sobre los estomas de las plantas, de manera que estos tienen tendencia a cerrarse en aire seco, limitando la pérdida de agua (transpiración), pero disminuyendo también la asimilación de CO₂.

Las variaciones de la humedad relativa dentro y fuera del tubo tiene una doble explicación: por un lado el material del tubo tiene una resistencia térmica menor lo que hace que las variaciones de temperatura sean más rápidas, esto unido al pequeño volumen de aire encerrado dentro del tubo hace que aumente de forma rápida el contenido de humedad. Esta mayor humedad relativa no supone un mayor contenido de vapor de agua y de acuerdo a Blanco (1996) estas variaciones tienen poca relevancia ya que suelen suceder en horas nocturnas, cuando los intercambios gaseosos de la planta son mínimos.

No obstante, hay que destacar un efecto de condensación que puede ser muy importante en forma de aporte indirecto de agua a la base del tubo, de tal manera que el efecto no debe considerarse como una acción microclimática directa sobre la parte aérea de la planta, sino como un efecto inducido a través de la rizosfera de la planta por el aporte adicional de agua por condensación (se podría asemejar a una precipitación horizontal). Esta condensación es posible que se produzca en

zonas con una alta humedad relativa cuando el aire que contiene el tubo alcanza la temperatura para la cual dicho vapor satura a este aire (punto de rocío), como consecuencia de la diferencia de temperatura entre el exterior (más caliente al amanecer) y el interior del tubo (más frío y más húmedo). Este enfriamiento afecta al aire próximo, que puede alcanzar la saturación y formar condensación (Navarro *et al.*, 1998).

Luminosidad e irradiancia

La fuente fundamental de energía para la fotosíntesis y la bioproduktividad es la energía solar. Las plantas interceptan energía solar para la fotosíntesis, pero normalmente se emplea del 8-9% en este proceso (Kozłowski *et al.*, 1991). El resto de esta energía calienta la planta y a los órganos circundantes, de tal forma que la energía solar determina también la temperatura a la que suceden los procesos fisiológicos.

La luminosidad junto al viento, son las variables microclimáticas que más variación sufre por efecto del tubo. Blanco (1996) encontró niveles de radiación solar en el interior de tubo suficientes para que la planta mantenga los estomas abiertos durante todo el día.

Viento

El viento es un elemento del microclima que está relacionado directamente en la transferencia de calor, de manera que es de gran importancia ya que influye en el intercambio de calor y gases a través de las hojas de las plantas. Un aumento de la velocidad del viento tiende a aumentar la transpiración pero también refrigera la hoja, lo que provoca un descenso en el déficit de saturación de vapor de agua (Kjelgren, 1994). El viento es también importante porque produce deformaciones mecánicas en las plantas.

Por todo eso es por lo que el viento puede afectar al crecimiento de las plantas recién instaladas a suponer importantes tasas de pérdida de crecimiento, que puedan llegar a ser por ejemplo para vientos de 8,5m/s de hasta 20% (Kozłowski *et al.*, 1991).

Con la utilización del tubo invernadero para la siembra puede considerarse que el viento en su interior, con respecto al exterior, pasa a ser prácticamente nulo, lo que en principio y hasta que la planta sale del tubo crea unas condiciones especialmente favorables para el crecimiento.

6. CONCLUSIONES

- La realización de un cerramiento perimetral de protección a la repoblación, para impedir la entrada de grandes herbívoros, ha sido una medida muy eficaz consiguiendo un éxito sobresaliente en la repoblación y, lo que es más importante, una regeneración natural de alcornoque y de especies acompañantes de un alto valor ecológico como madroños, agracejos, durillos, etc.
- Las grandes ventajas de una preparación del terreno de forma mecanizada para las plantaciones y siembras es algo contrastado en repoblaciones anteriores pero que nuevamente se ha comprobado de forma contundente en La Teja.
- La utilización de tubos invernadero para la siembras de alcornoque han resultado de una gran eficacia para evitar la predación por roedores (0% marras).
- La presencia de un volumen de aire limitado dentro del tubo invernadero crea unas condiciones en las cuales la temperatura, la humedad relativa y la concentración de CO₂ aumentan lo que facilita la germinación de las bellotas y aumenta el crecimiento en invierno. El efecto del tubo podríamos asemejarlo a un adelanto de la primavera de las plantas protegidas mediante el mismo habiéndose conseguido crecimientos muy superiores a las siembras realizadas sin tubo protector.

BIBLIOGRAFÍA

- BLANCO, A. 1996. *Estudios microclimáticos de los tubos protectores empleados en repoblación forestal*. III Congreso Nacional de Medio Ambiente. Comunicaciones técnicas. Vol. 2.
- BURGER, D.;G. Foister; R. Gross. 1997. "Short and long-term effects of treeshelters on the root and stem growth of ornamental trees". *Journal of Arboriculture* 23(2): 49-56.
- BURGER, D.; P. Svihra & R. Harris. 1992. "Treeshelters use in producing container grown trees". *HortScience* n° 27: (30-32).
- KJELGREN, R. & L. Rupp. 1997. "Establishment in treeshelters I: shelters reduce growth, water use, and hardiness, but not drought avoidance". *HortScience* 32(7): (1281-1283)
- KJELGREN, R. 1994. "Growth and water relations of Kentucky coffee tree in protective shelters during establishment". *HortScience* 29(7): 777-780
- KOZLOWSKI, T. T., P. J. Kramer, S. G. Pallardy. 1991. *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press, Inc.
- MONTOYA OLIVER, J. M. 2.000. "Seca y selvicultura preventiva en alcornoques". Jornadas sobre manejo y conservación de alcornoques. Jerez de la Frontera, 6,7 y 8 de abril de 2000. Resumen de las ponencias y conclusiones (12-17).
- NICOLÁS, J. L.; S. Domínguez Lerena; N. Herrero; P. Villar. 1997. *Plantación y siembra de Quercus ilex L.: efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de las plantas*. Actas II Congreso Forestal Español. Mesa 3: 449-454.
- PORRAS, C. 1994. *Uso de tubos protectores en el establecimiento de dehesas*. Comunicación personal.
- POTTER, M. J. 1991. Treeshelters. Forestry Comission Handbook n°7. MSO. London.
- SÁNCHEZ GARCÍA, J. M^a; N. Bautista Carrascosa & A. Muñoz Brenes. 1999. "Una aproximación al fenómeno de La Seca en el Parque Natural Los Alcornoques. El caso de los montes del Rincón (Los Barrios)". *Almoraima*, 23 (2000), 141-153
- WINDEL, K & J. D. Haywood. 1996. *Intermediate results of a treeshelter durability study*. Proceeding of the tree shelter conference 46-56.

LA ORDENACIÓN CINEGÉTICA COMARCAL DEL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES: RESULTADOS TRAS DOCE AÑOS DE GESTIÓN

José María Sánchez García / Ingeniero de Montes. Delegación Provincial de Medio Ambiente. Cádiz

*A la memoria de Alfonso Lacave y José Manuel Díez,
pioneros de la gestión cinegética en esta comarca.*

1. INTRODUCCIÓN

El Parque Natural Los Alcornocales, declarado como tal en 1989 y con una superficie total de 170.000 hectáreas, constituye por su situación y características (grandes extensiones de monte mediterráneo en zonas de media montaña) un enclave en el que la caza ha tenido históricamente y tiene en la actualidad una gran importancia. Prueba de ello es la existencia en esta comarca natural de más de 70 cotos dedicados a la caza mayor, con una superficie media que supera las 1.000 hectáreas por acotado. Entre estos cotos se encuentran algunos nombres emblemáticos para la caza mayor en España, como son *La Almoraima*, en Castellar de la Frontera (con 12.000 ha acotadas), la Reserva Nacional de Caza de Cortes de la Frontera (12.000 ha) o los Montes Propios de Jerez (6.000 ha)

Las especies de caza mayor actualmente presentes en el Parque Natural son el ciervo (*Cervus elaphus*) y el corzo (*Capreolus capreolus*), y en menor medida el gamo (*Dama dama*) y el muflón (*Ovis musimon*), introducidos en algunos cotos a lo largo de las últimas décadas. Así mismo, cabe destacar la presencia en algunos enclaves calizos de la cabra montés (*Capra pyrenaica*), procedente de la vecina población de la sierra de Grazalema, actualmente en expansión.

A lo largo de los doce últimos años y al amparo de la legislación vigente, se ha venido realizando un esfuerzo continuado de ordenación y gestión cinegética. Así mismo, durante este periodo de doce años se ha podido constatar el avance en el logro de los objetivos perseguidos, comprobándose una mejora significativa tanto en el control de poblaciones de ciervo como en una progresiva recuperación de los efectivos de corzo. Todo ello ha sido posible con el impulso de la Administración, pero sobre todo gracias a la implicación y los esfuerzos de los titulares de cotos, con los que existe un alto grado de entendimiento y colaboración.

2. ANTECEDENTES HISTÓRICOS

La comarca cuenta con una larga tradición en la práctica de la caza mayor, como muestran tanto los testimonios prehistóricos en los numerosos abrigos (Tajo de las Figuras, Bacinete, etc.) como los más recientes de la época medieval (*Libro de la Montería*, siglo XIV).

El proceso repoblador posterior a la Reconquista y el desarrollo de nuevas poblaciones interiores trajo consigo una creciente presión sobre la fauna. Así, debido a la creciente presión humana, el oso desapareció de estas tierras a comienzos del siglo XVII y a mediados del XIX el ciervo y la cabra montés habían sido prácticamente exterminados en las sierras gaditanas.

A principios del siglo XX, corzos y lobos eran aún abundantes en la comarca. Pero como consecuencia de la intensa explotación de los espacios forestales, la inestabilidad política y las frecuentes épocas de penuria y hambre para la población, en las que la caza se convierte de nuevo en un recurso para el sustento diario, las poblaciones de especies cinegéticas se hacen cada vez más escasas. El lobo, último gran predador presente en estos montes, es eliminado sistemáticamente durante las primeras décadas de este siglo con el objeto de evitar los frecuentes daños sobre la cabaña ganadera. De esta forma, la presencia del lobo en la provincia de Cádiz pasó a ser un recuerdo, quedando reducida a su frecuente aparición en la toponimia de nuestras sierras. La desaparición de este último gran predador tendría más tarde consecuencias en relación con la expansión de las poblaciones de especies de caza mayor, al quedarse éstas sin enemigos naturales.

A finales de la década de los cincuenta se produce una incipiente recuperación de la caza mayor en esta comarca. La consolidación durante esta época de vedados importantes, como son Montes de Jerez, El Jautor o La Almoraima, va unida a la reintroducción del ciervo a través de sucesivas repoblaciones. La reintroducción de esta especie, junto con la progresiva creación de acotados al amparo de la Ley de Caza de 1970, condujo a que la provincia de Cádiz recuperara progresivamente el importante papel que en el ámbito de la caza mayor había tenido en siglos pasados.

En los comienzos de la década de los noventa, la superficie dedicada a esta actividad en la comarca de los alcornoques gaditanos duplicaba con creces la existente a comienzos de los setenta, abarcando más de 100 cotos de caza y cerca de 150.000 hectáreas acotadas. Para esa fecha, la caza mayor se había convertido en uno de los usos principales en estos espacios de nuestra geografía, mayoritariamente incluidos en el Parque Natural Los Alcornocales, constituyéndose al mismo tiempo como una importante fuente de empleo en estas zonas de economía deprimida.

3. LA GESTACIÓN DE LA PRIMERA ORDENACIÓN COMARCAL

La entrada en vigor, en 1991, de la Orden de Regulación de la Caza en Andalucía, supuso la puesta en práctica en nuestra Comunidad Autónoma de una de las directrices de la Ley básica 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres: la de que todo aprovechamiento cinegético se realice de forma ordenada y conforme a una planificación técnica rigurosa. En efecto, dicha Orden reguló los Planes Técnicos de Caza estableciendo la obligación para todos los cotos de caza andaluces de disponer de un plan técnico aprobado por la Administración autonómica.

Atendiendo a la entrada en vigor de esta normativa y con el objeto de adaptarse a ella en los cotos de caza gestionados por la Administración andaluza en el ámbito del Parque Natural Los Alcornocales (que sumaban en total más de 30.000 ha de superficie), la Agencia de Medio Ambiente resolvió redactar un proyecto de ordenación cinegética comarcal que tuviera una aplicación directa en los montes públicos, pero que al mismo tiempo definiese un marco común para la gestión de la caza en el Parque Natural, dentro de la línea marcada por la Ley de Caza de 1970 y su Reglamento, que contemplan la

posibilidad de establecer Planes Comarcales de Caza. El resultado de ello fue la elaboración y puesta en práctica, en una iniciativa pionera en el ámbito andaluz, del Plan de Ordenación Cinegética Comarcal del Parque Natural Los Alcornocales (1991). Con este Plan se pretendió cubrir varios objetivos:

- 1) Establecer un marco común de referencia para la aprobación de los planes técnicos de caza de los casi 100 cotos de caza existentes en el Parque Natural, principalmente cotos de caza mayor.
- 2) Afrontar la problemática existente en relación con los recursos cinegéticos de la comarca.
- 3) Implicar a los propietarios, tanto públicos como privados, en esta importante labor.

Previamente a la realización de dicha planificación comarcal, que fue pionera en Andalucía y cuyo diseño fue encomendado mediante asistencia técnica a un equipo dirigido por el Dr. Ingeniero de Montes J.M. Montoya Oliver, se convocó a los distintos sectores afectados (titulares de cotos, cazadores, propietarios, técnicos, científicos, grupos conservacionistas, etc.) a debatir lo que deberían ser las principales líneas de actuación en la gestión cinegética del Parque. De este modo, en marzo de 1991 se celebraron en Jerez las *I Jornadas Cinegéticas de la Provincia de Cádiz*, en las que se debatieron las medidas a adoptar para afrontar los problemas que afectaban a la caza en el ámbito del Parque Natural. Estos problemas, sobre los que existía un amplio grado de consenso, eran los siguientes:

- Excesiva proliferación del ciervo en ausencia de predadores naturales, con desequilibrio entre sexos a favor de las hembras, disminución de calidad en los trofeos, aparición de enfermedades, etc.
- Regresión de las poblaciones de corzo.
- Ausencia de regeneración natural en el monte alcornocal, consecuencia de un exceso de carga pastante (suma de la ganadera y la cinegética).

Estos problemas habían quedado claramente de manifiesto a finales de los ochenta. En efecto, las más de dos décadas de vigilancia y esfuerzo realizado en el fomento de la caza mayor por parte de la Administración y de los titulares de cotos, junto con el progresivo abandono del medio rural por parte de la población al cesar el aprovechamiento del carbón vegetal, habían traído consigo una rápida expansión del ciervo, menos exigente y con mayor capacidad de adaptación que el corzo. Para entonces se había generalizado la caza del ciervo en grandes batidas (monterías y ganchos), con excelentes resultados; por su parte, también la caza de trofeos a rececho atrajo el interés de los cazadores, lo que aumentó el interés por esta especie, cuya caza en esta comarca era aún esporádica apenas 20 años antes, a comienzos de los setenta.

Sin embargo, pese al optimismo inicial suscitado entre los gestores de cotos, esta rápida expansión del ciervo no estuvo exenta de problemas. En efecto, los cuidados prodigados junto con la ausencia de enemigos naturales propiciaron un excesivo crecimiento poblacional. Por otra parte, la caza exclusiva de machos y el respeto escrupuloso hacia las hembras y crías, inicialmente aconsejables para el éxito de la reintroducción, se convirtió una vez lograda ésta en una causa del desequilibrio entre sexos y de unas tasas de crecimiento de la población insostenibles por el medio natural.

El problema del exceso de población había comenzado a percibirse en primer lugar en aquellos cotos pioneros en la introducción del ciervo, donde se asistió a una progresiva pérdida de calidad de los trofeos, al debilitamiento de los animales y a daños provocados en la vegetación leñosa (matorral y arbolado). Como resultado de ello, estos cotos se habían visto obligados a adoptar medidas para el control de poblaciones, iniciándose los descastes por medio de batidas a finales de la década de los ochenta, amparados legalmente por las reglamentaciones especiales de caza que ya habían permitido la caza a rececho de hembras y crías en concepto de control de poblaciones desde los años setenta.

Pese a los intentos de control del ciervo realizados por los titulares de cotos con mayor experiencia y capacidad de gestión, a comienzos de los noventa el exceso de población se había generalizado en toda la comarca de caza mayor de la provincia, de Jerez a Los Barrios pasando por Alcalá de los Gazules, Medina Sidonia, Castellar de la Frontera... En esas fechas se detecta una mortandad de ciervos que afectó de forma acusada a varios cotos importantes. El análisis de los restos de animales encontrados permitió descartar la existencia de enfermedades atípicas, lo que junto con la extrema delgadez de los animales fruto de un largo periodo de sequía llevó a la conclusión de que los daños se debían a la existencia de una población debilitada por una deficiente alimentación, resultado de los altos niveles de densidad. Dicho de otro modo: La Naturaleza se estaba encargando de regular unas poblaciones que no podía sostener.

Paralelamente a esta situación, perjudicial para las propias poblaciones de ciervos, se estaban produciendo otros daños importantes al ecosistema y a la propia actividad cinegética: así, comenzó a hacerse evidente la degradación de la cubierta vegetal como consecuencia de la presión de los animales, que con su ramoneo ponían en peligro la regeneración del monte mediterráneo y con ello la conservación de los ecosistemas forestales de la comarca; este efecto sobre la vegetación se manifestó con mayor crudeza en aquellos cotos que, tras haber instalado un cercado cinegético perimetral años atrás, habían sido incapaces de mantener sus poblaciones de ciervo en densidades adecuadas.

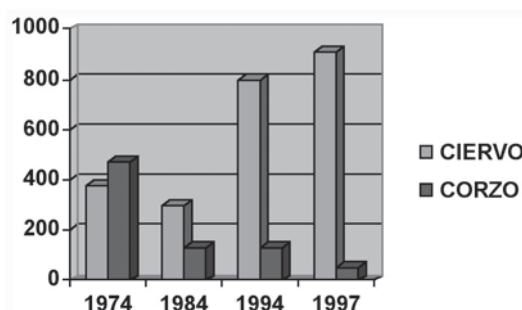
Por otra parte, la competencia por el alimento y por el territorio estaba desplazando al corzo, especie de menor talla (con un peso entre cuatro y cinco veces menor que el del ciervo) y más delicada en sus necesidades alimenticias. Como consecuencia de ello, el corzo inició un lento pero progresivo declive, hasta llegar a desaparecer en aquellos enclaves donde el venado había alcanzado mayores densidades poblacionales. Ello provocó una merma importante en el aprovechamiento cinegético de la especie, con el abandono de la práctica de su caza en batidas (de larga tradición en la comarca, pero a las que los escasos resultados obligaron a renunciar) a finales de los años ochenta, e incluso la renuncia a cazarlo a rececho en aquellos cotos donde sus poblaciones se habían visto reducidas a valores residuales.

Una buena referencia de la situación descrita podemos encontrarla en la evolución experimentada por los censos de ciervo y corzo del coto privado de caza CA-10.120 El Jautor. Enclavado en pleno corazón de esta comarca cinegética, en el término municipal de Alcalá de los Gazules, este coto cuenta con uno de los historiales cinegéticos más largos de la comarca. Así, ya en el año 1963 y siendo "vedado de caza", sus titulares los duques de Lerma procedieron a introducir 26 ciervas y varios machos de ciervo, especie que hasta ese momento sólo era observada de forma esporádica en la zona. Una vez declarado coto privado de caza tras la entrada en vigor de la Ley de Caza y su Reglamento, en 1974 El Jautor se acogió a la figura de Reglamentación Cinegética Especial, que permitía con carácter excepcional la caza de hembras y crías como medida para el control de poblaciones.

Con posterioridad a esa fecha, este coto renovó sus reglamentaciones especiales en 1981, 1984, 1987 y 1989. Finalmente, tras la entrada en vigor de la Orden de Regulación de la Caza en Andalucía, el coto ha dispuesto de sucesivos planes técnicos de caza aprobados en 1991, 1994, 1997. Pese a esta larga tradición en ordenación cinegética, el insuficiente cumplimiento de los cupos de descaste previstos para las hembras de ciervo condujo a lo largo de estos años a una evolución negativa (que reflejamos en la tabla y gráfico que siguen), con la práctica ausencia del corzo y el crecimiento de la población de ciervo hasta causar daños en la vegetación leñosa. Mientras tanto, este coto se manifestó en los sucesivos episodios de mortandad atípica (inviernos 89-90 y 95-96) como uno de los epicentros de esta mortandad, fruto del exceso de densidad alcanzado.

EVOLUCIÓN EN LOS CENSOS DE CIERVO Y CORZO EN EL COTO DE CAZA CA-10.120 EL JAUTOR (1974-1997)								
Término municipal de Alcalá de los Gazules, Cádiz. Superficie: 3.787 ha								
Año	Ciervos	Ciervas	Total ciervo	Densidad (x 100 ha)	Corzos	Corzas	Total corzo	Densidad (x 100 ha)
1974	150	225	375	10	250	225	475	13
1984	100	200	300	8	65	65	130	3
1994	282	513	795	21	60	72	132	3
1997	310	600	910	24	22	31	53	1

Datos referidos a individuos con más de 1 año en paridera. Fuente: Estimaciones recogidas en las sucesivas Reglamentaciones Especiales y Planes Técnicos de Caza del coto El Jautor (1974-1997). Elaboración propia.



Evolución en los censos de ciervo y corzo en el coto de caza El Jautor (1974-1997)
(Datos extraídos de sus sucesivas reglamentaciones especiales y planes técnicos de caza)

4. EL PRIMER PLAN COMARCAL DE ORDENACIÓN (1991-92 A 1995-96)

La celebración de la *I Jornadas Cinegéticas* permitió a la A.M.A. definir, con el consenso de las partes interesadas, los siguientes objetivos para la ordenación:

- Restaurar las poblaciones de corzo.
- Restablecer un equilibrio adecuado entre herbívoros y vegetación.
- Mejorar la calidad genética de las poblaciones de ciervo.
- Mejorar el estado sanitario de las poblaciones cinegéticas.
- Ordenar la actividad cinegética en los cotos privados del Parque estableciendo las normas para su control administrativo.

Las principales medidas contempladas en la Ordenación para la consecución de estos objetivos fueron las siguientes:

- Fomento de la especie de mayor interés, el corzo, que se deseaba potenciar como especie más genuina del Parque Natural. Con este fin y a pesar de las propuestas más alarmistas, que proponían suspender la caza del corzo como medida de protección para sus disminuidas poblaciones, la Administración apostó por mantener el carácter cinegético de la especie, entendiendo que esta era la mejor forma de incentivar su cuidado por parte de los gestores

de caza mayor y de animar a éstos a controlar eficazmente las poblaciones de ciervo. Al mismo tiempo, se modificó el periodo hábil de caza del corzo, trasladándolo del verano a la primavera, con el objeto de adaptarlo a las condiciones climatológicas de la zona y al ciclo biológico de la especie, haciéndolo al mismo tiempo más atractivo para el cazador.

- Corrección del crecimiento poblacional del ciervo y del desequilibrio entre sexos, mediante la caza de descaste sobre hembras y crías, añadiendo a las modalidades de rececho y aguardo la posibilidad de cazarlas en batidas. Todo ello con el objeto de llegar a una densidad normal de 10-16 animales adultos por cada 100ha acotadas, y en una relación de sexos de 1:1,5, adecuada para los sistemas de caza en batida tradicionales en la comarca.
- Reducción de la presión de caza en batida sobre los machos de ciervo, mediante la asignación de un cupo anual de puestos de monterías/ganchos, con el objeto de elevar la edad media de caza de éstos, y con ello la calidad de los trofeos.
- Paralelamente a la caza en batidas, se contemplaba la caza del ciervo en recechos selectivos, con el objeto de mejorar genéticamente la población y reducir los riesgos sanitarios, eliminando los animales menos desarrollados, enfermos, viejos, etc.

Este primer Plan Comarcal de Ordenación Cinegética tuvo una vigencia de cinco años, afectando a las temporadas 1991-92 a 1995-96. Su aplicación permitió iniciar el camino para la consecución de los objetivos trazados, avanzándose en el control de las poblaciones de ciervo y la corrección del desequilibrio entre sexos. Al mismo tiempo, la existencia de un plan Comarcal o marco común de actuación agilizó sensiblemente la elaboración y tramitación de los planes técnicos de caza de los cotos privados, al responder éstos a unas directrices comunes y conocidas por todos. Todo ello confirmó la utilidad de este instrumento como marco previo para la ordenación de la caza en los cotos de un parque natural.

5. LA PRIMERA REVISIÓN DEL PLAN COMARCAL

El Plan de Ordenación inicial ha sido objeto de dos revisiones-adaptaciones, para adaptarlo a una realidad cambiante. La primera de estas revisiones tuvo lugar en 1997. En ella se detectó que, pese a los avances logrados durante su primer periodo de vigencia (1991-92 a 1995-96), al finalizar éste aún quedaba un largo camino para alcanzar los objetivos perseguidos. Y ello no sólo porque la distancia a recorrer, en particular en lo referente a reconducir las densidades poblacionales a sus valores normales, exigiera de un período de tiempo mas dilatado (al menos dos periodos de cinco años), sino también porque las dificultades de aplicación práctica impidieron la plena consecución de los cupos de descaste de ciervos programados.

En estas circunstancias, a finales de 1995, tras un año excepcionalmente seco en que la escasez de comida había debilitado a la población, seguido de un otoño-invierno de intensas lluvias y frío, se produjo de nuevo una elevada mortalidad en la población de ciervos del Parque, al igual que ocurrió con la de gamos del Parque Nacional de Doñana. Nuevamente, el análisis de muestras de ejemplares muertos no arrojó resultados atípicos; este hecho junto con la extrema delgadez y abundancia de parásitos en los animales abatidos en esta temporada, vinieron a confirmar que una vez más la Naturaleza estaba regulando por sí misma una población cuya densidad resultaba insostenible.

En 1997 se efectuó la primera revisión del Plan Comarcal de Ordenación, cuya vigencia se extendió a las temporadas 1997-98 a 2001-02. Esta revisión contaba con un apoyo normativo adicional, al recogerse en el Decreto de aprobación del Plan de Ordenación de Recursos Naturales del Parque Natural Los Alcornocales (1994) la previsión de que la Administración elaborara un programa de aprovechamientos cinegéticos para toda la comarca.

En el momento de realizar esta primera revisión, se valoraron los logros del periodo anterior, que podían resumirse así:

- Se había frenado el crecimiento poblacional del ciervo, logrando incluso su disminución en algunas áreas del Parque Natural.
- Paralelamente se observaba una ligera recuperación de la población de corzos.
- Notable avance en la concienciación de los titulares de cotos y en la colaboración con éstos.

Al mismo tiempo se evaluaron las desviaciones y deficiencias producidas, destacando las siguientes:

- No se habían cumplido plenamente los cupos de descaste previstos para reducir la población de ciervos a valores normales y equilibrar los sexos.
- No se había logrado restablecer el equilibrio herbívoros-vegetación.
- Tampoco se había logrado incrementar la edad media de los machos, debido a varias causas: desdoblamiento de puestos en montería, abuso en los recechos, furtivismo, etc.
- El seguimiento y control de la actividad no habían sido plenamente satisfactorios.

Entre las medidas adoptadas para corregir esta situación durante el nuevo período de vigencia de la Ordenación destacaban las siguientes:

- 1) Limitar de forma clara el número de puestos en batidas.
- 2) Realizar un control efectivo de los recechos, mediante:
 - el establecimiento de permisos numerados y de la obligación de notificar previamente el acto de caza.
 - La comprobación de las piezas cazadas a rececho (actas de caza a rececho) por parte de la Guardería Forestal.
- 3) Normalizar las condiciones de seguimiento y control de batidas y recechos (mejoras en los partes de montería e introducción de actas de rececho).
- 4) Realizar un seguimiento de la dinámica de las poblaciones, así como un seguimiento anual del estado de la vegetación.
- 5) Inspeccionar cada coto previamente a la aprobación de su respectivo Plan Técnico de Caza, con el objeto de valorar adecuadamente su estado inicial (estado de la vegetación, poblaciones, mejoras realizadas, etc.)
- 6) Condicionar la práctica de la caza deportiva al cumplimiento efectivo de los cupos de descaste. Esto supone considerar que el Plan constituye un conjunto de actuaciones vinculadas entre sí y que no se justifica su ejecución parcial ("caza deportiva sí, descastes no") como venía haciéndose hasta el momento. En este sentido se establecieron las siguientes normas:
 - Caza del corzo en primavera y del ciervo en pretemporada (berrea) condicionadas al cumplimiento durante la temporada anterior de al menos el 80% del cupo anual de ciervas previsto en el PTC del coto.
 - La acumulación, durante el periodo de vigencia del plan técnico de cada coto, de un déficit en el cumplimiento del cupo de hembras superior al 50% de éste para el año central del Plan, implica la suspensión en el coto de las batidas de machos (monterías y ganchos) hasta el pleno cumplimiento (comprobado fehacientemente) del déficit de cupo acumulado.

6. RESULTADOS DEL SEGUNDO PERIODO DE ORDENACIÓN

Las medidas adoptadas en la primera revisión, cuyo periodo de vigencia se ha extendido a las temporadas 1997-98 a 2001-02, suponían un mayor rigor tanto en lo que respecta al control de la actividad como al cumplimiento efectivo de las previsiones de los planes técnicos. Ambos aspectos tuvieron efectos muy positivos desde la primera temporada de vigencia de esta primera revisión de ordenación, como pudo comprobarse del siguiente modo:

- Por una parte, se realizó un control efectivo de los descastes de ciervas realizados mediante recechos/aguardos a través de las *actas de ciervas cazadas a rececho / en aguardos* cumplimentadas por la Guardería Forestal y rubricadas por el gestor del coto. Estos datos, junto con los obtenidos de los partes de batidas, permitieron disponer de cifras contrastadas sobre el cumplimiento de los cupos de caza. De estas cifras se obtuvieron los siguientes resultados durante la primera temporada de vigencia de la revisión (1997-98):

CONTROL DE POBLACIONES DESCASTE DE HEMBRAS TEMPORADA 1997-98		
Temporada 1997-98	Nº de hembras cazadas*	% respecto al total
En batidas	1.821	66%
En recechos y aguardos	940	34%
Total	2.761	100%

*Incluyendo crías hembra

Cupo de hembras previsto	Cupo hembras realizado	% realizado/previsto
2.890	2.761	95'5%

- Estos resultados suponen que ya durante la primera temporada de vigencia de la Primera Revisión se logró un cumplimiento del 95'5% del cupo total de hembras a cazar en la comarca, lo que refleja la eficacia de las medidas adoptadas para este fin, que premian a los gestores que cumplen con lo previsto en su Plan Técnico, mientras penalizan a los que no lo hacen.

En este sentido, si bien carecemos de datos fiables sobre el grado de cumplimiento global de los cupos de descaste en temporadas anteriores, en las que no se habían levantado actas de las piezas cazadas a rececho, parece probable que la cifra del 95'5% obtenida en la temporada 1997-98 esté muy por encima de las alcanzadas en temporadas anteriores. Así, los datos de las batidas reflejan que en esta primer temporada tras la aprobación de la revisión el número de hembras cazadas en batidas (sin incluir en este caso las crías hembras) dobló prácticamente el de cada una de las dos temporadas anteriores. Y con posterioridad, durante las siguientes temporadas se ha mantenido esa presión sobre las hembras de ciervo, como se refleja a continuación:

HEMBRAS DE CIERVO CAZADAS EN BATIDAS TEMPORADAS 1994-95 A 1997-98	
Temporada	Nº hembras cazadas en batidas*
1994-95	592
1995-96	940
1996-97	810
1997-98	1.677
1998-99	1.754
1999-00	1.809
2000-01	1.513
2001-02	1.408

* No incluye crías hembras

Esta evolución en el número de hembras cazadas (tanto en batidas como en recechos/aguados, modalidades en las que ha venido cazándose de media cada temporada una cifra próxima al 50% del número de hembras cazadas en batidas), unida a la experimentada en el caso de los machos, de las crías y del total de la especie, arrojaban unos resultados muy alentadores respecto al cumplimiento de los objetivos de control de densidad y mejora en la relación de sexos previstos para este nuevo periodo.

Al mismo tiempo, se observó durante el periodo de vigencia de la primera revisión del Plan una evolución positiva en cuanto al número de batidas celebradas en las diferentes modalidades, que refleja un incremento paulatino en las batidas con caza de hembras (batidas de gestión y monterías/ganchos con cupo de hembras/crías por puesto) y un retroceso en el número de batidas celebradas para la caza exclusiva de machos (monterías y ganchos). Paralelamente a este incremento en el número de batidas con caza de hembras y crías, se ha producido el lógico aumento en el número de puestos empleados en estas modalidades, reduciéndose por el contrario los de monterías y ganchos de machos. Todo ello indica que a partir de la temporada 1997-98 se produjo un punto de inflexión, en el que la mayor parte de los titulares de cotos comenzaron a afrontar con rigor el cumplimiento de las previsiones respecto al control de poblaciones.

7. LA SEGUNDA REVISIÓN DEL PLAN

Una vez finalizado el periodo de vigencia de la primera revisión del plan, se ha procedido a elaborar y aprobar la segunda revisión del mismo, cuya vigencia se extiende a las temporadas 2002-03 a 2005-06.

A grandes rasgos, la valoración que se hace del anterior periodo es la siguiente:

- Se ha logrado una ligera disminución en la población de ciervos.
- Recuperación incipiente, y en algunos cotos destacada, del corzo.
- Buena colaboración y concienciación de los titulares y gestores de cotos.
- Se mantienen los daños sobre la vegetación debidos a la alta carga pastante. Pese a su ligera reducción, la densidad del cervuno no alcanza los valores deseables.
- La calidad de trofeos de ciervo sigue disminuyendo.
- Se detecta un incremento de las especies foráneas, en especial del gamo.

En lo que respecta al ciervo y el corzo, el avance en los objetivos perseguidos (control del primero y recuperación del segundo) se refleja en los datos del seguimiento efectuado durante los últimos años en la comarca, y que arroja las siguientes estimaciones:

DENSIDAD DE LAS POBLACIONES DE CORZO	
Año	Densidad (corzos/100 ha)
1989	5
2000	8

Fuente: Consejería de Medio Ambiente. 2002

DENSIDAD DE LAS POBLACIONES DE CIERVO	
Año	Densidad (ciervos/100 ha)
1999	20
2000	17

Fuente: Consejería de Medio Ambiente. 2002

No obstante los datos anteriores, resultados de los censos y estimaciones realizados, que permiten un moderado optimismo, debemos reconocer que los resultados de las batidas, en cuanto a la eficacia (número de piezas cazadas por puesto), se han mantenido estables durante los últimos años; lo que confirma que aún no se han alcanzado los objetivos previstos en cuanto a la reducción del ciervo:

EFICACIA EN BATIDAS DE CIERVO (NÚMERO DE PIEZAS/NÚMERO DE PUESTOS)				
1997-98	1998-99	1999-00	2000-01	2001-02
1'13	1'03	1'06	1'08	1'07

Por lo que respecta al corzo, su recuperación se ha observado con mayor claridad en aquellos cotos en los que se ha realizado un intenso control del ciervo, así como mejoras para favorecer al primero de ellos (rozas, comederos, puntos de agua), cuyo efecto resulta muy positivo incluso a corto plazo, dada la alta tasa de crecimiento de las poblaciones de corzo cuando esta especie se encuentra en condiciones óptimas para su desarrollo.

Entre los objetivos previstos en la segunda revisión del plan para seguir avanzando en la mejora del estado cinegético de la comarca cabe destacar las siguientes:

- Facilitar las prácticas cinegéticas que conduzcan a reducir la población de ciervos, y erradicar las de gamo, muflón y cerdo asilvestrado.
- Favorecer el acotado de terrenos libres, tanto públicos como privados.
- Simplificar el régimen de autorizaciones de caza, para lograr una mayor agilidad.
- Propiciar los planes técnicos integrados y el levantamiento de mallas cinegéticas entre cotos colindantes.
- Reducir las poblaciones de ciervo a densidades medias de 15 individuos/100 ha, lograr un adecuado equilibrio entre sexos y mejorar la calidad de sus trofeos.
- Elevar la densidad del corzo, llegando en las mejores zonas hasta 15-20 ejemplares/100 ha.
- Control o erradicación del gamo, y erradicación del muflón y el cerdo asilvestrado.

Finalmente, entre las novedades de esta segunda revisión cabe destacar la introducción de criterios para evaluar las prácticas de buena gestión cinegética en cada coto, de tal manera que la autorización de determinadas modalidades de caza (p.ej. ganchos para el corzo) queda condicionada a la obtención de una nota elevada en esta evaluación.

8. CONCLUSIONES

Como resumen de lo anterior, podemos concluir diciendo que durante los últimos doce años se ha realizado un importante esfuerzo por parte de la Administración y sobre todo de los titulares de cotos de caza mayor para mejorar la gestión cinegética en la comarca del Parque Natural Los Alcornocales, esfuerzo que está comenzando hoy a dar sus frutos.

La regulación de la actividad cinegética a través de un plan comarcal de ordenación que sirva de marco común para el conjunto de planes técnicos de caza de los cotos de la comarca, se ha mostrado como un instrumento de gran utilidad. Los primeros beneficiarios de éste son los propios gestores de cotos, que desarrollan su actividad en el marco de unas normas que obligan por igual a todas las partes implicadas (Administración y particulares), y que impiden que los resultados de una correcta gestión de un titular que cumple con rigor las previsiones de su plan técnico de caza se diluyan debido a la ausencia de gestión en los acotados colindantes.

Por otra parte esta Ordenación, que fue en su momento pionera en Andalucía, está permitiendo disponer por primera vez de datos ciertos y contrastados sobre los resultados de caza en una comarca de estas características, al realizarse un seguimiento exhaustivo de éstos mediante los partes de montería y actas de rececho. Ello unido al seguimiento del estado de la vegetación y de la dinámica de las poblaciones de las propias especies cinegéticas, permitirá mejorar la toma de decisiones en el futuro.

Paralelamente a estos esfuerzos en el cumplimiento de los cupos de caza y a las medidas adoptadas para el control de la actividad, tanto en cotos públicos como privados se están realizando mejoras de hábitat para la caza especialmente orientadas a apoyar las poblaciones de corzo, como son el mantenimiento de fuentes y puntos de agua, la creación de comederos para épocas críticas o la realización de pequeñas parcelas de roza o de siembra.

Los resultados obtenidos hasta la fecha permiten ser optimistas respecto al cumplimiento de los objetivos previstos, de tal modo que la plena recuperación del corzo, la reducción de las poblaciones de ciervo a niveles de densidad adecuados y con ello la creación de condiciones para lograr la regeneración de la cubierta vegetal, están hoy más cerca de ser una realidad.

BIBLIOGRAFIA

- Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (2002). *Informe Medio Ambiente en Andalucía 2001*.
- Fariña Mara, J.M.; Linares, L (Estudio 94, S.L.) (2002). *Segunda Revisión del Proyecto de Ordenación Cinegética del Parque Natural Los Alcornocales*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- Montoya Oliver, J.M. (1991). *Proyecto de Ordenación Cinegética del Parque Natural Los Alcornocales*. Junta de Andalucía, Agencia de Medio Ambiente.
- Montoya Oliver, J.M.; Mesón García, M. (1997). *Primera Revisión del Proyecto de Ordenación Cinegética del Parque Natural Los Alcornocales*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- Sánchez García, J.M. (1999). *Caza mayor en la provincia de Cádiz*. Diario de Jerez, 26, 28, 29 y 30 de diciembre de 1999.

Almoraima, 31, 2004

LA ESTACIÓN DE REFERENCIA DEL CORZO ANDALUZ

Felipe Oliveros / Parque Natural Los Alcornocales. Consejería de Medio Ambiente
Cristina San José / Egmasa. Consejería de Medio Ambiente

1. EL CORZO ANDALUZ

Si el corcho ha tenido desde siempre un valor económico reconocido en el Parque Natural Los Alcornocales, el valor cinegético del corzo (*Capreolus capreolus*) es muy reciente y muestra una clara tendencia ascendente. Pero además de su valor cinegético, el corzo es una especie muy valiosa desde el punto de vista ecológico por ser un indicador de la calidad del hábitat (Braza et al. 1994). Si a esto unimos el hecho de ser un herbívoro con un impacto sobre la vegetación muy inferior al de otras especies como el ciervo, el gamo, la cabra montés o el muflón, nos encontramos ante una especie que debería ser potenciada en el Parque Natural Los Alcornocales frente a especies cinegéticas más dañinas para la regeneración del alcornocal (PORN y PRUG del Parque Natural Los Alcornocales 1994; Plan de Ordenación Cinegética del Parque Natural Los Alcornocales 2002).

Pero el corzo de Los Alcornocales tiene otro importante valor añadido: se trata de la principal población de corzos de Andalucía.

Actualmente las poblaciones andaluzas de corzo se limitan a dos núcleos separados por el río Guadalquivir. El primero de ellos, el más amenazado, se localiza en Sierra Morena, a caballo entre las provincias de Ciudad Real, Córdoba y Jaén. El segundo, relativamente abundante y bien conservado, habita en las Sierras de Cádiz-Málaga, estando la mayor parte de su área de distribución incluida dentro del Parque Natural Los Alcornocales (Braza et al. 1989a,b, 1994; Aragón 1993, 1996; San José 2002). Las poblaciones de corzo de Los Alcornocales constituyen el límite suroccidental de distribución de la especie a nivel mundial.

En este Parque destaca la importancia del Campo de Gibraltar como una de las comarcas mejor conservadas en lo que a hábitat idóneo para el corzo se refiere. El 68% de los muestreos de censo de corzo llevados a cabo en el Parque Natural Los Alcornocales entre los años 2000-2003 (Consejería de Medio Ambiente) corresponde a fincas incluidas en el Campo de Gibraltar, donde además se han detectado las densidades locales de corzo máximas en la provincia de Cádiz.

Estudios realizados a principios de los 90 confirmaron la existencia de un ecotipo de corzo exclusivamente andaluz, propio de las sierras de Cádiz-Málaga, típico del ambiente mediterráneo xerofítico, y que presenta diferencias significativas a nivel morfológico con respecto a otras poblaciones españolas y europeas (Aragón 1993; Braza et al. 1994; Aragón et al. 1995, 1998): coloración invariablemente gris a lo largo de todo el año, ausencia de babero blanco en el cuello, pequeño tamaño, dimorfismo sexual más acentuado, y cráneos más cortos y anchos.

Entre las medidas a adoptar para detener el proceso de la disminución global de la biodiversidad se ha puesto de manifiesto la importancia de identificar y reconocer las formas locales de las especies (Lande 1988) que pueden, o no, haber llegado a niveles significativos de diferenciación genética. En Los Alcornocales se encuentra la mayor población de corzos correspondientes al ecotipo andaluz propio de las sierras de Cádiz-Málaga (Braza et al. 1994).

Por otro lado, los resultados de los análisis genéticos realizados en el marco del proyecto de la Consejería de Medio Ambiente "Seguimiento y análisis de la actividad y gestión de la caza mayor en Andalucía y estudio genético del corzo andaluz", muestran diferencias significativas entre los corzos de la mitad norte y la mitad sur peninsular, confirmando una segregación geográfica y genética entre ambas subpoblaciones. Dentro de la subpoblación sur (Toledo-Extremadura-Ciudad Real-Cádiz), el 100% de los corzos de la Sierra de Cádiz pertenecen a una población genéticamente independiente (Informe de la Consejería de Medio Ambiente 2001, 2002; Lorenzini et al. 2001; Lorenzini et al. 2003; San José 2003).

Estos resultados tienen importantes implicaciones desde el punto de vista de la gestión y la conservación, principalmente en lo que concierne al tema de las repoblaciones. Los ejemplares autóctonos de una población son los mejor adaptados a vivir en los ambientes que le son propios. La hibridación de poblaciones con ejemplares no autóctonos podría conducir a la pérdida de adaptaciones locales que han tardado mucho tiempo en conseguirse (San José y Braza 2000; Braza et al. 2001).

El cambio de mentalidad con respecto a algunas actividades de gestión arraigadas con una fuerte tradición (como el tema de la hibridación en las especies cinegéticas) exige un esfuerzo de formación y divulgación por parte de la Administración y los colectivos implicados en la gestión medioambiental. Aunque el proceso es lento, a lo largo de los diez últimos años ya se han producido cambios importantes, que en el caso de la provincia de Cádiz, y en particular en el ámbito de Los Alcornocales, pueden considerarse notables. Si en 1989-1992, cuando se llevó a cabo el primer proyecto de investigación sobre el corzo en Cádiz, solo se contó con la colaboración de un propietario privado en Los Alcornocales, en los años 1999-2002 se ha contado con la colaboración de 13 fincas privadas (ocho de ellas en el Campo de Gibraltar). Asimismo las reuniones que de forma anual organiza la Delegación Provincial de la Consejería con los propietarios de cotos en Los Alcornocales se han convertido en un foro de debate y en un medio donde se fomenta poco a poco un cambio de actitudes hacia una gestión más conservacionista.

Además, preservar los ecotipos o razas autóctonas puede tener un valor no sólo conservacionista, sino también comercial desde el punto de vista cinegético. La caracterización cada vez más precisa, y avalada por resultados científicos, del "corzo andaluz" conducirá a la larga a su revalorización como pieza de caza. Eso, sin contar el atractivo que tiene ya para los cazadores el recechar al corzo en ambientes agrestes y de gran belleza como los que ocupa la especie en Andalucía, donde además los corzos muestran un comportamiento más arisco y salvaje (un aliciente más para la caza) que en otras regiones españolas y del resto de Europa.

2. LA ESTACION DE REFERENCIA DEL CORZO ANDALUZ

La idea de crear una Estación de Referencia del Corzo Andaluz nace teniendo presentes las siguientes circunstancias:

- la baja tasa de regeneración del alcornocal en Cádiz, motivada fundamentalmente por el exceso de ungulados silvestres (ganado doméstico, gamo, muflón y, sobre todo, ciervo).
- el papel relevante del corzo en el Parque Natural Los Alcornocales, como especie clave de su biodiversidad, y con un elevado potencial cinegético.
- el menor impacto que sobre la vegetación tiene el corzo frente a las otras especies de ungulados silvestres.
- la presencia en Los Alcornocales del corzo andaluz, un ecotipo característico de las provincias de Cádiz y Málaga, de indudable interés ecológico y cinegético.
- el creciente interés de diferentes colectivos cinegéticos por llevar a cabo repoblaciones de corzo en diferentes áreas de Andalucía.

3. OBJETIVOS CONCRETOS

- Funcionar como centro de coordinación para la conservación, cría y repoblación del corzo andaluz, en colaboración con otras entidades relacionadas con la actividad cinegética, la investigación y la conservación, e interesadas en esta especie.
- Acreditar el procedimiento de certificación de origen del corzo andaluz.
- Funcionar como sede provincial de Cádiz de la Comisión de Homologación de Trofeos de Caza en Andalucía para llevar a cabo la homologación de todos los trofeos de corzo de Andalucía.
- Proveer ejemplares de corzo para la repoblación a los montes públicos de Andalucía y, a modo de incentivo, a los cotos incluidos en fincas privadas adscritos a planes de “buenas prácticas cinegéticas”.
- Fomentar y coordinar estudios sobre el corzo andaluz, en particular sobre sus adaptaciones a los ambientes mediterráneos y su papel en el ecosistema del alcornocal, pero también sobre aspectos de interés para la caza, como la calidad de la cuerna.
- Divulgar y asesorar a titulares y gestores cinegéticos sobre la adopción de un modelo de gestión cinegética que tenga al corzo andaluz como especie preferente frente a otras especies tales como el ciervo, el gamo o el muflón, mucho más agresivas con la vegetación. Asesorar asimismo a titulares y gestores cinegéticos interesados en llevar a cabo repoblaciones de corzo.
- Poner en valor el corzo andaluz como un ecotipo de elevado interés en el ecosistema mediterráneo, así como una pieza de caza valiosa y singular.

4. TRABAJOS A REALIZAR

Para la consecución de los objetivos propuestos, se realizarán los siguientes trabajos, en el marco del Proyecto de la Consejería de Medio Ambiente para la creación de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz:

4.1. Supervisión de las obras de adecuación del cercado de cría de corzo de El Picacho

En el año 2004 está prevista la ejecución de las medidas relacionadas con el corzo, incluidas en el Proyecto de *Medidas Compensatorias correspondientes a la autovía A-381 Jerez-Los Barrios* (Consejería de Obras Públicas - Junta de Andalucía). Para la correcta ejecución de las obras de adecuación del cercado de cría del corzo de El Picacho, contempladas en dicho proyecto, la Consejería de Medio Ambiente supervisará los trabajos siguiendo el modelo propuesto por Braza y col. (Braza et al. 1994), y puesto a punto en el Cercado de Aclimatación y Cría en Cautividad del Corzo en el P.N. Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas (Proyecto de la Consejería de Medio Ambiente 2002; Vela 2001).

4.2. Gestión de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz

El proyecto contará con el asesoramiento de un técnico especialista en corzo, que supervisará el funcionamiento del cercado de cría de El Picacho, y llevará a cabo la coordinación con los organismos, fundaciones, empresas y particulares interesados en colaborar con la Estación de Referencia del Corzo Andaluz.

Las tareas administrativas para mantener al día las bases de datos y la gestión de los expedientes relacionados con la Estación de Referencia del Corzo Andaluz se realizarán desde la Oficina del Parque Natural Los Alcornocales.

4.3. Mantenimiento del cercado de cría de corzo de El Picacho

Partiendo de los corzos existentes actualmente en el centro de cría de corzo de El Picacho, se llevará a cabo el establecimiento de dos grupos reproductores en dos unidades de manejo, a su vez compuestas de las siguientes unidades elementales:

- Vallado interior y vallado exterior
- Cercado central
- Cercado de separación
- Cercado de aclimatación
- Zona de aislamiento de animales enfermos (boxes)
- Comederos
- Capturaderos-comederos
- Bebederos
- Cajas para el transporte individual
- Caseta de observación

Para el mantenimiento del cercado se contará con un capataz con carácter permanente que revisará periódicamente las instalaciones del cercado, se ocupará de las reparaciones menores, se encargará de la alimentación de los corzos, y llevará un libro de registro con todas las observaciones referentes a los ejemplares del cercado y a las actividades realizadas en sus instalaciones.

La adecuación de un almacén/laboratorio en El Picacho está incluida en el *Proyecto de Medidas Compensatorias correspondientes a la autovía A-381 Jerez-Los Barrios* (Consejería de Obras Públicas - Junta de Andalucía). En el laboratorio se podrán llevar a cabo necropsias, y la preparación de muestras para su posterior análisis.

4.4. Plan de manejo zoonosanitario

Se comprobará periódicamente que el estado de los corzos del cercado se mantiene dentro de unos límites fisiológicos correctos. Para ello se contará con asistencia veterinaria periódica.

En el cercado se realizarán tratamientos preventivos periódicos orientados a impedir la introducción de agentes infecciosos, previniendo la concurrencia de aquellos factores que puedan debilitar a los corzos.

4.5. Plan de control genético

Mediante la caracterización genética se determinará el origen genético de procedencia de los corzos andaluces, tanto a la hora de garantizar que los ejemplares que se introducen en los cercados de aclimatación son autóctonos, como para ofrecer un servicio de certificación de origen, de cara a fincas cinegéticas, tanto públicas como privadas, que lo soliciten.

Además, se podrán realizar análisis de los niveles de consanguinidad en las poblaciones de corzo de las fincas cinegéticas y, en base a los resultados, planificar actuaciones de gestión encaminadas a incrementar la variabilidad genética en los casos en que se detecte depresión genética.

4.6. Seguimiento de la dinámica poblacional

Para poder gestionar adecuadamente la población del cercado de corzos, será necesario un control continuado de la evolución de la misma. Los parámetros a evaluar periódicamente serán:

- Variaciones en el número total de efectivos
- Tasa de fertilidad y tasa de natalidad
- Mortalidad. Factores e incidencias en las diferentes clases de edad y sexo
- Variaciones en la cuerna en relación con la edad
- Caracteres biométricos de los individuos del cercado
- Evolución del estado sanitario de la población
- Uso del espacio y comportamiento territorial
- Preferencias en la alimentación

4.7. Coordinación con el centro de cría y aclimatación del corzo en el Parque Natural Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas

Aunque la sede principal de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz se ubicará en el centro de cría de El Picacho, se deberá mantener una coordinación permanente con el cercado de cría y aclimatación del corzo de Cazorla (Proyecto de la Consejería de Medio Ambiente 2002), realizando de forma anual y conjunta la planificación actuaciones, de acuerdo con unas directrices comunes para las repoblaciones de corzo en Andalucía.

4.8. Acreditación del procedimiento de certificación de origen del corzo andaluz

La acreditación de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz como centro autorizado para certificar el origen de los corzos constituirá uno de los aspectos más novedosos de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz.

Actualmente el corzo despierta a nivel nacional e internacional un gran interés como especie cinegética. Como se expuso al inicio de este artículo, hay un ecotipo (raza) de corzo descrito para las sierras de Cádiz-Málaga (Braza et al. 1994; Aragón et al. 1998), y los resultados genéticos avalan la diferenciación genética de esta población de corzos con respecto al resto de poblaciones españolas (Lorenzini et al. 2001; 2003; San José 2003). La posibilidad de certificar el origen de los corzos de Cádiz-Málaga como una población diferenciada respecto al resto de corzos españoles y europeos, representa un valor añadido al patrimonio de la biodiversidad andaluza, y más particularmente a su patrimonio cinegético: el ecotipo de Cádiz-Málaga sería un corzo exclusivamente andaluz.

Para la consecución de la acreditación de la Estación de Referencia del Corzo Andaluz se desarrollarán criterios para la certificación de origen. Una vez acreditado el protocolo de caracterización de los corzos andaluces, se podría proceder a certificar el origen de los corzos andaluces procedentes tanto de montes públicos como privados.

4.9. Homologación de trofeos

En la Estación de Referencia del Corzo Andaluz se llevaría a cabo la homologación de los trofeos de corzo andaluz. La base de datos referente a los trofeos de corzo andaluz serviría para futuros estudios sobre la cuerna, y en general sobre el seguimiento de la población de corzo en Andalucía.

4.10. Formación, Divulgación y asesoramiento

En relación con los objetivos inicialmente propuestos, se podrán desarrollar las siguientes actividades:

- Organización de cursos de formación en gestión cinegética y “Buenas Prácticas Cinegéticas”.
- Edición de material informativo sobre las actividades desarrolladas por la Estación de Referencia del Corzo Andaluz, las características singulares del corzo andaluz, y las “Buenas Prácticas Cinegéticas”.
- Asesoramiento técnico sobre gestión cinegética, en particular la relacionada con el corzo.
- Organización de congresos y seminarios relacionados con el corzo y la gestión cinegética, así como reuniones y jornadas de trabajo con propietarios de cotos, gestores y cazadores.

Durante la celebración del VI Congreso Europeo del Corzo en Caldas do Gerês (Portugal, 23 al 26 de abril 2003), se presentó, y fue aceptada por el Comité Organizador y Científico del Congreso, la candidatura de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía para organizar el VII Congreso Europeo del Corzo en la provincia de Cádiz en el año 2005. La organización se realizará desde el Parque Natural Los Alcornocales y la Estación de Referencia del Corzo Andaluz.

4.11. Coordinación con organismos, instituciones y fundaciones

Actualmente el corzo despierta un gran interés entre el colectivo cinegético. A parte de los propietarios a título particular, varias entidades, fundaciones y asociaciones relacionadas con el mundo cinegético estarían dispuestas a colaborar con las actividades que desarrollase la Estación de Referencia del Corzo Andaluz. Asimismo, se podrían establecer colaboraciones con grupos de investigación que estén interesados en profundizar en el conocimiento de esta especie, particularmente en ambientes mediterráneos.

Para la puesta en marcha de todas estas iniciativas, la Estación de Referencia del Corzo Andaluz contará con un equipo técnico encargado de realizar los contactos con los organismos e instituciones interesados en el proyecto, recopilar y presentar la documentación para acceder a subvenciones y convenios, y coordinar las reuniones de trabajo necesarias.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ARAGÓN S. 1993. *El corzo* (*Capreolus capreolus*) en Cádiz. *Caracterización y encuadre de sus poblaciones en el conjunto de la especie*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, 191pp.
- ARAGÓN S. 1996. "Situación actual de las poblaciones de corzo en España". *Quercus* 124: 16-19.
- ARAGÓN S., F. Braza y C. San José. 1995. "Características morfológicas de los corzos (*Capreolus capreolus*) de la sierra de Cádiz-Málaga". *Doñana Acta Vertebrata* 22: 51-64.
- ARAGÓN S., F. Braza y C. San José. 1998. "Variation in skull morphology of roe deer (*Capreolus capreolus*) in western and central Europe". *Journal of Mammalogy* 79(1): 131-140.
- BRAZA F., C. San José, S. Aragón y J. R. Delibes. 1994. *El corzo andaluz*. Ed. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla, 156pp.
- BRAZA F., R. C. Soriguer, S. Aragón y C. San José. 2001. "Corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)". *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Ed. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 266-267.
- BRAZA F., I. Varela, C. San José y V. Cases. 1989a. "Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*) et du cerf (*Cervus elaphus*) en Espagne". *Z. Säugetierkunde* 54: 393-396.
- BRAZA F., I. Varela, C. San José y V. Cases. 1989b. "Distribución del corzo, el gamo y el ciervo en España". *Quercus* 42: 4-11.
- Informe de la Consejería de Medio Ambiente. 2001. Bases para el plan de repoblación del corzo en Andalucía. Informe sobre la situación actual de las poblaciones andaluzas de corzo y resultados preliminares del estudio sobre la genética. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Sevilla, 23pp.
- Informe de la Consejería de Medio Ambiente. 2002. Informe sobre las poblaciones de ciervo y corzo en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Sevilla, 18pp.
- LANDE R. 1988. "Genetics and demography in biological conservation". *Science* 241: 1455-1460.
- LORENZINI R., C. San José, F. Braza, A. Polci and S. Aragón. 2001. "Genetic variability in roe deer from Spain, with particular reference to the Andalusian roe deer". Abstracts from the *European Roe Deer Meeting*, Tredozio, Bolonia-Italia.
- LORENZINI R., C. San José, F. Braza, and S. Aragón 2003. "Genetic differentiation and phylogeography of roe deer in Spain, as suggested by mitochondrial DNA and microsatellite analysis". *Italian Journal of Zoology* 70: 89-99.
- Plan de Ordenación Cinegética del Parque Natural Los Alcornocales. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) 2002.
- Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Natural de Los Alcornocales (PORN) y Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Los Alcornocales (PRUG). Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Decreto 417/1994 de 25 de octubre.
- Proyecto de la Consejería de Medio Ambiente 2002. Cercado de cría en cautividad y aclimatación del corzo (*Capreolus capreolus*) en el Parque Natural Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Sevilla.
- SAN JOSÉ C. y F. Braza. 2000. "Las repoblaciones de corzo en España". *Trofeo*, 365: 156-157.
- SAN JOSÉ C. 2002. "Corzo, *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758". En: *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. L. J. Palomo and J. Gisbert (Eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 318-321.
- SAN JOSÉ C. 2003. "Caracterización genética y filogeográfica del corzo en España". *Boletín de la Asociación del Corzo Español*, nº 5: 30-36.
- VELA J. 2001. Plan de Reintroducción y Aclimatación del corzo en Sierra Morena de Jaén. Trabajo Profesional Fin de Carrera. Córdoba.

Almoraima, 31, 2004

EL ALIMOCHE ('NEOPHRON PERCNOPTERUS') EN EL CAMPO DE GIBRALTAR. UN PROCESO DE EXTINCIÓN LOCAL

José Ramón Benítez / Manuel Lobón / Juan Belmonte

Francisco Rebolledo / María Luisa Carrasco / Manuel Barcell

INTRODUCCIÓN

El alimoche (*Neophron percnopterus*) es la más pequeña de las rapaces carroñeras europeas y una de las más oportunistas, pues se alimenta tanto de carroñas como de basuras domésticas, excrementos, insectos y huevos, llegando incluso a cazar pequeños animales. Se trata de una ave del tipo faunístico indo-africano, presente tanto en la región Paleártica como la Macaronésica, Etiópica y Oriental (Cramp & Simmons, 1980). Aunque es una especie típicamente migradora, algunas poblaciones insulares (Canarias, Menorca, Cabo Verde) son aparentemente sedentarias.

El alimoche es objeto en los últimos años de una creciente atención entre investigadores, naturalistas y gestores debido a la cada vez más preocupante situación que presentan sus poblaciones en buena parte de su área de distribución. Se ha realizado recientemente un censo de ámbito nacional coordinado por la Sociedad Española de Ornitología en el que el número de parejas reproductoras ha sido estimado entre 1.320 y 1.475, calculándose una reducción de la población del 25% en los últimos 15 años (Del Moral, 2002). La especie está actualmente catalogada como "en peligro" en Europa (Tucker & Heath, 1994) y será incluida en el nuevo Libro Rojo de Aves de España en idéntica categoría. En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, evidentemente ya desfasado, aparece con la categoría "de interés especial".

Andalucía es una de las regiones españolas donde la especie ha sufrido una mayor regresión. La especie fue mucho más abundante hasta bien entrado el siglo XX como lo atestiguan las primeras referencias bibliográficas de los ornitólogos británicos (Irby, 1895; Verner, 1909; Chapman y Buck, 1910). A partir de esta situación el alimoche se ha enrarecido enormemente tanto en su área de distribución actual como en la abundancia. A finales de la década de los ochenta se cifró la población reproductora en 81-89 parejas reproductoras (Perea *et al.*, 1991), cifra que fue posteriormente reducida hasta 47-56 parejas a finales de los noventa (FAADN, inédito). De lo expuesto anteriormente se deduce que el estado de

conservación del alimoche en Andalucía es extremadamente grave. De hecho la especie ha sido clasificada como "en peligro crítico" en el Libro Rojo de Andalucía.

No es hasta los años setenta cuando en base a registros ornitológicos regulares se hacen los primeros intentos de estimar el número de territorios que existen en el Campo de Gibraltar (Alonso, 1980), cifrándolos en 27 parejas seguras y 5 o 6 más probables. Al final de la década de los ochenta aparece una nueva estimación (Del Junco, 1990). Su autor revisa los territorios que él mismo ayudó a identificar y completa el trabajo de prospección. Detecta que algunos de los territorios citados en el trabajo de Alonso han desaparecido ya y en concreto sólo localiza 20 de ellos como ocupados con la categoría de seguros. A partir de toda la información existente, comienza en 1998 un trabajo sistemático de revisión de todos los territorios susceptibles de acoger parejas reproductoras de alimoches (Benítez *et al.*, 2001) que da como resultado la identificación de nueve territorios reproductores ocupados, lo que supone una disminución de dos tercios de la población reproductora durante las dos últimas décadas, años ochenta y noventa.

De todo lo anterior se deduce que el estado de conservación del alimoche en el Campo de Gibraltar es extremadamente grave. Resulta preocupante que con una tendencia negativa tan acusada se desconozcan aún que causas están operando. El objetivo último de este trabajo es intentar identificar las causas que determinan una demografía tan negativa. Toda la información relativa al Campo de Gibraltar presentada en este trabajo, desde las cuestiones metodológicas hasta los resultados obtenidos, han sido extraídos de un proyecto más amplio denominado "Modelo demográfico del alimoche en Andalucía; aplicación a la conservación" realizado en base a un convenio entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y el Departamento de Biología aplicada de la Estación Biológica de Doñana (CSIC), dirigido por el Dr. José Antonio Donázar y en el que los autores de este artículo han colaborado.

OBJETIVOS Y METODOLOGÍA

Seguimiento de la población y del proceso reproductor

Durante los años 2000 a 2003 se ha realizado el control de los territorios conocidos y de aquellos que eran susceptibles de albergar alimoches con el objeto de poner al día el censo de territorios de reproducción y conocer la productividad de la población. La información se ha recogido de la siguiente manera:

- Presencia de adultos. Se visitaron los potenciales lugares de cría todas las veces necesarias para poder asegurar, o descartar con el máximo de probabilidades, que existían alimoches. Las visitas se realizaron entre el 1 de marzo y el 15 de abril, periodo en que se pueden observar a las parejas asentadas en los territorios ya que son más conspicuos debido al comportamiento nupcial y se minimiza el efecto de la movilidad de aquellas que fracasan o no inician la reproducción (Newton, 1979).
- Puesta. Todos los territorios que albergaban alimoches se visitaron al menos una vez en el periodo entre el 15 de abril y el 30 de mayo con el fin de determinar si la puesta se había realizado. Esto era asegurado mediante la observación de aves incubando y/o relevos.
- Nacimiento de los pollos. En los nidos en que se producía puesta se realizó al menos una visita en la época en la que los pollos tenían una semana de vida, con el fin de determinar si se habían producido nacimientos. Dichas visitas fueron realizadas en su mayoría durante el mes de junio, aunque la fecha concreta estuviera en función de la fecha de puesta de cada pareja.

- Pollos volantes. Entre el 1 de julio y el 15 de agosto se realizaron visitas sucesivas a los territorios con nidos activos con el fin de determinar cuantos pollos llegaron a volar en cada uno de ellos.

Asimismo, durante este tiempo se han visitado zonas susceptibles de acoger a la población no reproductora de la especie. Dicha población puede estar formada por adultos no reproductores o por individuos jóvenes o inmaduros que normalmente se asocian a focos de alimentación como muladares o lugares concretos de gran intensidad ganadera que proporcionan alimento de forma estable y predecible. Para ello se han prospectado, fuera del paso migratorio, áreas que reunieran estas características con el objeto de intentar identificar los dormideros que forman las aves.

Marcaje de pollos

Durante los años 2000 a 2003 se han marcado pollos de la especie con anillas de plástico de lectura vertical con códigos alfanuméricos que permitan la identificación individual mediante telescopios a distancias superiores a 300 metros. Se marcaron en los nidos durante la fase en que el crecimiento del tarso se encuentra estabilizado, a partir de los 40 días de edad (Donázar y Ceballos, 1989).

El objetivo era marcar un número suficiente de pollos que permitiera poder obtener estimas de supervivencia de las aves no adultas sobre la base de lectura de anillas, así como la identificación de áreas con presencia de jóvenes durante su etapa preadulta.

Alimentación

Al acceder a los nidos se han recogido restos animales (huesos y piel) para después proceder a su identificación y poder realizar un análisis de la dieta durante el periodo reproductor mediante el estudio de las presas aportadas al nido por los adultos.

Para estimar el número de presas se ha utilizado el método del número mínimo, ampliamente usado en estudios sobre alimentación de rapaces, aunque asumiendo el error cometido ya que ciertas presas pueden pasar desapercibidas al no dejar restos: trozos de carne, invertebrados, excrementos, etc. (Donázar y Ceballos, 1988; Tella, 1991).

Mortalidad adulta

Las tasas de mortalidad suelen deducirse de métodos de captura y recaptura basados en anillamientos. Cuando una población es muy pequeña y las aves son difícilmente capturables, como es el caso del alimoche en el Campo de Gibraltar, este sistema es inviable. Por esta razón, como aproximación a una estima fiable, se procedió a identificar individualmente a las aves por sus patrones característicos de marcas faciales y plumaje.

Para esto, se elaboró una plantilla para dibujar a los alimoches adultos de cada territorio, prestando especial atención a la posición, tamaño, forma y color de las manchas alares y de la cara.

De este modo se ha podido detectar si falta algún adulto entre un año y el siguiente en un territorio concreto. Como se sabe que la dispersión reproductiva de la especie es muy baja, puede deducirse que las aves ausentes han muerto. La comparación de patrones se ha realizado durante los años 2001, 2002 y 2003.

Uso del espacio

Con el objetivo de analizar la selección del hábitat de campeo por el alimoche, se capturaron dos ejemplares adultos en las cercanías de su territorio de reproducción. Las dos aves eran el macho y la hembra de una misma pareja reproductora y fueron equipadas con radioemisores de larga duración y sometidas a seguimiento mediante las técnicas habituales de

radioteleetría (Ceballos y Donázar, 1988; Donázar et al., 1993), realizándose estimaciones de la disponibilidad de hábitats en el área de campeo de los individuos y del uso que las aves hacen de ellos. Las aves fueron capturadas mediante redes de cañón en el año 2001 y el seguimiento se realizó durante los años 2001 y 2002. Los emisores con los que fueron equipados iban sujetos a la espalda mediante arneses de material degradable.

El análisis de selección y uso del área de campeo puede determinar si existen factores limitantes a nivel de disponibilidad de hábitat y recursos tróficos.

Contaminantes y genética

Para la determinación de contaminantes se ha utilizado como matriz sangre de todas las aves manejadas. Se han tratado de detectar pesticidas organoclorados y sus metabolitos, PCBs, metales pesados y arsénico, y en su caso, estimar su posible incidencia sobre los parámetros reproductores.

El estudio de variación genética se ha realizado mediante ADN extraído de las muestras sanguíneas y por comparación con el de muestras de otras poblaciones peninsulares.

Rutas migratorias

Con el objeto de identificar con precisión las rutas migratorias y las áreas de invernada utilizadas por la especie, algunos individuos han sido equipados con emisores de seguimiento por satélite. Para ello se han marcado pollos en los nidos durante los años 2002 y 2003.

RESULTADOS

Tendencia de la población y parámetros reproductores

En cuanto a la población reproductora, los resultados obtenidos en el último trabajo revisado arrojaban una cifra de nueve territorios ocupados en 2000 (Benítez *et al.*, 2001). Desde entonces el censo se ha ajustado a la baja debido a la desaparición de dos de estos territorios durante los últimos 3 años, por lo que la tendencia regresiva parece mantenerse. Este proceso es pues, constante desde los años setenta.

Actualmente la población reproductora de alimoche en el Campo de Gibraltar se reduce a siete territorios que se distribuyen, según una división administrativa, de la siguiente forma; uno en Jimena, uno en Algeciras y cinco en Tarifa. Puede afirmarse por tanto que el alimoche prácticamente ha desaparecido como especie reproductora de todos los términos municipales excepto Tarifa, al menos en cuanto a existencia de núcleos viables de reproducción.

Los parámetros reproductores obtenidos para la población se dan a continuación definidos como productividad o número de pollos que vuelan por pareja controlada y tasa de vuelo o número de pollos que vuelan por pareja que se reproduce con éxito. Asimismo definiremos éxito reproductor como el porcentaje de parejas que se reproducen con éxito o lo que es lo mismo, que consiguen sacar al menos un pollo. El tamaño de muestra viene indicado como n.

	Año 2000	Año 2001	Año2002	Año 2003
Productividad	0.83 (n=6)	0.71 (n=7)	1.00 (n=6)	0.85 (n=7)
Tasa de vuelo	1.00 (n=5)	1.00 (n=5)	1.50 (n=4)	1.20 (n=5)
Éxito reproductivo	83.3%	71.4%	66.6%	71.4%

Estas tasas reproductoras son comparables a las observadas en otras regiones de Andalucía y España que oscilan entre productividades de 0.71 y 1.10 y tasas de vuelo entre 1.07 y 1.75. El éxito reproductor de las poblaciones andaluzas e ibéricas se sitúa entre el 61% y el 92% (Benítez *et al.*, 2003).

Destaca el hecho del pequeño valor de la tasa de vuelo para los años 2000 y 2001 aunque el pequeño tamaño de la muestra no permite sacar conclusiones.

Se ha hecho un gran esfuerzo durante estos años para tratar de localizar áreas de asentamiento juvenil, especialmente en el entorno de Tarifa. Aunque se observan regularmente inmaduros en épocas migratorias, principalmente en el área del estrecho de Gibraltar, no se han encontrado asentamientos y dormitorios permanentes. Ello induce a pensar que los inmaduros de la población del Campo de Gibraltar puedan tener un comportamiento más errático que los pertenecientes a otras poblaciones con mayor disponibilidad de recursos que favorecen su fijación (Donázar *et al.*, 1996).

Marcaje de pollos con anillas de lectura vertical

Se han marcado un total de 15 pollos con anillas de plástico entre 2000 y 2003. Dicha identificación ha servido para realizar observaciones de la duración del periodo de dependencia y de las fechas que regulan el inicio del viaje migratorio, así como de la supervivencia de las aves durante el mismo. Uno de estos pollos no pudo superar con éxito dicho periodo y acabó ingresado en un CREA de la Consejería de Medio Ambiente, identificándose como procedente del nido del Campo de Gibraltar gracias a la anilla que portaba.

La zona de concentración de alimoche no reproductores más cercana a las poblaciones andaluzas que se ha podido identificar es la del valle de Alcadia (Ciudad Real), donde se halla un dormitorio que agrupa a un mínimo de 40-50 aves en los meses estivales. No es descartable, sino incluso muy probable, que alimoche de Andalucía se asienten en Alcadia, dado que los dormitorios acogen individuos de áreas amplias del entorno, hasta 100-120 kilómetros (Donázar *et al.*, 1996; datos propios).

De hecho, dos alimoche nacidos en Andalucía y marcados en el nido en el año 2000 han sido localizados en el valle de Alcadia durante la primavera de 2003. Se trata de un pollo de un nido de Sierra Morena de Córdoba y otro de la Serranía de Ronda que fueron marcados también con anillas de plástico de lectura vertical. Un tercer pollo de un nido del P. N. de Los Alcornocales anillado el mismo año es también muy posible que haya estado durante los meses estivales de 2003 en Alcadia, aunque la incompleta lectura de la anilla no permite afirmarlo con certeza. Esto permite albergar esperanzas de que los pollos marcados en el Campo de Gibraltar puedan ser localizados en un futuro próximo en esta u otra zona de concentración de alimoche no reproductores.

Estudio de la dieta durante la reproducción

Se ha analizado el número de restos de presas encontradas y la especie a la que pertenecen para cada nido muestreado. Con toda la información recogida en todos los nidos visitados durante los cuatro años del proyecto pueden hacerse las siguientes consideraciones;

Han podido identificarse restos de 31 especies distintas; siete especies de mamíferos (excepto ganado), 15 de aves, cuatro de anfibios y reptiles, uno de pez y cuatro de ganado doméstico (vaca, oveja, cabra y cerdo) El número de presas y su frecuencia de aparición se exponen en la siguiente tabla, en la que también se ha incluido la frecuencia con la que se han encontrado excrementos en los nidos.

La frecuencia del ganado podría estar infravalorada ya que al tratarse de especies gran tamaño es muy posible que el aporte al nido se vea limitado solo a los casos en que puedan ser llevados trozos de pequeño tamaño que incluyan hueso y/o piel.

El número de presas y su frecuencia relativa se exponen en la siguiente tabla.

	Número	Frecuencia
Peces	2	1.26%
Anfibios y reptiles	32	20.25%
Aves	50	31.64%
Mamíferos	55	35.44%
Ganado	16	10.12%
Excrementos	2	1.26%
Total	158	100%

Destacan inmediatamente las preferencias por las especies presa, probablemente determinadas por la disponibilidad de estas, en la dieta de los alimoche en función de la zona estudiada. Así, mientras los pequeños mamíferos y las aves, incluso los anfibios y reptiles, son más seleccionados en el Campo de Gibraltar, el mismo estudio realizado en el P.N. Sierra de Grazalema indica que el ganado es mucho más seleccionado en la dieta, hasta un 25% en el total de ésta (datos propios).

Tasas de mortalidad

En la población del Campo de Gibraltar se han conseguido identificar individualmente, por sus patrones de marcas faciales y plumaje, un total de nueve alimoches pertenecientes a cinco territorios de reproducción durante los tres años que se ha llevado a cabo el estudio, 2001 a 2003.

En base a los individuos descritos cada año y controlados al año siguiente en cada territorio y en función de los cambios encontrados en estos, es decir los que faltan y han sido sustituidos, puede calcularse un coeficiente que indica el porcentaje de individuos de la población que han muerto. Este porcentaje es, por tanto, una estimación de la tasa de mortalidad adulta de la población. En la siguiente tabla se indican para cada par de años estudiado, el número de individuos controlados y el número de individuos ausentes, así como la tasa de mortalidad adulta calculada.

	Nº indiv. control.	Nº indiv. ausent.	Tasa mortalidad
2001-2002	7	0	0%
2002-2003	8	0	0%

La comparación de patrones para estos años permite estimar la tasa de mortalidad adulta en cero. Pero dicha estimación puede llevar a conclusiones erróneas. En primer lugar, el tamaño muestral no es lo suficientemente amplio como para ser extrapolable a una población. De hecho, este mismo estudio ha sido realizado de toda la población del Sistema Bético occidental dando resultados bastante más contundentes y estimando una tasa de mortalidad adulta anual en torno al 5% de la población entre 2001 y 2002 y al 12% entre 2002 y 2003 (datos propios).

En segundo lugar, este método detecta cambios de individuos en un territorio, es decir, bajas y posteriores reposiciones, pero a estas bajas habría que añadir los individuos que mueren y no son sustituidos. De hecho, estas bajas pueden ser mucho más importantes a nivel demográfico para una población ya que es más posible que conlleven la pérdida o abandono definitivo del territorio reproductor. Un claro ejemplo de esta situación ha sido uno de los últimos territorios de los que se tiene constancia que hayan desaparecido en el Campo de Gibraltar. En el año 2001 fue encontrado un alimoche adulto muerto bajo su nido. Se desconoce si el otro individuo de la pareja sobrevivió, pero por observaciones posteriores en el territorio, los dos pollos que contenía el nido en el momento de la localización del ave muerta no sobrevivieron y en 2002 se ha comprobado que los alimoches han dejado de criar en el territorio. Tras el aviso a la patrulla local del SEPRONA de la Guardia Civil y la apertura de las correspondientes diligencias, el cadáver fue trasladado al laboratorio que la Consejería de Medio Ambiente posee en Sevilla para la realización de las oportunas pruebas toxicológicas. Posiblemente condicio-

nadas por el avanzado estado de descomposición del cuerpo, dichas pruebas no arrojaron pruebas concluyentes sobre la causa de la muerte.

Selección del hábitat de alimentación

Se han constatado desplazamientos de los alimoche marcados de hasta 15 kilómetros desde el nido, aunque la mayor parte de los movimientos se concentraba en áreas alejadas no más de ocho kilómetros. No todos los hábitats eran prospectados por igual. Se comprobó una selección positiva de áreas de pastos a baja altitud mientras que las zonas de matorral y bosques eran evitadas.

La actividad de búsqueda de las aves se centró en zonas muy definidas, no mayores de 15-20 kilómetros cuadrados, que eran prospectadas sistemáticamente de forma intensiva. Estos sitios coinciden con los paisajes de mayor productividad y diversidad, pastizales de valles, donde presumiblemente eran capaces de encontrar pequeños vertebrados (reptiles, aves, roedores y conejos) con más facilidad, además de verse favorecidas por la existencia de granjas y una variada actividad ganadera.

La pareja reproductora que fue equipada con radioemisores en el año 2001 han criado con normalidad tras su captura y marcaje y ambos miembros de la pareja han sobrevivido hasta la fecha.

Niveles de contaminantes y caracterización genética de la población

Las muestras procedentes de los pollos marcados en los nidos, y también de las aves adultas capturadas para su marcaje y seguimiento, han sido analizadas para tratar de detectar presencia de pesticidas organoclorados y sus metabolitos, PCBs, metales pesados y arsénico. Todas las pruebas han dado como resultado niveles muy bajos de contaminantes.

Los resultados de los análisis llevados a cabo en el laboratorio de ecología molecular de la Estación Biológica de Doñana han revelado que los alimoches del Campo de Gibraltar se encuentran inmersos, desde el punto de vista genético, en el conjunto de la población ibérica y presentan, al igual que ésta, una variabilidad alta.

Identificación de las rutas migratorias y áreas de invernada

Con el objeto de identificar las áreas de invernada y las rutas de migración utilizadas por los alimoches, en los años 2002 y 2003 se han equipado un total de cuatro pollos de nidos del Campo de Gibraltar con emisores de seguimiento por satélite.

De los dos pollos de alimoche marcados en el Campo de Gibraltar en 2002, uno permaneció en Tarifa hasta al menos el 15 de agosto. Tras cruzar el estrecho de Gibraltar y Marruecos no pudo completar la migración localizándose muerto el 11 de septiembre en el desierto, al oeste de Argelia. El segundo estuvo en Tarifa hasta al menos el 8 de agosto y se reciben dos localizaciones ya en plena migración, una el 22 de agosto en Marruecos y otra el 29 de agosto en Mauritania. El 3 de septiembre es localizado muerto en un área desértica del centro de Mauritania, presumiblemente sin haber tampoco completado el viaje migratorio. La distancia que separa su lugar de nacimiento del de su muerte ha sido para ambos individuos de 1005 y 2207 kilómetros respectivamente.

En el año 2003 se han vuelto a marcar otros dos pollos de nidos del Campo de Gibraltar. Uno de ellos no ha llegado a iniciar la migración ingresando el 2 de agosto en un CREA proveniente de la zona de Tarifa. El segundo cruzó el estrecho el 19 de agosto y tras cruzar Marruecos y ser localizado al oeste de Argelia y norte de Mauritania, el 1 de septiembre se asienta al sur de Mauritania donde permanece en la actualidad. La distancia que separa su lugar de nacimiento de la última localización es de 2300 kilómetros aproximadamente.

Durante el desarrollo de los proyectos realizados con el alimoche en Andalucía, se han marcado otros ejemplares con emisores satélites fuera del Campo de Gibraltar. La zona de invernada de los individuos que han completado su viaje es la franja sahélica que forma frontera entre Mauritania y Mali. Probablemente en esta zona se concentran recursos ganaderos de importancia que permiten el mantenimiento de los individuos invernantes. Hay que señalar que, a pesar de las diferentes rutas escogidas por los individuos el destino final ha sido prácticamente el mismo. Esta región del Sahel es la misma que escogieron como área de invernada dos alimoches del Luberón francés marcados mediante emisores satélites (Max Gallardo, com. pers.). La fenología migratoria ha sido individualmente muy variable. Todas las aves emprendieron una ruta que les ha llevado a cruzar Marruecos en línea prácticamente recta, si bien han mostrado variaciones en los recorridos, estimándose la banda de migración en varios cientos de kilómetros (Benítez et al., 2003).

DISCUSIÓN

Para una especie longeva pero con una alta mortalidad juvenil y con una estrategia reproductiva como la que presenta el alimoche, tal ritmo de desocupación de territorios solo puede explicarse por una alta tasa de mortalidad adulta o por fuertes presiones sobre los procesos reproductores de la población.

Los resultados indican que no ha habido destrucción masiva de los hábitats y sigue habiendo disponibilidad de estos en el área de estudio. Las tasas de natalidad son normales, la disponibilidad de recursos tróficos no es limitante y la incidencia de contaminantes y potenciales deterioros genéticos es muy baja o nula. Todo parece indicar que la situación del declive de la especie parece estar determinada por una inusual mortalidad adulta determinada provocada por una improbable persecución directa o por el uso de venenos.

El problema que tiene la demostración en forma directa de dicha hipótesis es que se hace necesario encontrar los cadáveres de las aves muertas y en un plazo lo suficientemente corto de tiempo como para que dicho envenenamiento pueda ser diagnosticado en un laboratorio. Aunque en la zona de estudio los alimoches tienen sus áreas de campeo en zonas relativamente llanas y abiertas, los lugares de nidificación por contra están situados en sierras abruptas con vegetación densa, donde poseen cortados adecuados para los nidos y donde el nivel de molestias humanas es más reducido. Esto hace que sea muy difícil en la práctica localizar dichos cadáveres salvo casos excepcionales por lo que las desapariciones de los territorios reproductores se constatan por la ausencia de las aves criando en el entorno.

Sin embargo se conoce que la especie, debido a su gran capacidad de prospectar en sus áreas de campeo, es extremadamente sensible al uso de los venenos. De hecho en otros lugares de España donde crían en espacio abiertos, se localizan sistemáticamente aves muertas cuando hay episodios de envenenamientos. De otro lado también se conoce que en la zona del Campo de Gibraltar así como en otras zonas de Andalucía de las que el alimoche también está desapareciendo, ha estado presente el veneno históricamente y sigue existiendo en la actualidad.

De hecho, en uno de los dos territorios que han sido abandonados durante el desarrollo del presente estudio, se ha podido localizar el cadáver de uno de los individuos. Esto indica que si las poblaciones están sujetas a un seguimiento intensivo la probabilidad de detectar las bajas que se produzcan aumenta considerablemente.

También debe ser elevada la mortalidad preadulta dado que no existen áreas de concentración de juveniles (dormideros) dependientes de fuentes de alimento predecibles. En el Campo de Gibraltar se percibe la escasez, en contraposición a otros lugares de España, de los tradicionales muladares o lugares donde se depositan de forma controlada los cadáveres de las cabezas de ganado que mueren en el campo. Aquí, estos lugares han sido sustituidos por la costumbre de los ganaderos de

dejar los cadáveres de las reses allí donde mueren al objeto de que sean devorados por las aves carroñeras. Pero desde la aparición de la encefalopatía espongiiforme bovina la Administración ha prohibido el uso de esta práctica y ahora obliga a la eliminación de los materiales específicos de riesgo, por los que deben recogerse esos cadáveres para ser incinerados. En muchas ocasiones esta práctica es sustituida por la de enterrar los cadáveres con el mismo perjuicio para estas aves.

En el Campo de Gibraltar, donde existe una gran cabaña ganadera en extensivo de vaca de raza autóctona, cabra y oveja, esto ha llevado en la práctica a que desaparezca del campo una enorme cantidad de comida disponible para los alimoches con el consiguiente perjuicio para la especie que se hallaba ya en una situación de disminución de su población. Aunque es posible que los alimoches adultos sean capaces de sustituir en parte de su dieta el ganado por cadáveres de pequeños vertebrados y no se vean tan afectados, los jóvenes e inmaduros de la población no reproductora parecen ser más dependientes de la existencia de lugares de estas características. De hecho, la mayoría de los dormideros existentes en España siempre están asociados a fuentes de alimento seguras y predecibles.

Estas concentraciones de aves no reproductoras no solo elevan significativamente la supervivencia de las mismas sino que además incrementan las posibilidades de que las bajas que se produzcan en los territorios reproductores del entorno sean repuestas, ya que acogen también individuos adultos que no regentan aún territorios. Por el contrario, si la población no reproductora de un área se concentra en dormideros favorecidos por la existencia de muladares a muchos kilómetros de distancia, como es el caso del valle de Alcudia con respecto a algunas poblaciones andaluzas, no es descartable que el proceso de reposición de individuos en los territorios reproductores del entorno cuando se produce una baja se vea dificultado por la escasez o inexistencia de aves maduras sexualmente.

Es probablemente en estas dos líneas, eliminación de venenos y creación de muladares, en las que habrá que trabajar en el futuro si se quieren salvaguardar los últimos alimoches del Campo de Gibraltar.

BIBLIOGRAFÍA

- ALONSO, J. A. 1980. *Avifauna del sur de Cádiz. Campo de Gibraltar y comarca de La Janda*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- BENÍTEZ, J. R., O. del Junco y M. Barcell. 2001. "Evolución poblacional del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Cádiz". *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, Vol. 2.
- BENÍTEZ, J. R., J. A. Sánchez-Zapata, J. A. Donazar, M. de la Riva, F. Hernández y M. Barcell. 2003. "Andalucía se queda sin alimoches". *Quercus*, 206.
- CEBALLOS, O. y J. A. Donazar. 1988. "Selección del lugar de nidificación por el alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra". *Munibe*, 40.
- CHAPMAN, A. & W. J. Buck. 1910. *Unexplored Spain*. Edward Arnold. London.
- CRAMP, S. & K. E. L. Simmons. 1980. *Handbook of the birds of the western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press. Oxford.
- DEL JUNCO, O. 1990. *Censo de parejas reproductoras de Alimoche en la provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- DEL MORAL, J.C. 2002. II Censo nacional de alimoche. *La Garcilla*, 112.
- DONAZAR, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- DONAZAR, J.A. y O. Ceballos. 1988. "Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra". *Ardeola*, 35.
- DONAZAR, J.A. y O. Ceballos. 1989. "Acquisition of food by fledgling Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) by nest-switching and acceptance by foster adults". *Ibis*, 132.
- DONAZAR, J.A.; O. Ceballos y J. L. Tella. 1996. Dormideros comunales de alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Valle del Ebro: Su importancia para la conservación de la especie. *Anuario Ornitológico de Navarra*. Vol. 2.
- IRBY, L. H. 1895. *Ornithology of the Straits of Gibraltar*. London.
- NEWTON, I. *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser Ltd. Berkhamsted.
- PEREA, J. L., M. Moreno y J. Velasco. 1991. *El alimoche ('Neophron percnopterus') en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- TELLA, J. L. 1991. Estudio preliminar de la alimentación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en el valle medio del Ebro. *Actas I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Aedenat-Coda. ICONA. Madrid.
- TUCKER, G. M. & M. F. Heath. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- VERNER, W. 1909. *My life among the wild birds in Spain*. London.

Almoraima, 31, 2004

THE CONTROL OF THE YELLOW-LEGGED GULL 'LARUS CACHINNANS' IN GIBRALTAR

John Cortes / Eric Shaw / Michael Blair / George Candelin

The Gibraltar Ornithological & Natural History Society, Gibraltar Natural History Field Station

RESUMEN

El control de la población de las gaviotas *Larus cachinnans* en Gibraltar.

La población de la gaviota patiamarilla a aumentado en los últimos años hasta ser considerada una plaga. La población empezó a aumentar hacen varias décadas en el peñón de Gibraltar, llegando a anidar en edificios y ya también extendiéndose esta costumbre a otras poblaciones del Campo de Gibraltar. La especie tiene impacto sobre las personas y sobre el medio ambiente, ya muy cerca del Parque Natural Los Alcornocales.

Desde la década de los setenta se lleva a cabo un programa de control de estas gaviotas, con mas o menos éxito.

Este trabajo resume el problema de las gaviotas en Gibraltar y describe los métodos empleados para su control, llegando a conclusiones que serán útiles a considerar en el control de la especie en otras localidades en la zona.

Palabras claves: conservación, control, gaviota, *Larus cachinnans*, población.

ABSTRACT

The Gibraltar population of the Yellow-legged Gull has increased in recent decades to the stage where it is now considered a pest. It now nests on rooftops as well as in the scrub and in its more traditional cliff habitat. The species impacts on Man and on the natural environment.

Since the 1970s culling has been carried out on these gulls with varying degrees of success.

This work summarises the methodologies used, comparing the different methods employed through the years and drawing comparison also with other studies on this and similar species.

Recommendations for future control in the region are made.

Key words: Conservation, control, gull, *Larus cahinnans*, population.

INTRODUCTION

The Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* was recorded in Gibraltar by writers in the 19th Century, such as Saunders (1871), Irby (1895), Jones (1900) and Verner (1909), but none of these make any mention of a nesting population. It was not until 1934 that Rait-Kerr made the first definite mention of breeding. It seems likely that it bred on the Rock earlier than this (Cortes *et al.* 1980) but not in the numbers of recent decades.

Since at least the late 1950s the species has been a very common breeder on Gibraltar, initially frequenting mainly the sea cliffs on the east and south of the Rock. In the early 1970s it underwent a large increase in numbers and expansion of nesting sites. It had by then populated most of the cliffs, including those on the west side of Gibraltar, and began nesting among the matorral vegetation of the Upper Rock. Cortés *et al.* (1980) estimate the nesting population at the time at 600 pairs. While it used rooftops in the Town regularly for resting and roosting for some years since at least the late 1960s, the first documented record of successful nesting on buildings was in the Rosia Bay area of Gibraltar in 1981. Since then rooftop nesting has become regular, with the habit now spreading to neighbouring towns like La Linea and Algeciras. Nesting on trees has been recorded in Gibraltar (on Stone Pine *Pinus pinea*) and Algeciras (on palm *Washingtonia robusta*). It is also a regular nester in clearings of any size within the matorral of the Upper Rock Nature Reserve in Gibraltar. To achieve this the gull uses a technique of dropping through the open gaps in the tree and scrub canopy to the ground below.

In order to take off from these sites, the gull walks along the ground until it finds an opening from which it can take off.

The increase in numbers during the second half of the 20th Century led the Royal Air Force (RAF) in Gibraltar to initiate seasonal culling in 1979. Nevertheless, the population continued to increase throughout the 1980s and 1990s, albeit probably at a lower rate than if culling had not taken place. In 1997 the Government of Gibraltar contracted the Gibraltar Ornithological & Natural History Society (GONHS) to undertake year-long culling and develop techniques for effective control of the gull population.

Estimates of the population made in the early 1990s indicated 30,000 birds at the end of the nesting season, which suggests around 7,000-8,000 pairs, although Finlayson (1992) states the population, which was in need of censusing, "may be in the order of 4,000-5,000 pairs with 60% nesting on the Rock". However, there was a need, particularly following several years of culling by GONHS, to establish a new baseline for the population. A count was therefore conducted on behalf of GONHS by the RAF Ornithological Society (RAFOS) in the spring of 2002. In this paper we summarise the cull effort since 1997. In addition we provide details of the 2002 census and discuss the possible future of the Yellow-legged Gull population of the area.

THE YELLOW-LEGGED GULL IN GIBRALTAR

In its western range the Yellow-legged Gull typically nests colonially on ledges on cliffs where the topography permits, or in undisturbed areas of dune or gravel, as in Cadiz Bay in Spain (Ruiz Martínez *et al.*, 1990). The nest itself may be quite well constructed and neat, unlike many other gull species. In Gibraltar, there are many precipices and rock faces, rocky slopes, screes and low scrub, providing suitable ledges for nesting. While numbers are increasing in built-up areas in Spain, there are no other nearby colonies of comparable size. Potential predators at the colony are few: feral cats exist, and recently a pair of Ravens has become established after an absence of nearly three decades.

Yellow-legged Gulls are present in Gibraltar throughout the year. Following nesting, and once the young are fledged, usually by the end of July, the population in Gibraltar drops considerably, with counts at this time averaging between 400

and 600 birds at any one time. There are concentrations of Yellow-legged Gulls on beaches and estuaries throughout the area, including the estuaries of the rio Palmones (7 km WNW of Gibraltar) and rio Guadiaro (17km to the north). This in all likelihood includes Gibraltar gulls. However, ringing suggests that some gulls range much further afield, with observations of Gibraltar ringed gulls having been made in summer near Cape St Vincent, in Almeria and (to be confirmed) in Mauritania (Cortés in prep.)

By the end of October and into November, there is a notable increase in numbers once again with established pairs returning to nesting sites and new adult birds prospecting sites. There is some evidence to suggest that this return of adults is occurring earlier than a decade ago. The gulls are present in the area for several months but there is no real evidence of nest building until the beginning of February. The first eggs are noted at the end of March, with the first chicks seen towards the end of April. Fledging takes place from the end of May, with most young having left the nest by mid July. Observations of late chicks still at the nest in early August probably relate to replacement broods possibly following a culling operation.

Young gulls apparently return to nest no earlier than when they attain three years of age when attaining their adult plumage. On several occasions in recent years there have been observations of gulls nesting while still showing immature plumage.

The gulls are opportunistic feeders and consume a wide range of items. They are often to be seen foraging at sea, while they are regular scavengers throughout the area, feeding on scraps on beaches, opening rubbish bin liners in built-up areas, and frequenting the open rubbish tip at Los Barrios approximately 15km to the west. This is well in keeping with other studies on the species where refuse dumps have consistently been the main foraging habitat but pellets have consistently included food from more than one habitat (refuse dumps, terrestrial and marine habitats) (Duhem *et al.* 2003). Observations in Gibraltar suggest that items fed to young tend to be from marine habitats rather than from refuse dumps, although more intensive work remains to be done on this.

Other food items noted in Gibraltar have included fruit of *Osyris quadripartita* and *Dracaena draco* (Cortés 1993), black rat *Rattus rattus*, and Pallid Swift *Apus pallidus* which they have been seen to catch alive at nesting sites.

THE RAF CULLS

Culling of gulls in Gibraltar began at the instigation of the RAF which had (and continues to have) responsibility for Gibraltar airport and for air safety over Gibraltar. Gull culling initially was exclusively on the airfield (mainly shooting) and on accessible areas of the Rock overlooking the airfield. These areas, which essentially were the Middle Hill/Rock Gun area and the talus at the base of the North Face, were worked during the nesting season, using bread baits laced with the stupeficient alpha chloralose and seconal. Gulls feeding on the baits would become unconscious and they were collected and destroyed. Eggs were destroyed and the nests either raked or the eggs replaced with large stones to dissuade the gulls from re-laying. Any chicks present were also destroyed.

After the third year of culling, the RAF cull extended this methodology to the rest of the Upper Rock and other peripheral sites in Gibraltar, notably Hole in the Wall and Windmill Hill. However, instances of gulls literally dropping from the sky onto residential areas, and the presence of dead birds of other species (House Sparrows and a Blue Rock Thrush) led to concerns on the safety aspects of this method and to a decrease in the use of poison. By 1990, only shooting at the airfield and removal of nests, eggs and chicks, formed part of the military culling effort.

After several years of culling by RAF personnel, the RAF presence in Gibraltar was greatly reduced as part of the cuts in Ministry of Defence spending. The Royal Gibraltar Regiment provided personnel to carry out the cull, but by 1999 this was only during two days in April and eventually the RAF culling effort was reduced to shooting on the airfield.

The full results of the RAF culls will be published elsewhere.

CULLING SINCE 1997

In situations where there is such close contact between the gulls and the human population, pressure for control of the species often comes from public opinion. Public opinion was greatly concerned about the gulls. As the military effort decreased and there were more instances of nesting in built-up areas, there were increasing reports of attacks by nesting gulls on householders, when putting out washing, walking by, or in some cases, of children being harassed by gulls for food in school playgrounds or being attacked when there was a nest nearby.

The interest of the military was mainly in the airfield, and there was no system in place to deal with instances such as these.

GONHS, in its role as an environmental non-governmental organisation, stressed that the root cause of the problem was the overall increase in the population, which had to be tackled. It focused on reducing feeding opportunities for the gulls (such as covering rubbish bins), and on the need for an overall decrease in the population through year-round culling throughout Gibraltar as a way of achieving this.

This, however, presented an important problem, as it was important that year-round culling did not affect other species of gull which migrate through or winter in the area (such as Audouin's Gull *Larus audouinii*, Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*, or Black-headed Gull *Larus ridibundus*). GONHS therefore insisted that such culling should be carried out by persons who were capable of correct identification of the species and who were familiar with the ecology of the area. The Government of Gibraltar accepted these arguments and engaged GONHS, which created its Gull Control Unit in July 1997.

Methods

Table 1 summarises the methods used for culling during the period 1997 to 2003.

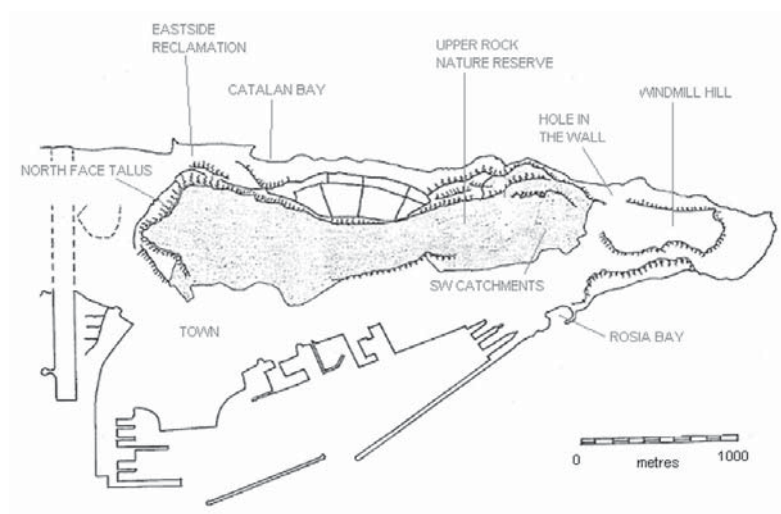
YEAR	METHODS USED	TOTAL CULLED (including chicks and eggs)
1997 (July to December only)	Poison; hand nets; catapults	50
1998	Plap nets; catapults; nest raking	1760
1999	Catapults; nest raking	2498
2000	Shooting	4298
2001	Shooting	3952
2002	Shooting	4056
2003	Shooting; nest raking	5025

Table 1. Methods employed for gull culling 1997-2003

1997-1999

The first year of the Unit's operation (1997-1998) involved a great deal of learning. The gulls were quick to learn to recognise threats, to the point of reacting with alarm calls and evasive behaviour when the Unit's vehicle appeared. Adult birds in particular are wary and will rarely fall for the same trick twice. Inexperienced, immature birds were thus much easier to catch.

Other than chicks, recently fledged juvenile gulls were the easiest to catch and on occasion could be caught with long handled nets. This was the method used in the first two months of activity. After the return of the bulk of the population in November the juveniles were much more wary and the method proved useless. Towards the end of November the use of catapults was introduced. Small pebbles were used as projectiles. This resulted in an increase in success with culling adult gulls



Map 1. Locations mentioned in the text.

In addition, during the cooler months (December to January) in 1997/98, alpha-chloralose was used to drug the birds. Sites were baited over several days with untreated bread and/or fish, and then treated bait was applied. Sites on the east side reclamation were mainly used. All untaken bait was removed at the end of each session which was supervised throughout. Drugging resulted in very few birds being killed. Temperatures tended to rise quickly and the drug rapidly became ineffective. Consideration was being given to stopping the use of alpha-chloralose or combining this with a second drug (seconal). However, an incident on 15th 1998 January involving "copy-cat" poisoning at Catalan Bay when the Unit was accused of not removing poisoned bait led to a decision to cease the use of all drugs.

The final method of catching gulls during the first year of activity was the use of a clap net, constructed by the Unit. This method failed with adult gulls which were too wary and would not venture close to the nets, but was the most successful of all with inexperienced juveniles on the beaches of the east side in June and July 1998.

The method used during the rest of 1998 and 1999 was essentially the use of catapults. During the 1999 season, as military culling had almost entirely ceased, except in the area of the airfield, a greater number of chicks and eggs was removed by the Unit.

Gulls caught were disposed of by a firm blow to the head and were then transported to the Refuse Incinerator.

2000-2003

It was felt that little progress was being made in the culling effort, with no notable increase in the numbers of gulls killed due to the limits imposed by the methodology. Catapults had the disadvantage that only gulls in relative proximity could be tackled. This led to the acquisition of 5.5mm air rifles. Training was undertaken in the use of these rifles, and five persons were licensed in their use by the Royal Gibraltar Police. Following the training period, shooting became the main method of culling as from April 2000.

Shooting gulls has its difficulties as was evident from early on, with the gulls seeming to learn to identify the threat of men with rifles and flying almost as soon as they emerged from their vehicle.

During the 2000 nesting season, the Unit concentrated on shooting and did not specifically target nests and eggs, although a number were removed incidental to the shooting operation. However, the shooting of nesting birds will in all likelihood have reduced the nesting success of affected pairs. The Unit continued to respond to call-outs to deal with nests in built-up areas, which were causing a nuisance to residents.

During the 2000 nesting season the Unit also continued to cause disturbance at accessible nesting colonies in order to try to reduce nesting success. As well as shooting in these areas, this included the use of raptors by the GONHS Bird of Prey Unit. In particular, a captive-bred Harris Hawk, *Parabuteo unicinctus*, trained to catch juvenile gulls, was used successfully in several areas, notably Hole-in-the-Wall and Windmill Hill. Harris Hawks were again used during the 2001 and 2002 seasons. In 2002 and 2003 a female goshawk *Accipiter gentilis*, was also used, while in 2003 the goshawk, two gyr x saker hybrids *Falco rusticolus x cherrug* and a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* were flown, especially on the east side sand slopes above Catalan Bay, and again at Hole-in-the-Wall and at Windmill Hill.

The main method of culling employed since 2000 has been shooting with air rifles. This stabilised the overall number of gulls culled at around the 4000 mark. During the 2003 nesting season, the Unit also specifically targeted nests and eggs. This resulted in a further increase to around 5000 for the year, suggesting that the combination of shooting and removal of nests, eggs and chicks, is the ideal.

The Unit is fully licensed, under the Nature Protection Ordinance, to carry out all its activities, including falconry and shooting. Unlicensed killing of gulls is a criminal offence in Gibraltar under the Nature Protection Ordinance (1991). Catapults and rifles are only used at times and in areas where there is no possibility of danger to the public and the highest standards of safety are exercised.

CULL RESULTS

Figures of gulls culled by the GONHS Unit since 1997 are given in Tables 2-8. Figure 1 illustrates the total number of gulls culled during the period 1997-2003. Figure 2 shows the total numbers of gulls culled per month during the same period.

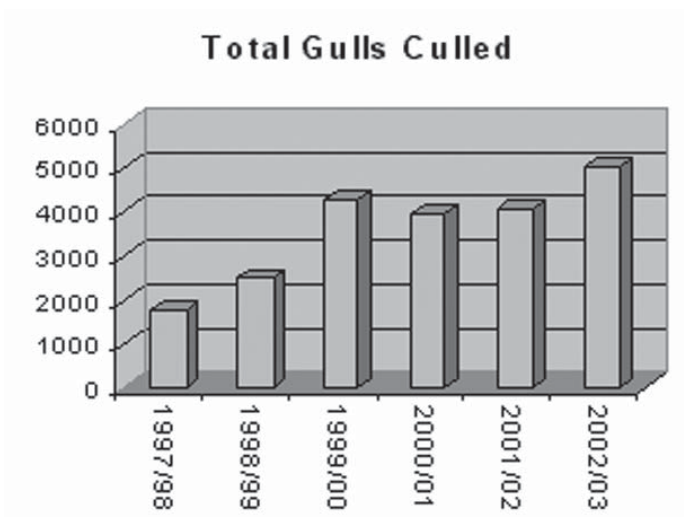


Figure 1. Total number of gulls culled 1997-2003.

Table 2. Totals of gulls and eggs destroyed 2002/2003

	O02	N02	D02	J03	F03	M03	A03	M03	J03	J03	A03	S03	Totals
Ad		176	177	162	471	575	416	445	478	380			3280
3-y								5	10	6			21
2-y								26	21	12			59
Juv								10	411	488			909
Ch							6	251	26				283
Egg							265	206	2				473
Tot		176	177	162	471	575	687	943	948	886			5025

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chicks

Table 3. Totals of gulls and eggs destroyed 2001/2002

	O01	N01	D01	J02	F02	M02	A02	M02	J02	J02	A02	S02	Totals
Ad		69	104	162	235	835	633	768	322	597			3725
3-y													
2-y													
Juv													
Ch						35	44	79	98	75			331
Egg													
Tot		69	104	162	235	870	677	847	420	672			4056

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chicks

Table 4. Totals of gulls and eggs destroyed 2000/2001

	O00	N00	D00	J01	F01	M01	A01	M01	J01	J01	A01	S01	Totals
Ad	125	486	439	425	530	725	611		458				3799
3-y													
2-y													
Juv													
Ch								18					18
Egg						46	89						135
Tot	125	486	439	425	530	771	718		458				3952

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chicks

Table 5. Totals of gulls and eggs destroyed 1999/00

	O99	N99	D99	J00	F00	M00	A00	M00	J00	J00	A00	S00	Totals
Ad	3	11		57	81	280	1178	752	817	604	44	0	3827
3-y													
2-y													
Juv									371	67			438
Ch								9	16				25
Egg								8					8
Tot	3	11		57	81	280	1178	769	1204	671	44	0	4298

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chicks

Table 6. Totals of gulls and eggs destroyed 1998/99

	O98	N98	D98	J99	F99	M99	A99	M99	J99	J99	A99	S99	Totals
Ad	19	15	14	10	18	23	23	27	33	6			188
3-y			1	1	1	2			1				6
2-y				2	1	2	2	3	2				12
Juv			1	1	1	1	1	1	317	221			544
Ch							7	351	24				382
Egg						24	646	667	29				1366
	19	15	16	14	21	52	679	1049	406	227			2498

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chicks

Table 7. Totals of gulls and eggs destroyed 1997/98

	O97	N97	D97	J98	F98	M98	A98	M98	J98	J98	A98	S98	Totals
Ad		33	17	33	43	77	61	43	39	26			372
3-y		1		2	5	5	4	2	4	3			26
2-y		1	1			5	3	4	2				16
Juv		8	3			1			232	254			498
Ch							3	133	84	4			224
Egg							300	305	19				624
		43	21	35	48	88	371	487	380	287			1760

Ad = Adult; 3-y = 3rd year bird; 2-y = 2nd year bird; juv = juvenile; ch = chick

Table 8. Totals of gulls destroyed July-September 1997

	J97	A97	S97	Totals
Ad		1		1
3-y		1		1
2-y		1		1
Juv	17	30		47
ch				
egg	17	33		50

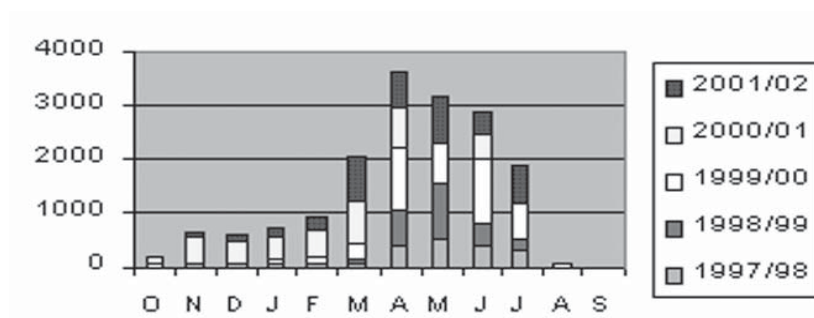


Figure 2. Gulls culled by month (1997-2003).

NESTING GULL SURVEY 2002

During the spring of 2003, RAFOS observers conducted a survey of the nesting gulls of Gibraltar. Details of this survey are given in Appendix I.

An estimated total of 1846 breeding pairs were counted. When compensated for methodology, the result is an estimate of 4018 breeding pairs or 8036 adult birds. Estimates of non-breeding birds suggest that there is about one non-breeding bird for every breeding pair, making a total of about 11,000 birds present in Gibraltar in the spring. If all the 3653 breeding pairs were to successfully rear two young each to fledging, the total number of birds present in Gibraltar at the end of the nesting period, would be:

Adult nesting birds	8,036
Non-breeders	4,018
Fledged young	8,036
TOTAL	20,090

If we assume these figures were similar in 2003, and we deduct the total number of eggs, chicks and juveniles culled (1648: Table 2), we arrive at an estimate of 18,442. An autumn census in October 2003 estimated the population in the area (Gibraltar, Los Barrios and the Straits as censused from Europa Point) to be around 19,000.

Previous, unpublished estimates of gull numbers at Gibraltar (GONHS 1998, 2001, 2002) have been based on less extensive surveys, but have placed the post-nesting population in Gibraltar at around 30,000. Based on these figures, the Yellow-legged Gull population in Gibraltar at the end of the nesting season, is now at 61% of the 1996 figure.

It should be noted that it is unlikely that there are 18,442 gulls in Gibraltar at any one time. The timing of fledging varies, and the gulls, both adults and juveniles, leave Gibraltar very soon after flying. The above figure in any case assumes two fledged young per pair. This is likely to be unrealistically high as there will be nest failure attributable to such factors as disturbance from shooting, disturbance from trained birds of prey and inexperienced pairs.

DISCUSSION

The reasons for the increase in the population of the Yellow-legged Gull in Gibraltar are not clear, although similar increases of large gulls have been noted elsewhere (Cramp *et al.* 1974, Cramp *et al.*, 1985). The increase in availability of human waste, both in Gibraltar and to a larger scale in nearby Spanish towns, especially Los Barrios, will have had a contributory effect. Those species that may have acted as natural predators of the gulls disappeared before the increase in gull population, although it is unlikely that the loss of these predators will have in itself had such a drastic effect on the population. Thus the Bonelli's Eagle was last recorded nesting in 1934 (Rait-Kerr 1934) and the Raven, which preyed on chicks and eggs, disappeared in 1975 (Cortes *et al.*, 1980) and was absent until a pair became established on the Rock in 2000.

It was probably as a result of a combination of factors, namely the absence of predation, the availability of surplus food, and abundant nesting sites, that the gull population increased.

In the same way that it is difficult to accurately assess the reasons for the increase, it is hard to attribute cause first, for the halt in the increase, and then, for the apparent decrease of the population. Factors other than culling will be operating on the gull population. Some of these are known, others are not. Among those that are possibly having an effect are changes

in the disposal of waste, natural variation in the availability of natural food, the possibility of disease (although we have seen no evidence of this), and what is happening elsewhere in the Yellow-legged Gull metapopulation. However, we believe that it is likely that the greatest and most consistent negative factor operating on the gulls of Gibraltar, has been the constant culling effort.

While there are no accurate figures historically for the gull population of Gibraltar, casual observations from residents and ornithologists suggest that until at least 1997, the population was increasing. This suggests that the methods applied by the RAF, while possibly effective in clearing the airfield of gulls, was not having an impact on the overall population.

The RAF culls were aimed primarily at reducing the number of bird strikes at Gibraltar airport. While this is part of a separate study (Cortés, in prep.) it is relevant to point out that recent evidence elsewhere (Brown *et al.* 2001) suggests that colony management is not as effective at reducing bird strikes at airports as is on-airport management (such as the use of falconry).

In the early years of the GONHS cull, relatively few gulls were killed, showing once more the limitations of the methodology. Removal of nests, eggs and chicks, poisoning, and netting do not remove sufficient numbers, nor cause sufficient disturbance, to show any impact. A decrease in numbers first became apparent in 2001, with the results of the 2002 census apparently confirming this, and observations suggesting that this trend has continued into 2003. As the birds do not return to nest, as a rule, until they are three years old, a time lag of three years in showing results is expected.

It appears that the methods most recently employed, which involve constant harassment of the gulls, are the most effective. Year-round shooting has resulted in a real loss to the population of 14,417 full-size birds (after fledging to adult). Shooting at nesting colonies has disrupted breeding and forced the gulls to abandon sites accessible to the shooters (Map 2). The flying of birds of prey in specific areas has had a similar effect. Other studies have shown that culling (Bosch *et al.* 2000), human disturbance and egg pricking (Smith & Carlile 1993) and nest destruction (Olijnyk & Brown, 1999) have all proved successful in reducing numbers of some species of gulls.

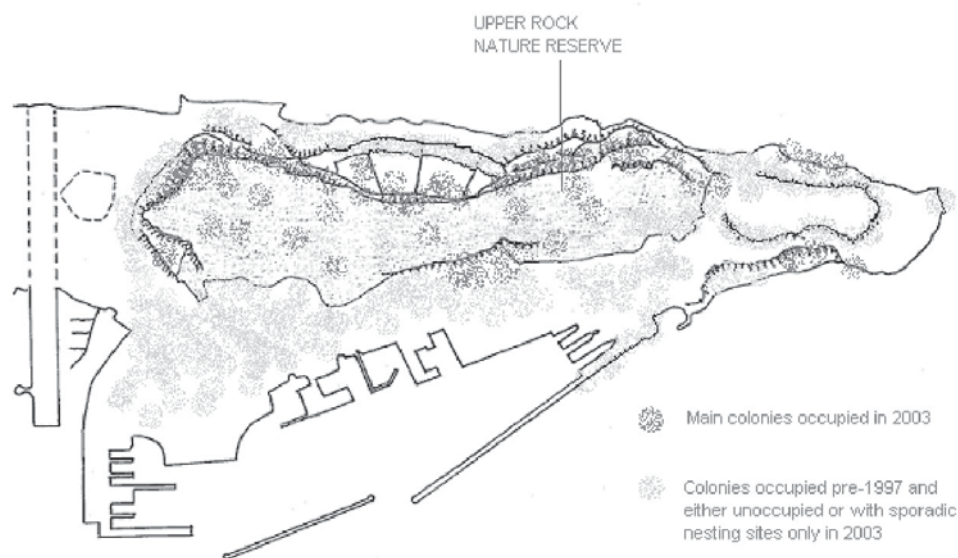
Bosch *et al.* (2000) found that culling resulted in a decrease of clutch size through time in both culled and adjacent uncultured areas as well as a decrease in egg-volume in 3-egg clutches, although fledging success and breeding success increased over the period of the study. Overall there was a large decrease in breeding gull numbers, at a rate estimated at 19% per year with between 21% and 29% of breeding adults killed. In Gibraltar in 2003 3280 adults were killed, with an estimated 8036 breeding adults. This would give a percentage of 40.8%, but will in fact be smaller as not all adults shot were on nesting sites and therefore some will have been non-breeders. However, the estimate for Gibraltar of a 39% reduction in the gull population since 1996 (with effective culling starting in 2000) is comparable.

In fact, there have been continuing casual comments by members of the public about the absence of nesting gulls in several areas and about a general decrease in numbers. For example, there have been reductions in call-out requests to built-up areas from 47 in 2001, to 35 in 2002 and 22 in 2003.

There was only one letter appearing in the Gibraltar Press complaining about gulls in the 2003 nesting season. This was at the end of a letter referring to a problem with Barbary apes at Catalan Bay and therefore can only be considered a passing remark.

Studies on other seabirds have looked at the impact of culling on their long-term populations. Frederiksen *et al.* (2001) concluded that in the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*, annual shooting of 17,000 cormorants (8.5%) had a limited effect, of 30,000 (15%) still had a limited effect, but shooting 50,000 a year (25%) led to population extinction within

20-40 years. They concluded that culls probably "have had a limited effect on cormorant populations, but if carried out in a density-dependent way they could stabilise numbers near a desired level". Although the two situations are not at all comparable, the above discussion shows that the shooting in the 2002/2003 season was about 25% of the estimated population of Yellow-legged Gulls in Gibraltar.



Map 2. Gibraltar Yellow-legged Gull colonies

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Constant culling and harassment of the Yellow-legged Gulls has had some, but difficult to measure, effect, in reducing the population of Yellow-legged Gulls in Gibraltar. These efforts need to continue as it is highly likely that, if they cease, the population will once again expand, with the suggested trends reversed.

The effect of the closure of the Los Barrios rubbish tip will need to be considered as a factor in the future dynamics of the population. Nesting censuses should be carried out at five yearly intervals in order to be able to trace the development of the population.

The population of the Yellow-legged Gull in nearby Spanish towns is increasing. This may have been initially as a result of increasing numbers in Gibraltar and of the gulls beginning to use rooftops as nesting sites. However, it is possible that the increased culling effort has contributed to an exodus of gulls from Gibraltar to other nesting sites in the area, and beyond. This is suggested by Bosch *et al.* (2000) who found a clear suggestion of emigration of gulls as a result of culling of breeding adults.

Lessons need to be learnt from the Gibraltar experience. This has shown that targeting nesting sites is a method to be recommended. However, as most of the new nesting gulls in these towns are urban, the use of firearms is not recommended in most situations. Therefore, destruction of nests would have to be the chief method employed. This is relatively time-intensive if the nests are to be sought-out, and resorting to only destroying reported nests may not be enough.

However, the authorities in the Campo de Gibraltar have the advantage of being able to take action on the disposal of rubbish in open tips. It must of course be recommended that no such dumping be allowed in the future.

Duhem *et al.* (2002) have shown that in French colonies increased distance from refuse dumps impacts on nesting success. In contrast to a site very close to the large refuse dumps of Marseilles city, a site 30km from the nearest dump revealed fewer 3-egg clutches, smaller mean volume for the C-egg and significantly lower hatching success and chick survival rates. A negative impact on population is therefore predicted from the closing of the Los Barrios dump.

However, this study suggests and other studies appear to confirm that there will also be a considerable, at least partially compensatory impact on the behaviour of the gulls when refuse dumps are no longer operational. When refuse dump accessibility is low, Yellow-legged Gulls broaden their trophic niche, with an increased exploitation of alternative foraging habitats, such as terrestrial habitats (Duhem *et al.* 2003). It is unlikely that a loss of the refuse dumps will result in a population crash (although there may be a drop in numbers), rather the birds will switch to alternative diets. Evidence in Gibraltar suggests that foraging in scrub for fruit and predation of small animals, including birds, could increase. There will also be a greater dependence on smaller sources of refuse (e.g. city bins and bin stores in housing or commercial estates). Increased use of other natural food sources, such as fish and insects is also predicted.

It is therefore likely that Yellow-legged Gulls will become increasingly evident within areas of scrub, including those within the Parque Natural Los Alcornocales and the Parque Natural del Estrecho, especially in areas with fruiting olive *Olea europaea*, Mediterranean buckthorn *Rhamnus alaternus*, Dwarf Fan Palms *Chamaerops humilis*, and possibly Lentisc *Pistacia lentiscus*. They will also probably increase the frequency in which they occur in arable land, such as in La Janda, where they would be dominant to such species as Cattle Egrets *Bubulcus ibis*. Raiding of bins in built-up areas will increase. This activity will include a behaviour already observed in Gibraltar and La Linea de la Concepción, the extraction and tearing of plastic bin liners from bins and feeding on the food items contained therein. Other "easy" sources of food, such as school playgrounds will also in all likelihood become more frequented.

Therefore it is likely, even if there is a small drop in numbers on the closure of rubbish dumps, that contact with humans and their activities will in fact increase.

It must be borne in mind also that these dumps have become important feeding sites for other species, such as White Storks *Ciconia ciconia*, Black Kites *Milvus migrans*, and Griffon Vultures *Gyps fulvus*. The possible impact on these populations should be considered also.

In their work on Great Cormorants, Frederiksen *et al.* (2001) rightly stated that a reduction in the population of a pest species may not lead to a similar reduction in conflicts. Thus 10,000 gulls are two thirds of 30,000 but will still cause a great deal of disturbance. It is therefore important that action also be taken to control damage and the possibility of disturbance. This principle establishes the value of smaller actions to reduce the threat of harassment of the human population, such as by covering rubbish in bins instead of using plastic bin liners, reduction in littering, and fining for feeding of gulls (and pigeons, whose provisioned food is often taken by gulls). Actions to discourage gulls from landing on roofs and other loafing areas will also continue to be necessary. These will include more steeply sloping roofs in newly designed buildings, and protection of flat roofing areas with a mesh of fishing line or similar, of a size that does not discourage other birds such as House Sparrows *Passer domesticus* or Spotless Starlings *Sturnus unicolor*.

It is accepted that seabird populations can be examples of metapopulations (Oro, 2003), and it appears clear that the Yellow-legged Gulls of Gibraltar are part of a Mediterranean or at least a West Mediterranean meta-population, as continued ringing effort will in much likelihood establish. This calls for full and absolute co-operation between jurisdictions in research and

in their control. As Oro (2003) states, seabirds are wide-ranging species, which operate in ranges beyond political boundaries and far greater than those encompassed by traditional management practices.

This also places a responsibility upon the authorities in areas with significant gull colonies. This responsibility extends well beyond the borders of any local jurisdiction as the dynamics of gull populations are such that the effect of neglecting to control yellow-legged gulls in one zone could more-or-less directly impact in other areas a considerable distance away.

Bearing in mind all of the above evidence, the best method of approach on a regional level must consist of the following items, all happening in a co-ordinated way:

- Closure of rubbish dumps
- Better disposal of waste in urban and commercial areas
- Strict enforcement of litter laws
- Prohibition of feeding of gulls
- A gull hotline to report incidents of roof nesting
- Continued culling in Gibraltar using existing methods
- Culling in urban areas in neighbouring Spanish cities to involve removal of nests, eggs and chicks
- Removal of adults in areas of concentration (rubbish dumps while they remain, loafing grounds, etc.) by carefully supervised shooting or cannon netting
- A joint Committee to co-ordinate gull culling operations across the region

As usual, a conclusion of this study is the need for further research especially into diet and movements. However, there is also the pressing need to cull and it will be necessary to agree on a percentage of accessible nests and individual gulls to leave undisturbed or to ring and release in order to be able to obtain information which will in itself prove useful in management in the future.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to the GONHS Gull Control Unit, Paul Rocca, Roger Rutherford, and Michael Wahnnon, for their work and for providing the information on gulls culled, and in particular to Paul Rocca who began the cull single handed and was instrumental in developing the methodology. We are also grateful to Keith Bensusan and Charles Perez who contributed through discussion, comment and literature search.

Thanks are also due to the RAFOS expedition team who conducted the nesting census, *viz.*, Al Brimmell, Simon Dennis, Peter Leaver, Ian Mackenzie, John Orme, Terry Powney, Alex Smith, John Stewart-Smith and Peter Tithecott.

REFERENCES

- BOSCH, M., Oro, D., Cantos, F.J. & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology* 37(2):369-385.
- BROWN, K.M., Erwin, R.M., Richmond, M.E., Buckley, P.A., Tanacredi, J.T. & Avrin, D. 2001. Managing birds and controlling aircraft in the Kennedy Airport-Jamaica Bay Wildlife Refuge complex: The need for hard data and soft opinions. *Environmental Management* 28(2):207-224.
- CORTES, J. E. 1994. The Dragon Tree *Dracaena draco* (L.)L. naturalised in Gibraltar. *Almoraima* 11:183-189.
- CORTES, J. E. 2000. Gibraltar. pp257-260. In: Heath, M.F. and M.I. Evans. (Eds). *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. Vol 2: Southern Europe*. BirdLife International. Cambridge. UK. (BirdLife Conservation Series No 8).
- CORTES, J.E. (in prep). Aspects of the biology of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* in Gibraltar.
- CORTES, J. E., Finlayson, J. C., Garcia, E. F. J. & Mosquera, M. A. J. 1980. *The birds of Gibraltar*. Gibraltar Books. Gibraltar.
- CRAMP, S., Bourne, W.R.P. & Saunders, D. 1974. *The Seabirds of Britain & Ireland*. London.
- CRAMP, S., Bourne, W.R.P. & Saunders, D. 1974. *The Seabirds of Britain and Ireland*. London. Collins.
- CRAMP, S. (ed). 1985. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East & North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Volume III*. Oxford University Press. Oxford.
- DUHEM, C., Bourgeois, K., Vidal, E. & Legrand, J. 2002. Food resources accessibility and reproductive parameters of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* colonies. *Revue d'ecologie - La terre et la vie* 57(3-4):343-353.
- DUHEM, C., Vidal E., Legrand, J. & Tatoni, T. 2003. Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study* 50:61-67
- FINLAYSON, J.C. 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. London. Poyser.
- FREDERIKSEN, M. Lebreton, J.D. & Bregnballe, T. 2001. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 617-627.
- GONHS. 1998 (unpubl). *Gull Cull Report 1997-1998*. The Gibraltar Ornithological & Natural History Society. Gibraltar.
- GONHS. 2001 (unpubl). *Gull Cull Report 2000-2001*. The Gibraltar Ornithological & Natural History Society. Gibraltar.
- GONHS. 2002 (unpubl). *Gull Cull Report 2001-2002*. The Gibraltar Ornithological & Natural History Society. Gibraltar.
- GONHS. 2003 (unpubl). *Gull Cull Report 2002-2003*. The Gibraltar Ornithological & Natural History Society. Gibraltar. (www.gonhs.org)
- IRBY, L. H. 1895. *The ornithology of the Straits of Gibraltar*. Second edition, revised and enlarged. Taylor & Francis. London.
- JONES, K. H. 1900. Ornithological notes from south-western Europe. *Zoologist* (4)4:448-457.
- OLIINYK, C.G. & Brown, K.M. 1999. Results of a seven year effort to reduce nesting by Herring and great Black-backed Gulls. *Waterbirds* 22:285-289.
- ORO, D. 2003. Managing seabird metapopulations in the Mediterranean: constraints and challenges. *Scientia Marina* 67:13-22 Suppl. 2.
- RAIT-KERR, H. 1934. The birds of Gibraltar. What to look for on the Rock. *Articles in the Gibraltar Chronicle*.
- RUIZ MARTÍNEZ, D., Almorza Gomar, D. & Fernández Zapata, J. M. 1990. The SALT-pans of the Bahía de Cádiz as a new and unique nesting habitat for Herring Gulls *Larus argentatus*. *Alectoris* 7:70-76.
- SAUNDERS, H. 1871. A list of the birds of southern Spain. *Ibis* (3)1:54-68, 205-225, 384-402.
- SMITH, G.C. & Carlile, N. 1993. Methods for population control within a silver gull colony. *Wildlife Research* 20: 219-226.
- VERNER, W. 1909. *My life among the wild birds in Spain*. John Bale, Sons & Danielsson Ltd. London.

Appendix I

Gibraltar Gull Counts

Census of the Yellow Legged Gull *Larus cachinnans* in Gibraltar

Gull Breeding Distribution in Gibraltar

The high cliff ledges and just below the ridge line, whether naturally open or occupied by buildings or abandoned defence works, comprise prime breeding habitat, and just below, many semi-open areas of Gibraltar's western slopes now abound with breeding gulls. On Gibraltar's east side, exotic succulent vegetation (notably *Opuntia ficus-indica*, *Agave americana* and *Aloe saponaria*) predominates on very steep slopes towards the southern end where the topography has permitted soil to build up, although patches of maquis occur elsewhere. In 2002, the semi-succulent habitat was up to 2m high and clearly provided secure nesting opportunities for the gulls, although it is likely that pairs are quite widely and evenly dispersed because the near-homogenous growth allows relatively little access, and then only to tiny areas. However, this habitat illustrates particularly well the difficulty in counting gulls in areas where sightlines of any kind are almost impossible to find. The Mediterranean Steps walk passes through much of this habitat, and here 77 individuals were counted along its 1.8km path length, but when a passing raptor raised the gulls in alarm, over 100 birds were counted rising from just a two ha area alone (above and below the path).



Map A1. Areas censused in 2002 nesting gull survey

Count Compensation Factors (CF)

Counting gulls in other habitats also faced similar, if generally lesser, difficulties. The effect of different habitats prevented the use of a single simple compensation factor applicable to count totals. Consequently, individual compensation factors had to be devised subjectively for each dominant habitat type within a nesting and roosting area (N&R Area), and depending upon the extent of secondary habitats, some variation of value had to be assessed (Table A1). Where birds that were present (usually 'standing') in areas where breeding either did not occur or did so in insignificant numbers, a CF of 1 or slightly greater than 1 (depending upon the habitat composition and topography) was assigned; the birds seen mostly comprised immatures, 'loafers' or 'sentries'. In areas used predominantly for breeding, those adult birds 'sitting' were assumed to be making a breeding attempt, and could be treated as being one half of a breeding pair (bp), and so numbers of bp reflect the numbers of sitting single birds. Relatively few sitting birds in these areas had their mate close by.

Table A1

N&R Area Type	N&R Area Description	Compensation Factors (CF)
1	Cliffs, bare rocks (or beach)	1-2 (1)
2	Sandy slopes above open garrigue	2
3	Maquis with open areas	2-3
4	Dense maquis or semi-succulent vegetation and relict woodland	4-5
5	Urban areas	1.2

The variability of three of the five compensation factors reflects the nature of the overall habitat composition and the underlying topography; for example, some areas are uniform without declivities and others are non-uniform with many hollows and boulders. Being subjectively obtained from on the spot examination of the areas, the compensation factors need to be tested and where necessary adjusted.

Count Results

The count results are given in Table A2. Three values were sought from N&R area counts: sitting birds, airborne or standing birds (loafers and sentries), and birds entering and leaving. Only the first category formed the estimates of nesting birds. The ‘best’ count for any area was defined as that count during which there were no alarms. Attempts were made to count apparently occupied nests (AON) in a number of areas, but only in area E, where access was possible to the part that was clearly occupied densely by nesting gulls, did the factored estimates and counts of AONs tally well. In all other areas, slope steepness, dense vegetation cover, declivities, physical safety considerations or entry prohibitions (for safety reasons) prevented full and systematic coverage from being achieved during the study period. Systematic coverage of many areas may be possible if considerable time can be spent in reconnaissance beforehand, so that physical safety aspects can be evaluated in ways that would allow nest-counting effort to be swift and effective. Consequently, estimates of breeding pairs (bp) are derived solely from the factorised counts.

Table A2

N&R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X
Type	1	1	1	1/3	2	1/3	1/3	4	3	1	1	1	3/5	3	3	3	1/3	1/3/5	4/5	4/5	4	4/5	W	X
Sit	100	18	254	140	180	107	40	77	120	60	33	40	50	105	75	20	40	48	55	20	132	110	112	10
xCF	1	1.2	1.5	2	2	2.2	1.2	5	2	1.5	1.5	1.2	1.5	2	2.3	2	1.2	1.5	1.3	*	4	1.2	1.2	1.2
Calc	100	22	381	280	360	235	48	385	240	90	50	48	75	210	172	40	48	72	71	20	528	132	134	12
AON	**	**	198	40	362	62	58	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**

Sit = Count of Sitting Gulls, **Calc** = Estimated number of Sitting Gulls after CF applied, * = Fixed estimate of 20 bp, ** = Nest counts not undertaken.

Area A, being the beach near the end of the runway, has no nesting gulls, and so its total is omitted from bp estimates. The counts in Area T concentrated on gulls seen in the large urban section from the viewpoint; subsequently it was realised that each counter thought the nesting gulls had been counted on other occasions, and so an arbitrary 20bp was assigned from subjective post-count estimates.

Discounting Area A, the total of the actual counts was 1846bp and the total of the compensated counts 3653bp, which agrees quite well with a previous estimate (3000-4000bp) not based on actual counts (Cortes 2000). This represents 7306 adult birds. No specific counts were made of immature birds. The areas surveyed comprise about 50% of the area of Gibraltar. Of the remaining 50%, where gulls undoubtedly breed (probably mostly at low densities), most is dense maquis or relict woodland, but it does include some open areas, the extent of which was not easily calculable. The proportion of the total breeding population nesting in this area has been set at an arbitrary 10%, or 365bp, making 4018bp overall (8036 adults).

Apart from nine fledglings found in the sub-colony in Area E at the top of the Great Sand Slopes, all other nests found that could be examined contained 1-3 eggs. Valid repeat coverage was not obtained over enough areas (mainly because of gull alarms, other disturbance and the culling programme) to establish useful count confidence limits: in any case, better coverage of AONs (through detailed reconnaissance of selected areas prior to counts) is required. Subjectively, the true totals probably lie at 4000bp +100/-500bp.

Non-breeding Gulls in Gibraltar

It was noticeable that even on days where the colony was not in a state of alarm, the number of gulls airborne over any area was highly variable. Furthermore, a proportion of these would be the 'unemployed' half of a pair. The 'alarm' flocks are a mobile entity, with even the sitting birds joining in, entailing a high risk of double-counting due not only to the non-breeding birds but also to breeding birds participating in the alarm. Additionally, there is also a good chance of the patrolling or loafing airborne birds being elsewhere when counts of sitting birds were being carried out. Consequently, our estimates of non-breeding bird numbers necessarily are broad. In view of this experience, the number of gulls that participate in an airborne alarm probably is best counted from photographs taken near-simultaneously over the arc of the flock (Photos taken from the ridge restaurant terrace would probably have to cover a full 360°, for example).

Our on the spot estimates of airborne gulls ranged from 2,400 responding to a relatively minor alarm to 4,000 for an extended alarm, but these figures probably are on the low side, because one photograph taken over a fairly narrow arc of about 60° contains over 900 gulls. Given the estimates of breeding birds and the tendency of immature gulls to wander widely (gulls whose natal site is Gibraltar may well be 'replaced' to some extent by wanderers from elsewhere), it is not unlikely that the total number of Yellow-legged Gulls (breeding and non-breeding) using Gibraltar in spring lies between 11 000 and 13 000 birds (ie for every pair there is one non-breeding bird). The number of birds departing from and arriving at a count area was so variable that it is difficult to see how the data collected can be interpreted.

Although no study of gull movement was undertaken, individual birds were watched through telescopes and binoculars as they left the Rock, usually to join those wheeling above buildings north of the runway and in La Linea de la Concepción, then heading roughly northwest before being lost to sight; this is the general course to the Los Barrios landfill site. At Los Barrios, most gulls seemed to be feeding or watching from the roof of the large rubbish processing facility that created the 'cubes' for burial, but of those thermalling amongst the storks, kites and vultures, some seemed to head towards the general direction of the Rock. For the calculations, we assumed that the 'unemployed' bird of a pairs had a 50% chance of being feeding, mostly at Los Barrios. The corollary is that the other 50% were assumed to be present on the Rock, amongst the loafers or acting as sentries, but distant from the nesting bird. The remainder of the birds loafing or on sentry-go were non-breeders.

Formal counts and informal daily observations revealed that the Yellow-legged Gull seldom used either the urban area (despite many suitable roofs for roosting) or the harbour area, counts being in the low hundreds. This may reflect the Gibraltar policy of refuse collection, which allows little opportunity for scavenging. However, given the ample food source at Los Barrios, there seems no barrier to prevent the species taking to roof-nesting in a major way, as its congeners Herring Gull *L. argentatus* and Lesser Black-backed Gull *L. fuscus* do in the UK and elsewhere. Yellow-legged Gull is regarded as a pest in urban Gibraltar (noise, faeces at favoured roosts) and as a threat to some habitats on the Rock itself (destabilising the restoration of the Great Sand Slopes) and so a culling programme is already in operation, targeted at adult females in an attempt to halt the population expansion. As a likely consequence of the culling, several pairs attempting to breed comprised adult males and third and fourth summer females. One second-summer female had formed a pair-bond with an adult male. An unexpected difficulty facing the counters was that gulls temporarily (sometimes only for 24 hours, when eggs probably would survive) deserted areas where a cull had taken place.

Almoraima, 31, 2004

IMPORTANCIA ORNITOLÓGICA DE LOS ÚLTIMOS HUERTOS LINENSES

José Antonio Gil García / David Cuenca Espinosa
Grupo Ornitológico del Estrecho (GOES)

RESUMEN

El estrecho de Gibraltar constituye el enclave más importante de Europa occidental en relación con la migración de las aves silvestres. Esto ha favorecido numerosos estudios, generalmente en hábitats extensos, conocidos y protegidos. Sin embargo, en la Comarca del Campo de Gibraltar existen hábitats ignorados y en fuerte regresión, como son los huertos, con pocos o nulos estudios sobre su avifauna. Este estudio pretende desvelar la riqueza ornitológica de estos campos de labor, así como su estado actual y necesidades futuras.

El estudio se desarrolló en una parcela de 13.336 m², localizada en el extrarradio de La Línea de la Concepción, población situada al este de la comarca del Campo de Gibraltar. Esta parcela estaba compuesta por una zona cultivada, una zona baldía y tres setos de cañaverales. El anillamiento científico fue la principal herramienta empleada en este trabajo. Durante tres años (septiembre 1993-agosto 1996) se efectuaron 74 jornadas de campo distribuidas periódicamente. En cada muestreo se utilizó una media de 40 metros lineales de red japonesa y 10 cepos-malla. Asimismo, se anotaron todas las especies observadas.

Fueron capturadas 1.370 aves de 47 especies diferentes. Además, se detectaron otras 60 especies que utilizan este ecosistema. La riqueza específica resultó ser mayor durante las épocas de paso, sobre todo la postnupcial, con predominio del orden passeriformes. Entre las especies más destacables se encuentran, por su abundancia, el mosquitero común, el petirrojo o el carricero común, y, por su grado de amenaza, el avetorillo, el esmerejón, la tórtola europea, la carraca, el colirrojo real, el zarcero pálido o la curruca zarcera.

Los resultados obtenidos demuestran la gran importancia que poseen para las aves, especialmente durante las migraciones, estos espacios seminaturales contiguos a las ciudades. Ello, unido a la progresiva transformación y desaparición de estos hábitats, hace que consideremos muy necesaria la conservación de los escasos huertos aún existentes, por su elevado valor faunístico y florístico. Asimismo, este tipo de ecosistema ofrece amplias posibilidades para el desarrollo de proyectos de divulgación y educación ambiental.

Palabras clave: huertos, avifauna, estrecho de Gibraltar, migración, conservación.

INTRODUCCIÓN

El estrecho de Gibraltar constituye, sin duda alguna, uno de los enclaves más importantes del mundo en relación con la migración de las aves silvestres. Su estratégica localización en el extremo suroccidental de Europa, además de la incidencia de diversas rutas migratorias, hace que en esta zona se concentren gran parte de los efectivos poblacionales del paleártico occidental durante la migración (Tellería, 1981). Esta particularidad, convierte a la comarca del Campo de Gibraltar en un lugar muy apropiado para el seguimiento de este fenómeno. Generalmente, los estudios que se realizan sobre migración se centran en el seguimiento de la migración diurna activa o de aves sedimentadas en hábitats extensos, conocidos y protegidos, como pueden ser las zonas húmedas, los bosques, la media y alta montaña o los sotos fluviales. Sin embargo, existen hábitats olvidados y en fuerte regresión, con pocos o nulos estudios sobre su avifauna, pero con una importante representación en la comarca del Campo de Gibraltar, como son los huertos.

Actualmente, una de las amenazas más graves para las aves es la pérdida de hábitats, tanto para la reproducción, la invernada o aquellos empleados durante los desplazamientos migratorios. Por ejemplo, en España en las últimas décadas ha desaparecido el 40% de las zonas húmedas costeras (Montes, 1995). Esto hace que las aves busquen y utilicen hábitats alternativos, que en muchos casos suplen las funciones de los originales. Conocer la estructura de las comunidades de aves y su evolución espacio-temporal es una base fundamental a la hora de conservar cualquier hábitat (Verner *et al.* 1986). De hecho, las aves constituyen, desde siempre, un buen indicador de las características florísticas, fisonómicas y sanitarias de cualquier zona, siendo quizás el índice de calidad natural más popular (Landres *et al.* 1988; Morrison 1986).

Volviendo al hábitat que nos ocupa, los huertos, es necesario comentar que la reforma de la política agraria comunitaria puede causar un abandono, aún mayor del ya existente, de estos ecosistemas o su conversión en otros usos. Este hecho, unido a que un gran número de especies, entre ellas muchas amenazadas, dependen de este tipo de zonas (Santos, 1996), hace altamente necesario estudios sobre las comunidades orníticas y las consecuencias de su abandono y transformación.

Este estudio pretende demostrar la importancia de los huertos del Campo de Gibraltar para las aves, así como evaluar los posibles efectos de la pérdida de estos hábitats.

ÁREA DE ESTUDIO

El término municipal de La Línea de la Concepción se encuentra localizado al sur de la península Ibérica, en la provincia de Cádiz, al este de la comarca del Campo de Gibraltar (36°10' N, 5°21' O) y posee una superficie de unas 2.569has (figura 1). Por su situación goza de un clima benigno con una temperatura media anual de unos 17°, con veranos templados, inviernos suaves y precipitaciones irregulares que apenas superan los 1.500mm. los años más lluviosos. Aunque no posee ningún río importante, sí cuenta con varios arroyos temporales (Vea, Higuera, Cachón de Jimena, Almadraba, Estepona, Charcones y Cañada Honda). Geológicamente, el suelo es principalmente arenoso y las afloraciones rocosas son similares a las del resto del Campo de Gibraltar.

En cuanto a la historia de los huertos, La Línea de la Concepción fue un vergel en sus primeros años de vida independiente. En 1870, el número de huertos existentes en el término municipal alcanzaba los 150, incluyendo las viñas, y se extendían desde la misma margen sur del arroyo Cachón de Jimena de la Frontera hasta la zona conocida como Zabal Alto. En 1966, la zona rústica es estimada en unas 1.799has distribuidas en tres polígonos con un total de 140 parcelas y 169 propietarios. Según el censo agrario de 1972, la superficie de las explotaciones totalizaban unas 1.395has, de las cuales sólo 217has eran cultivadas. Los últimos datos obtenidos en 1995 indican que sólo quedan un centenar de huertos, cuya extensión oscila entre 1 y 1,5has y donde el 60% de ellos tiene aproximadamente un tercio de su superficie transformada en invernaderos (Tornay,

1982, 1995). En definitiva, la superficie de huertos en La Línea de la Concepción se ha reducido enormemente en las últimas dos décadas y cada vez son más las personas que abandonan dichos huertos en busca de otras ocupaciones.

El área de estudio se conoce localmente como huerto Manilva, tiene una superficie de casi 1,4ha y se encuentra localizada en el límite norte del casco urbano de La Línea de la Concepción (figura 2). Hasta la finalización del periodo de estudio estaba formada por tres hábitats diferenciados que, por otro lado, se hallan representados en la mayoría de los huertos de la zona. Estos hábitats son: la zona cultivada, la zona baldía y el cañaveral. La zona dedicada al cultivo es, generalmente, la más típica y amplia de los huertos. En la parcela de estudio ocupaba unas 0,72ha, todos los productos se cultivaban al aire libre, eran herbáceos y pertenecían a la modalidad de regadío, lo cual permitía a la fauna que vivía en cualquiera de los tres hábitats contar con agua durante todo el año. Las hortalizas y verduras más cultivadas, dependiendo de la estación del año, son: el puerro, el perejil, la hierbabuena, el apio, el nabo y la zanahoria y en menor proporción la acelga, la mejorana, el rábano, el tomate, la patata y la judía verde. La zona baldía, con una extensión de 0,33ha en el huerto Manilva, no es más que la degradación de la zona cultivada tras su abandono. Está



Figura 1. Localización del Campo de Gibraltar en la península Ibérica y del área de estudio en La Línea de la Concepción.



Figura 2. Panorámica parcial de la zona de estudio. Se observan en primer plano la zona cultivada y el cañaveral (Fotografía: José A. Gil).

compuesta por numerosas plantas nitrófilas que presentan la necesidad de ocupar terrenos con abundancia de fósforo y nitrógeno, originados por la continua sucesión de estercolados, abonados y restos de cultivos. Son comunidades compuestas fundamentalmente por plantas anuales de fenología estival-otoñal, siendo las especies más representativas *Aster squamatus*, *Chenopodium album* (Cenizo) y *Conyza albida* (Pan de Conejo), (G.O.E.S., 1996). El cañaveral, con una superficie de 0,35ha, está formado por altos y densos setos de Cañavera *Arundo donax*. Tradicionalmente, esta especie vegetal de procedencia asiática, conocida popularmente como caña, ha sido utilizada por los hortelanos para la construcción de los denominados “vallados”, con el fin de proteger los cultivos de los vientos fuertes, especialmente de los frecuentes vientos de Levante (López, 1982). Su gran agresividad ha hecho que, bajo condiciones ambientales idóneas (elevada disponibilidad hídrica en sustratos nitrificados, tales como zonas húmedas, cultivos de regadío y riberas de río), tienda a colonizar el espacio rápidamente (Paracuellos, 1997).

Además de estos tres hábitats, en los huertos se forman habitualmente encharcamientos temporales de origen pluvial. Resulta destacable la inundación que sufrió el área de estudio durante el otoño y el invierno de 1995, después de tres años de sequía. Debido a esto, aparecieron cuatro especies de plantas palustres no frecuentes, cuyas semillas se encontraban enterradas en estado latente, la Enea *Typha dominguensis*, el Junco Común *Scirpus holoschoenus*, el Sauce *Salix sp.* y el Carrizo *Phragmites australis*.

En la actualidad la zona donde se realizó este estudio se encuentra sometida a una fuerte presión urbanística y en elevado riesgo de desaparecer, al estar clasificada como área de planeamiento diferido a través de estudio de detalle (A.P.D. E.D. U.E.32. Cañada Real). Esta situación afecta a otros muchos huertos de la comarca del Campo de Gibraltar. No obstante, la mayoría de los huertos restantes de La Línea de la Concepción, localizados sobre todo en el Zabal, se encuentran protegidos por el Plan General vigente, con la figura de no urbanizable y especialmente protegidos por sus valores hortofrutícolas y de flores ornamentales. A pesar de esto, actualmente se encuentra en trámite el proceso de revisión y adaptación del Plan General, quedando la clasificación del suelo como Urbanizable Programado en caso de ser aprobado.

METODOLOGÍA

El seguimiento de la avifauna del área de estudio se realizó durante tres años, desde septiembre de 1993 hasta agosto de 1996. Para la obtención de datos se utilizaron dos métodos complementarios: el anillamiento científico y la observación directa. Se estableció una frecuencia de visitas semanal, aunque debido a diversas causas no existen datos de anillamiento en los meses de junio y julio, así como tampoco datos de observación en la primera quincena de enero, la segunda de febrero, la segunda de mayo y el mes de diciembre.

El anillamiento científico fue la principal herramienta empleada en este trabajo. Durante el periodo de estudio se efectuaron 74 jornadas de campo. En cada muestreo se utilizó una media de 40 metros ($39,7 \pm 13,1$) lineales de red japonesa y 10 cepos-malla durante unas 5 horas ($4,9 \pm 2,6$). Las variables tomadas en cada jornada fueron: fecha, meteorología, número de metros de red, número de cepos-malla y número de horas de funcionamiento de los métodos de capturas. Cada ave capturada fue identificada, marcada, sexada, datada, pesada y se le tomaron las medidas biométricas habituales (Ceballos, 1984; Perrins, 1987; Svensson, 1992). Para el análisis de los datos de anillamiento, en primer lugar se normalizaron estos datos calculando, para cada muestreo y cada especie, el número de aves capturadas por hora y metro de red. Posteriormente, estos valores fueron agrupados en quincenas calculando la media aritmética (\pm desviación estándar) de los muestreos correspondientes, independientemente del año.

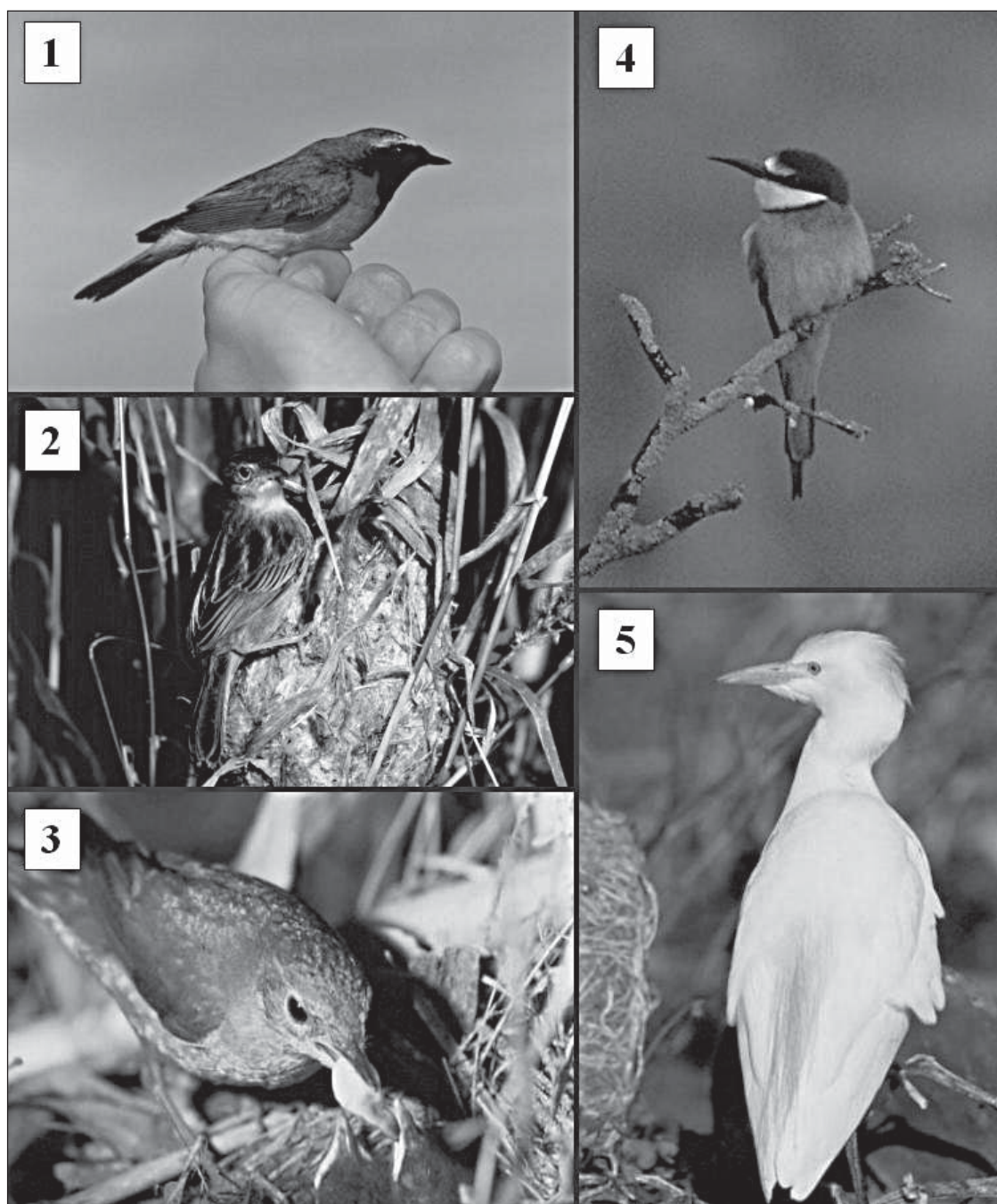


Figura 3. Ejemplo de algunas aves observables en los huertos: **1.** Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus*, especie catalogada como vulnerable en el Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía. **2.** Buitrón *Cisticola juncidis*, especie residente representativa de las zonas cultivadas. **3.** Ruiseñor Común *Luscinia megarhynchos*, especie estival que anuncia el comienzo de la primavera con su potente y melodioso canto. **4.** Abejaruco Común *Merops apiaster*, una de las aves más vistosas presente durante ambos pasos migratorios. **5.** Garcilla Bueyera *Bubulcus ibis*, conocida popularmente como “resnero”, se concentra cada invierno en pequeñas bandadas. (Fotografías: José A. Gil).

Como complemento al anillamiento se realizaron un total de 84 censos del área de estudio, en los que se anotaron todas las especies detectadas haciendo uso de este ecosistema. Para ello se recorrió un itinerario que cubría los tres hábitats del área de estudio, empleando unos prismáticos Busnell 8x40 para la detección e identificación de las aves. En este trabajo sólo se emplean los valores de presencia o ausencia de cada especie observada.

Además, la información obtenida se ha completado con datos existentes en bibliografía (GOES, 1992 y 1996; Parejo y Sáez, 1995; Barros y Ríos, 2002) y con observaciones personales de otros huertos de similares características.

RESULTADOS

Atendiendo a los datos de anillamiento, durante las 74 jornadas de campo fueron capturadas 1.370 aves de 47 especies diferentes, 1.144 de las cuales corresponden a aves anilladas y 226 a aves recapturadas (ver detalles en Anexo I; figura 3). El máximo número de capturas se efectuó en la 1ª quincena de octubre (media = 0,22 aves/metro y hora; máximo = 0,55 aves/metro y hora), correspondiente con la migración postnupcial, y en la 2ª de diciembre (media = 0,23 aves/metro y hora; máximo = 0,35 aves/metro y hora), correspondiente con la invernada. En cuanto a la riqueza específica o número de especies, el máximo lo encontramos durante la migración postnupcial, en la 2ª quincena de septiembre y la 2ª de octubre con 24 y 25 especies respectivamente. En la migración prenupcial destaca la 2ª quincena de marzo con 17 especies y en invernada la 2ª quincena de diciembre con 14 especies. Por órdenes, más del 93% de las especies pertenecen al orden de los Paseriformes, dentro del cual destacan dos familias, Turdinae con 9 especies y Sylviidae con 17 especies. La especie con un mayor índice de captura fue, con diferencia, el mosquitero común *Phylloscopus collybita*, seguida del gorrión común *Passer domesticus*, el petirrojo *Erithacus rubecula*, el verdicillo *Serinus serinus*, el carricero común *Acrocephalus scirpaceus*, la curruca capirota *Sylvia atricapilla*, el jilguero *Carduelis carduelis*, el buitrón *Cisticola juncidis*, la curruca cabecinegra *Sylvia melanocephala*, el bisbita común *Anthus pratensis* y el ruiseñor bastardo *Cettia cetti*, por este orden. Así mismo, se capturaron, aunque generalmente en escaso número, algunas especies de excepcional interés debido a su grado de protección, como son el torcecuello *Jynx torquilla*, el colirrojo real *Phoenicurus phoenicurus*, el zarcero pálido *Hippolais pallida*, la curruca tomillera *Sylvia conspicillata* y la curruca zarcera *Sylvia communis*.

Paralelamente, utilizando los datos de presencia o ausencia de todas las especies de aves observadas, haciendo uso de la zona de estudio, hemos completado la información obtenida con el anillamiento (ver detalles en Anexo I). Para ello se efectuaron un total de 84 jornadas de campo. El número total de especies detectadas asciende a 75, de las cuales 22 pertenecen al orden No Paseriformes, y 53 al orden Paseriformes, lo que supone un aumento con respecto a los valores obtenidos mediante el anillamiento de 19 y 9 especies respectivamente. Por periodos (figura 4: gráfica superior izquierda), los máximos valores de riqueza específica se obtienen durante las migraciones prenupcial, 29 especies en la 2ª quincena de marzo, y postnupcial, 31 especies en la 2ª quincena de octubre. En la invernada y durante la época de reproducción es cuando estos valores son menores. Entre las especies observadas podemos destacar, por su abundancia, la garcilla bueyera *Bubulcus ibis*, el mochuelo europeo *Athene noctua*, la lechuza común *Tyto alba*, el avión común *Delichon urbica*, el vencejo pálido *Apus pallidus* o el abejaruco común *Merops apiaster*, y por su grado de amenaza, el avetorillo común *Ixobrychus minutus*, el halcón peregrino *Falco peregrinus*, el archibebe común *Tringa totanus*, el chotacabras sp. *Caprimulgus sp.* o el martín pescador *Alcedo atthis*.

Además, datos obtenidos en otros huertos de similares características, mediante observaciones personales o en bibliografía, indican que el número potencial de especies que utilizan los huertos en algún momento de su ciclo vital, con mención destacada de los periodos migratorios, es mucho mayor, rondando las 100 especies. Algunas de estas especies son la

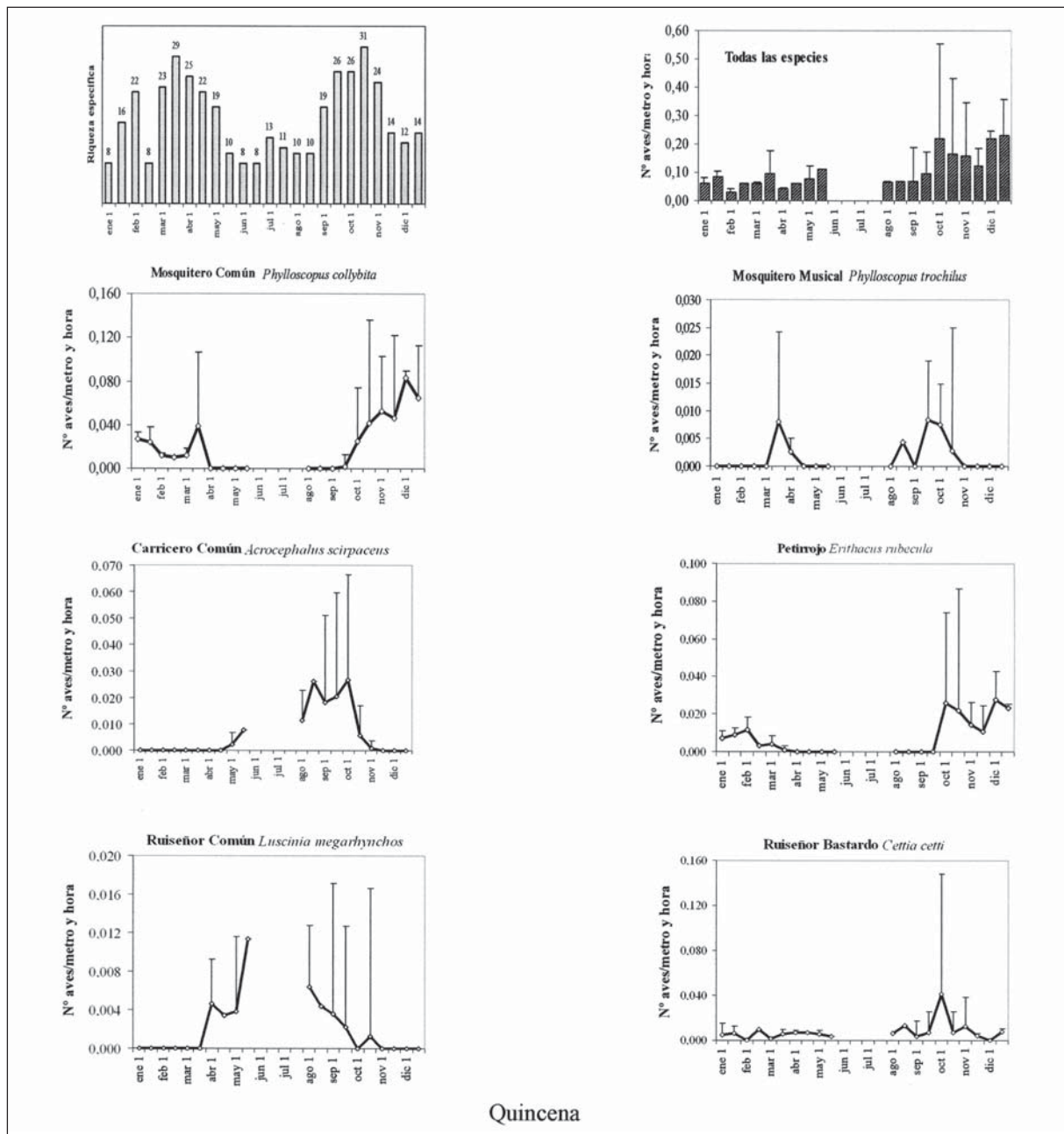


Figura 4. Riqueza específica y fenología quincenal de aves en el huerto Manilva. Gráfica superior izquierda: número de especies detectadas incluyendo datos de observación y anillamiento. Gráfica superior derecha: fenología obtenida para el total de las especies capturadas (columna = número medio de aves/metro de red y hora; barra = máximo número de aves/metro de red y hora). Las seis gráficas restantes muestran la fenología obtenida para algunas de las especies más representativas: mosquitero común *Phylloscopus collybita*, migrador e invernante; mosquitero musical *Phylloscopus trochilus*, migrador típico; carricero común *Acrocephalus scirpaceus*, migrador; petirrojo *Erithacus rubecula*, migrador e invernante; ruiseñor común *Luscinia megarhynchos*, migrador y nidificante; ruiseñor bastardo *Cettia cetti*, residente. (línea = número medio de aves/metro de red y hora; barra = máximo número de aves/metro de red y hora).

cogujada común *Galerida cristata*, la alondra común *Alauda arvensis*, la collalba gris *Oenanthe oenanthe*, la cotorra de kramer *Psittacula krameri*, la collalba rubia *Oenanthe hispanica*, el críalo europeo *Clamator glandarius*, el cuco común *Cuculus canorus*, el estornino pinto *Sturnus vulgaris*, el vencejo real *Apus melba*, el pinzón real *Fringilla montifringilla*, la terrera común *Calandrella brachydactyla*, el gorrión moruno *Passer hispaniolensis*, aunque podemos destacar, por su interés para la conservación, la garza imperial *Ardea purpurea*, el aguilucho lagunero occidental *Circus aeruginosus*, la golondrina dáurica *Hirundo daurica*, el alcaraván común *Burhinus oedicephalus*, el alzacola *Cercotrichas galactotes*, la avefría europea *Vanellus vanellus*, el chorlito chico *Charadrius dubius* y la carraca *Coracias garrulus*.

En cuanto al patrón fenológico obtenido mediante el anillamiento a través del índice de capturas, vemos que, teniendo en cuenta todas las especies (figura 4: gráfica superior derecha), la migración postnupcial aparece como el periodo de máxima abundancia en los huertos, al igual que ocurre con la riqueza específica. Destaca la 1ª quincena de octubre con un máximo de más de 0,5 aves/metro y hora. El segundo periodo en importancia es la invernada donde los valores medios son algo menores y los máximos descienden notablemente, con la excepción de la 2ª quincena de diciembre que alcanza 0,23 aves/metro y hora y 0,36 aves/metro y hora de media y de máximo respectivamente. Durante la migración prenupcial y el periodo reproductor los valores obtenidos apenas superan las 0,1 aves/metro y hora de media, notándose un ligero aumento durante la 2ª quincena de marzo correspondiente al pico del paso prenupcial.

Como ejemplo de especies concretas, hemos elegido seis de las más abundantes y que presentan distintos comportamientos fenológicos (ver figura 4). El mosquitero común *Phylloscopus collybita* sólo está presente entre septiembre y abril, comportándose como un migrador e invernante regular y abundante. La migración postnupcial parece transcurrir entre octubre y noviembre con el máximo en la 2ª quincena de octubre, mientras que la migración prenupcial, menos notable, se concentra en la 2ª quincena de marzo. El mosquitero musical *Phylloscopus trochilus* aparece exclusivamente durante los pasos migratorios, patrón que se corresponde con un migrador típico poco abundante. Ambos pasos son similares en importancia, el otoñal transcurre principalmente en septiembre y octubre, mientras que el paso primaveral lo hace, sobre todo, en la 2ª quincena de marzo. El carricero común *Acrocephalus scirpaceus* sólo se detecta entre mayo y la 1ª quincena de noviembre, siendo una especie migradora, aunque existen poblaciones reproductoras relativamente cerca de la zona de estudio y es posible que se haya reproducido en ella, aunque no se pudo comprobar. La migración prenupcial es poco notable y se da principalmente en mayo, en contraposición a la migración postnupcial que alcanza valores elevados entre la 2ª quincena de agosto y la 1ª de octubre, con medias y máximos en torno a 0,025 aves/metro y hora y 0,06 aves/metro y hora respectivamente. El petirrojo *Erithacus rubecula*, se comporta en los huertos como migrador e invernante, no estando presente entre abril y septiembre. La mayor abundancia se obtiene durante el mes de octubre, el paso postnupcial, con casi 0,03 aves/metro y hora de media y 0,08 aves/metro y hora de máximo. El ruiseñor común *Luscinia megarhynchos*, se detecta entre abril y octubre por lo que se considera una especie migradora y nidificante. La máxima abundancia se obtiene durante la migración postnupcial, en septiembre y octubre con 0,016 aves/metro y hora. Sin embargo, el valor medio más alto se dio en la 2ª quincena de mayo con casi 0,012 aves/metro y hora, periodo que parece corresponder con la época reproductora. Por último, el ruiseñor bastardo *Cettia cetti* está presente durante todo el año siendo una especie residente en la zona de estudio. Aún así, se detecta un pico de abundancia en la 1ª quincena de octubre, con una media de 0,04 aves/metro y hora y un máximo de 0,15 aves/metro y hora, que parece deberse a la migración postnupcial.

DISCUSIÓN

En general, el número de especies detectadas, tanto con la observación como mediante el anillamiento, es bastante elevado. Comparando nuestros datos con un estudio realizado en un hábitat similar, como son los cañaverales del sureste español (Paracuellos, 1997), el número de Paseriformes encontrado en época reproductora es idéntico, 17 especies. Sin embargo, durante el invierno este número es mayor en nuestra parcela de estudio, 23 especies frente a 14 especies. En relación a otros hábitats del Campo de Gibraltar, las 19 especies de Paseriformes encontradas en periodo reproductor sólo son superadas por los pastizales de las sierras prelitorales con 24 especies, superando a zonas como el alcornocal y el quejigal costero, con 14 y 16 especies respectivamente (Benítez 1996). Si tenemos en cuenta la primavera y el verano, periodo que incluye la migración prenupcial y la reproducción, las 49 especies detectadas durante este estudio, supera a las zonas de matorral (28 especies) y queda bastante cerca de hábitats tan importantes como los bosques de alcornocales y quejigos (56 especies) o las riberas fluviales (64 especies), (Buenestado, 1998). Del mismo modo, durante todo el ciclo anual completo se han detectado un total de 53 especies de Paseriformes y 22 de No Paseriformes, valores que destacan sobre otros hábitats naturales de origen antrópico como las plantaciones de naranjos (45 especies de Paseriformes y 23 especies de No Paseriformes), los eucaliptales (27 especies de Paseriformes y 11 especies de No Paseriformes) o los jardines (22 especies de Paseriformes y seis especies de No Paseriformes), (Emberley, 1998). Además de esto, hemos de tener en cuenta la presencia en otros huertos del Campo de Gibraltar de especies no detectadas en la zona de estudio, lo que aumenta aún más la diversidad de estos hábitats.

En cuanto a patrón fenológico de la riqueza específica, tal y como se esperaba, el mayor número de especies aparece durante los pasos migratorios debido a la presencia de especies típicamente migradoras que permanecen durante poco tiempo en la zona y que, ni se reproducen ni se quedan a invernar (Cortes 1980; Finlayson, 1992). Además, también era esperable la dominancia del orden Paseriformes en el porcentaje de especies detectadas debido a su abundancia y a que la utilización de redes japonesas favorece su captura. No obstante, el porcentaje de especies No Paseriformes aumentó al considerar los datos de observación.

Por otro lado, el análisis de las capturas efectuadas para el anillamiento, muestra una mayor abundancia del número de aves durante la migración postnupcial como corresponde al Estrecho de Gibraltar (p.e. Cortes, 1980; Tellería, 1981; Finlayson, 1992; Barros y Ríos, 2002). Del mismo modo, la invernada adquiere también una especial importancia ya que el sur de la península Ibérica es muy utilizado por infinidad de especies migradoras presaharianas o parciales debido a que el clima, más benigno, proporciona una gran abundancia de alimento. La migración prenupcial es menos detectable, debido a que las aves se concentran en el norte de África antes de cruzar el estrecho de Gibraltar para continuar su rápido viaje hacia los lugares de cría (p.e. Finlayson, 1992). Si nos detenemos en el patrón fenológico de algunas de las especies más abundantes, observamos que no difieren a los encontrados por otros autores (p.e. Tellería *et al.* 1999; Barros y Ríos, 2002). Podemos destacar algunos detalles como por ejemplo, en el ruiseñor bastardo *Cettia cetti*, cuyas poblaciones locales son fundamentalmente residentes, aparece un notable pico durante la migración postnupcial, en la 1ª quincena de octubre, que se debe a la llegada de individuos procedentes de poblaciones migradoras de latitudes más septentrionales. Algo similar le ocurre al petirrojo *Erithacus rubecula*, con la diferencia de que esta especie no se reproduce en los huertos, aunque si lo hace en los bosques cercanos. En relación a esta parte del trabajo desarrollado, podemos decir que el anillamiento científico de aves silvestres se muestra como una herramienta muy útil y efectiva para el estudio de la comunidad de aves Paseriformes, tanto para la detección de especies como para el análisis de la fenología y muchos otros aspectos de comportamiento y ecología de estas especies.

Todo esto demuestra la importancia que los huertos linenses poseen para las aves, y por extensión los huertos del Campo de Gibraltar, especialmente para las especies del orden de los Paseriformes y durante las épocas de migración.

Sin embargo, la búsqueda, por parte de las nuevas generaciones, de otras fuentes de mayores ingresos económicos, ha dado lugar al progresivo abandono de los huertos, siendo ésta la principal causa de desaparición de unos reducidos y fragmentados, pero valiosos ecosistemas. Esto ha originado un avance incontrolado de edificaciones en el término municipal linense, expansión que, en el caso que nos ocupa, se agravó especialmente debido al proceso urbanizador ilegal existente años atrás. Además, ha favorecido la introducción de una agricultura punta, renovada y capitalizada, a base de invernaderos, para hortalizas y flores con mayores rendimientos. De esta forma, se está perdiendo un paisaje que forma parte de la historia de La Línea de la Concepción y que, hasta hace muy poco tiempo, supuso un importante medio de vida para sus habitantes. Como ya se ha comentado, la principal importancia ornitológica de estos espacios seminaturales radica en su estratégica localización geográfica, ya que al estar situados al sur de la provincia de Cádiz y, por tanto, en plena ruta migratoria de las aves que atraviesan el estrecho de Gibraltar, constituyen una importante zona de alimentación y descanso para muchas especies de estas aves, así como para las residentes, principalmente aquellas pertenecientes al orden de los passeriformes. Asimismo, el elevado número de especies observadas, anilladas y controladas en un espacio tan reducido y colindante a un casco urbano, denota la importancia de conservar estos ignorados ecosistemas que, desgraciadamente, tienden a desaparecer, principalmente debido al abandono de las prácticas agrícolas y a la continua expansión del casco urbano de la población de La Línea de la Concepción.

BIBLIOGRAFÍA

- BARROS, D. y RÍOS, D. 2002. *Guía de Aves del Estrecho de Gibraltar. Parque Natural "Los Alcornocales" y Comarca de "La Janda"*. Ed. Orni Tour. La Línea, Cádiz.
- BENÍTEZ, A. 1996. Análisis de las comunidades del orden Paseriformes en las sierras preitorales del Estrecho de Gibraltar. Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar. *Almoraima* 15: 155-162.
- BUENESTADO, F. 1998. La comunidad de aves de la cuenca alta del río Hozgarganta (Cádiz). Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar. *Almoraima* 19: 271-276.
- CEBALLOS, P. et al. 1984. *Manual del Anillador*. Madrid. I.CO.NA.
- CORTÉS, J. E., FINLAYSON, J. C., MOSQUERA, M. A. y GARCIA, E. F. J. 1980. *The Birds of Gibraltar*. Gibraltar Bookshop.
- EMBERLEY, E. 1998. Análisis comparativo de la ornitocenosis del naranjal en el Campo de Gibraltar'. *Almoraima* 19: 95-101. Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar.
- FINLAYSON, C.D. 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. T. y A.D. Poyser, Londres.
- G.O.ES. (Grupo Ornitológico del Estrecho), 1992. Boletín Ornitológico *Milvus* nº 3: Monográfico Guadacorte. Tarifa. Guadacorte, S.A.
- G.O.ES. (Grupo Ornitológico del Estrecho), 1996. Boletín Ornitológico *Milvus* nº 5: Anillamiento Científico de Aves en el Campo de Gibraltar. Málaga. Puerto Bahía de Algeciras.
- LANDRES, P. B.; VERNER, J. Y THOMAS, J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2(4): 316-328.
- LÓPEZ, G. 1982. *La guía de Incafo de los Árboles y Arbustos de la Península Ibérica*. Ediciones Incafo. Madrid.
- MONTES, C. 1995. La gestión de los humedales protegidos: conservación vs confusión. En: *El Agua*. Monografías Revista El Campo. Banco Bilbao Vizcaya.
- MORRISON, M. L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. En R. F. Johnston (De.): *Current Ornithology III*, pp. 429-451. Plenum Press. Nueva York.
- PARACUELLOS, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de Paseriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola* 44(1): 105-108.
- PAREJO, E. L. y SÁEZ, O., 1995. *Estudio Ornitológico del Campo de Gibraltar y Ceuta*. Algeciras. Instituto de Estudios Campogibraltares. Mancomunidad de Municipios del Campo de Gibraltar.
- PERRINS, C. 1987. *Nueva Generación de Guías: Aves de España y de Europa*. Barcelona. Ediciones Omega.
- SANTOS, C. P. 1996. O abandono dos campos agrícolas e suas implicações nas comunidades de aves nidificantes. *Ciência y Naturaleza*, 2: 95-102.
- SVENSSON, L. 1992. *Guía para la identificación de los Paseriformes Europeos*. Madrid. Sociedad Española de Ornitología.
- TELLERÍA, J. L. 1981. La migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar. Volumen II: Aves no planeadoras. Universidad Complutense de Madrid. 491 pp.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. Y DÍAZ, M. 1999. *Aves Ibéricas II: Paseriformes*. J. M. Reyero Editor, Madrid.
- TORNAY, F. 1982. Evocando el pasado de la agricultura y floricultura en La Línea de la Concepción y un cuento de Mark-Twain. Diario Área, 22 de diciembre. La Línea.
- TORNAY, F. 1995. Historia de los huertos. Diario Europa Sur, 5 de marzo. La Línea.
- VERNER, J.; MORRISON, M. L. Y RALPH, C. J. (Eds.) 1986. *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press. Madison.

OTRA BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

- ALAMANY, O. 1998. *Fotografiar la Naturaleza*. Barcelona. Editorial Planeta.
- CEBALLOS, J. & GUIMERÁ, V. M. 1992. *Guía de las Aves de Jerez y de la provincia de Cádiz*. Ayuntamiento de Jerez. B.U.C.
- COCA, M. 1996. *Árboles, Arbustos y Matas del Parque Natural de los Alcornocales*. Algeciras. Junta Rectora del Parque Natural Los Alcornocales.
- GONZÁLEZ, J. 2003. *El Zabal y su Despensa*. La Línea de la Concepción.
- HUERTA, A. & RODRÍGUEZ, J. L. 1993. *S.o.s. por la fauna española*. Madrid. Ediciones Aldaba.
- MORRIS, A. 1998. *The Art of Bird Photography*. New York. Amphoto Books.
- NATIONAL GEOGRAPHIC SOCIETY. 1991. *El Naturalista Curioso*. Navarra. Publicaciones RBA.

Anexo I.

Listado de las especies detectadas en la zona de estudio. Fondo gris = especie detectada mediante observación. En las especies capturadas para el anillamiento se muestra el número medio de aves por metro de red y hora. (* = quincenas sin datos de anillamiento; ** = quincenas sin datos de observación).

Familia	Especie	Nombre común	Quincena													
			ene 1**	ene 2	feb 1	feb 2**	mar 1	mar 2	abr 1	abr 2	may 1	may 2**	jun 1*	jun 2*		
PODICIPEDIDAE	<i>Tachyopsis ruficollis</i>	Zampolín Común														
ARDEIDAE	<i>Icthyophaga minima</i>	Avetero Común														
	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza Boyera														
ACCIPITRIDAE	<i>Ardea cinerea</i>	Garza Real														
	<i>Accipiter nisus</i>	Gavilán Común														
	<i>Hieraeetus pennatus</i>	Aguilucho Calzada														
FALCONIDAE	<i>Falco tinnunculus</i>	Cernicabo Vulgar														
	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón Peregrino														
PHALANIDAE	<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz Común														
RECURVIROSTRIDAE	<i>Himantopus himantopus</i>	Cigüeñuela														
CHARADRIIDAE	<i>Charadrius hiaticula</i>	Chorlizo Grande														
SCOLOPACIDAE	<i>Tringa totanus</i>	Archibebe Común														
	<i>Larus cachinnans</i>	Gaviota Patamarilla														
TYTONIDAE	<i>Tyto alba</i>	Lechuza Común														
STRIGIDAE	<i>Athene noctua</i>	Mochuelo Europeo														
CAPRIMULGIDAE	<i>Caprimulgus ruficollis europaeus</i>	Chotacabras Pardo Gris														
APODIDAE	<i>Apus apus</i>	Vencejo Común														
	<i>Apus apus pallidus</i>	Vencejo Común Pálido														
ALCEDINIDAE	<i>Alcedo atthis</i>	Martin Pescador														
MEROPIDAE	<i>Merops apiaster</i>	Abejaruco Común														
UPUPIDAE	<i>Upupa epops</i>	Abubilla														
PICIDAE	<i>Jynx torquilla</i>	Torececuello														
HIRUNDINIDAE	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Común					0,0023	0,001				0,0185	0,0038			
	<i>Delichon urbica</i>	Avión Común														
MOTACILLIDAE	<i>Anthus trivialis</i>	Biblia Arbóreo														
	<i>Anthus pratensis</i>	Biblia Común	0,0035	0,0025				0,001								
	<i>Motacilla alba</i>	Lavandera Boyera						0,0051								
	<i>Motacilla cinerea</i>	Lavandera Cascañosa														
	<i>Motacilla alba</i>	Lavandera Blanca														
PRUNALLIDAE	<i>Prunella montanana</i>	Acentor Común														
TURDIDAE	<i>Erdiacus rubecula</i>	Petirrojo	0,0073	0,0091	0,0116	0,0033	0,0042	0,001								
	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Ruisenor Común								0,0046	0,0035	0,0038	0,0114			
	<i>Luscinia svecica</i>	Pechiazul														
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Colirrojo Tizón														
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Colirrojo Real						0,0008								
	<i>Saxicola rubetra</i>	Tarabilla Nortina														
	<i>Saxicola torquatus</i>	Tarabilla Común														
	<i>Monticola solitarius</i>	Roquero Solitario														
	<i>Turdus merula</i>	Mirlo Común		0,0013		0,0033		0,0018	0,0046							
	<i>Turdus philomelos</i>	Zorzal Común			0,0023	0,0033										
SYLVIIDAE	<i>Cecropis cetti</i>	Ruisenor Bastardo	0,0051	0,0063		0,01	0,0014	0,0052	0,0072	0,0069	0,0052	0,0038				
	<i>Cecropis juncidis</i>	Buitón	0,0048					0,002		0,0035	0,0019	0,0038				
	<i>Luscinia naevia</i>	Buscadora Pintoja														
	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Carriquerío Común						0,002	0,0046							
	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Carriquerío Común									0,0023	0,0076				
	<i>Hippoboscus pallida</i>	Zarzero Pálido														
	<i>Hippoboscus polyglottus</i>	Zarzero Común									0,0062	0,0303				
	<i>Sylvia undata</i>	Curruca Rabiburga														
	<i>Sylvia conspicillata</i>	Curruca Tomillera														
	<i>Sylvia melanocephala</i>	Curruca Cabece Negra	0,0044	0,0101	0,0023	0,0133	0,0028	0,0038	0,0026	0,0035	0,0019	0,0189				
	<i>Sylvia communis</i>	Curruca Zarcera								0,0035						
	<i>Sylvia borin</i>	Curruca Mosquera								0,0069						
	<i>Sylvia aricapilla</i>	Curruca Caprotida		0,0013	0,0023	0,01	0,0116	0,0158	0,0046							
	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Mosquitero Papiaño						0,001								
	<i>Phylloscopus collybita</i>	Mosquitero Común	0,027	0,0245	0,0116	0,01	0,012	0,0384								
	<i>Phylloscopus brehmii</i>	Mosquitero Ibérico														
	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Mosquitero Musical						0,0081	0,0026							
	<i>Phylloscopus sp.</i>	Mosquitero sp.														
MUSCICAPIDAE	<i>Muscicapa striata</i>	Papamoscas Gris														
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Papamoscas Cerrojillo							0,0026		0,001					
PARIDAE	<i>Parus caeruleus</i>	Herretero Común														
	<i>Parus major</i>	Carbonero Común														
REMIZIDAE	<i>Remiz pendulinus</i>	Pájaro Moscón														
LANIIDAE	<i>Lanius senator</i>	Akandón Común						0,0008		0,0035						
STURNIDAE	<i>Sturnus unicolor</i>	Estornino Negro														
PASSERIDAE	<i>Passer domesticus</i>	Gorrion Común		0,0083			0,0079	0,004	0,0077	0,0278	0,0345	0,0114				
ESTRIDIDAE	<i>Estrilda astrild</i>	Pico de Coral														
	<i>Ammodramus ammodramus</i>	Bengal Rojo					0,0014									
FRINGILLIDAE	<i>Fringilla coelebs</i>	Pinzón Vulgar		0,0013			0,0111									
	<i>Serinus serinus</i>	Ventecillo														
	<i>Carduelis chloris</i>	Ventecillo Común								0,0035						
	<i>Carduelis carduelis</i>	Jilguero	0,0093	0,0205		0,01	0,0065	0,004				0,0038				
	<i>Carduelis spinus</i>	Ligano														
	<i>Carduelis cannabina</i>	Partillo Común	0,0013													
EMBERIZIDAE	<i>Miliaria calandra</i>	Triguero														

Continúa en página siguiente.

Anexo I. Continuación.

Familia	Especie	Nombre común	Quincena														
			jul 1*	jul 2*	ago 1	ago 2	sep 1	sep 2	oct 1	oct 2	nov 1	nov 2	dic 1**	dic 2**			
PODICIPEDIDAE	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Zampullín Común															
ARDEIDAE	<i>Icthyophaga minor</i>	Avetero Común															
	<i>Bubulcus ibis</i>	García Boyera															
ACCIPTRIDAE	<i>Ardea cinerea</i>	Garza Real															
	<i>Accipiter nisus</i>	Gavilán Común															
FALCONIDAE	<i>Hieraaetus pennatus</i>	Águila Calzada															
	<i>Falco tinnunculus</i>	Cernicabo Vulgar															
PHASIANIDAE	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón Peregrino															
	<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz Común															
RECURVIROSTRIDAE	<i>Himantopus himantopus</i>	Cigüeñuelo															
CHARADRIIDAE	<i>Charadrius hiaticula</i>	Chorlizo Grande															
SCOLOPACIDAE	<i>Tringa totanus</i>	Archibebe Común															
LARIDAE	<i>Larus cachinnans</i>	Gaviota Patimariña															
TYTONIDAE	<i>Tyto alba</i>	Lechuza Común															
STRIGIDAE	<i>Athene noctua</i>	Mochuelo Europeo															
CAPRIMULGIDAE	<i>Caprimulgus ruficollis europaeus</i>	Chotacabras Pardo Gris															
APODIDAE	<i>Apus apus</i>	Vencejo Común															
ALCEDINIDAE	<i>Alcedo atthis</i>	Marín Pescador															
	<i>Merops apiaster</i>	Abejaruco Común															
UPUPIDAE	<i>Upupa epops</i>	Abubilla															
PICIDAE	<i>Jynx nyctalis</i>	Torcecuello															
HIRUNDINIDAE	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Común															
MOTACILLIDAE	<i>Delichon urbica</i>	Avión Común															
	<i>Anthus trivialis</i>	Bebión Arbóreo															
MOTACILLIDAE	<i>Anthus pratensis</i>	Bebión Común															
	<i>Monticola leuca</i>	Lavandera Boyera															
PRUNALLIDAE	<i>Monticola cinerea</i>	Lavandera Cascadeña															
	<i>Monticola alba</i>	Lavandera Blanca															
TURDIDAE	<i>Prunella monticola</i>	Acenore Común															
TURDIDAE	<i>Erithacus rubecula</i>	Petrotejo															
	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Ruisenor Común															
TURDIDAE	<i>Luscinia svecica</i>	Pechiazul															
	<i>Phoenicurus ochinurus</i>	Colirrojo Tizón															
TURDIDAE	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Colirrojo Real															
	<i>Saxicola rubra</i>	Tarabilla Norteña															
TURDIDAE	<i>Saxicola torquata</i>	Tarabilla Común															
	<i>Monticola solitarius</i>	Roquero Solitario															
TURDIDAE	<i>Turdus merula</i>	Mirlo Común															
	<i>Turdus philomelos</i>	Zorzal Común															
SYLVIIDAE	<i>Certhia celtica</i>	Ruisenor Bastardo															
	<i>Catops velox</i>	Buitón															
SYLVIIDAE	<i>Locustella naevia</i>	Buscarla Pintaja															
	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Carreirín Común															
SYLVIIDAE	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Carreirero Común															
	<i>Hippoboscus pallidus</i>	Zarzero Pálido															
SYLVIIDAE	<i>Hippoboscus polyglottus</i>	Zarzero Común															
	<i>Sylvia undata</i>	Curruca Rabalarga															
SYLVIIDAE	<i>Sylvia conspicillata</i>	Curruca Tomillera															
	<i>Sylvia melanocephala</i>	Curruca Cabecinegra															
SYLVIIDAE	<i>Sylvia communis</i>	Curruca Zarcera															
	<i>Sylvia borin</i>	Curruca Mosquera															
SYLVIIDAE	<i>Sylvia aricapilla</i>	Curruca Capirota															
	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Mosquitero Papalbo															
SYLVIIDAE	<i>Phylloscopus collybita</i>	Mosquitero Común															
	<i>Phylloscopus brehmii</i>	Mosquitero Ibérico															
SYLVIIDAE	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Mosquitero Musical															
	<i>Phylloscopus sp.</i>	Mosquitero sp.															
MUSCIPIDAE	<i>Muscipora striata</i>	Papamoscas Gris															
PARIDAE	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Papamoscas Cerrojillo															
	<i>Parus caeruleus</i>	Herrerito Común															
REMIZIDAE	<i>Remiz pendulinus</i>	Carbonero Común															
LANIIDAE	<i>Lanius senex</i>	Pájaro Moscón															
STURNIDAE	<i>Sturnus unicolor</i>	Akandón Común															
PASSERIDAE	<i>Passer domesticus</i>	Estornino Negro															
ESTRILIDAE	<i>Estrelita asiática</i>	Gomión Común															
ESTRILIDAE	<i>Ammodramus ammodramus</i>	Pico de Coral															
	<i>Fringilla coelebs</i>	Bengalí Rojo															
FRINGILLIDAE	<i>Fringilla coelebs</i>	Fringilla Vulgar															
FRINGILLIDAE	<i>Serinus serinus</i>	Vendicabo															
	<i>Carduelis chloris</i>	Vendicabón Común															
FRINGILLIDAE	<i>Carduelis chloris</i>	Alguero															
	<i>Carduelis spinus</i>	Lígano															
EMBERIZIDAE	<i>Carduelis cannabina</i>	Pardillo Común															
	<i>Melospiza calandra</i>	Triguero															

Almoraima, 31, 2004

LA MIGRACIÓN DE AVES MARINAS Y COSTERAS EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR: EL MIGRES-MARINAS

Gonzalo Muñoz Arroyo / David Cuenca Espinosa
Grupo de Estudio de Aves Marinas. Universidad de Cádiz

INTRODUCCIÓN

La migración de las aves marinas es uno de los fenómenos menos conocidos en el campo de la Ornitología. En el estrecho de Gibraltar, única apertura natural del mar Mediterráneo hacia el océano Atlántico, encontramos una situación excepcional para el estudio de este fenómeno. Teniendo en cuenta que la mayor parte de las aves marinas evitan realizar sus migraciones sobre la tierra, el Estrecho constituye la principal vía de migración para las especies de aves marinas que utilizan el mar Mediterráneo en alguna fase de su ciclo vital (Hashmi, 2000). Entre éstas, varias crían en el mar Mediterráneo, principalmente en el sector más occidental, más rico en plancton (Finlayson, 1992). Las poblaciones de algunas de estas especies, como la pardela balear *Puffinus mauretanicus*, la pardela cenicienta *Calonectris diomedea* o el fumarel común *Chlidonias niger* presentan un importante grado de amenaza en todo el mundo (Franco y Rodríguez, 2001).

En este contexto, en el proyecto MIGRES MARINAS dentro del PROGRAMA MIGRES, nos hemos planteado los siguientes objetivos: 1) Poner a punto la metodología apropiada para el estudio de las aves marinas en el estrecho de Gibraltar; 2) evaluar la importancia cualitativa y cuantitativa de la migración de aves marinas en el Estrecho; 3) identificar la problemática de conservación de estas aves en sus migraciones; 4) poner en valor la migración de las aves marinas en el Estrecho.

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

Los resultados que se presentan en esta comunicación corresponden al seguimiento de aves marinas desde observatorios en la costa española del Estrecho, así como al seguimiento de larolímcolas en los parajes naturales de los Lances, Palmones y Guadiaro. A continuación se explican brevemente los métodos empleados.

Seguimiento de aves marinas desde la costa

Las observaciones desde puntos situados en tierra han sido ampliamente empleadas para el seguimiento de las migraciones de las aves marinas y costeras (Berthold, 2001); este método ha sido además el más utilizado hasta el momento en los seguimientos de aves marinas en el estrecho de Gibraltar y en otras zonas del litoral de la península Ibérica y zonas insulares próximas (i.e. Tellería, 1981; Finlayson, 1992; Hashmi, 1996, 2000; SEO Birdlife, 2001). El estrecho de Gibraltar presenta puntos óptimos desde la costa para la observación de las aves marinas, debido a la escasa separación entre las costas española y africana, y a la presencia de accidentes litorales que se adentran notablemente en el mar. Para este proyecto se han elegido tres observatorios: la Isla de las Palomas, Guadalmesí y Punta Europa. No obstante, los resultados que se presentan corresponden al observatorio de la Isla de las Palomas, en Tarifa, donde se ha concentrado la mayor parte del esfuerzo.

Desde estos puntos se han realizado conteos periódicos a lo largo del ciclo anual, con una frecuencia semanal, aumentando dicha frecuencia en los momentos de máximo flujo de migrantes. La duración media de la jornada de censo fue de 4,1 horas (D.E.= 0,77; n=41; rango: 2-6,7 horas), concentradas entre las 05:00 y las 10:00 GTM, hora de mayor flujo de migrantes. En cada hora de censo se realizaron tres secuencias de 10 minutos de observación continua, seguidos de cinco minutos de descanso, y un periodo final de 15 minutos de descanso. Los censos fueron realizados por un equipo de dos observadores: el observador principal, con la ayuda de un telescopio controló una banda lejana, estimada entre 1 y 7km., lo que le permitió controlar el paso de aves alejadas de la costa; simultáneamente, un segundo observador con unos prismáticos se concentró en las aves que pasaron en una banda cercana de la costa (1-2km) y apoyó al primer observador para detectar aves que pasaron a mayor distancia pero a cierta altura. Para cada periodo de observación se anotó el número de individuos observados, la dirección de vuelo, la distancia a la costa y la edad cuando fue posible determinarla, así como la actividad (en vuelo, comiendo o descansando). Además de esto, se registraron las condiciones meteorológicas y de visibilidad.

Seguimiento de larolímcolas en los Parque Natural de los Lances, Palmones y Guadiaro

La metodología más apropiada para el estudio de los movimientos migratorios de las especies de larolímcolas, muchas de las cuales son migradoras típicamente nocturnas, consiste en el control periódico de los individuos sedimentados durante el día en humedales sobre todo costeros (Tellería 1981). En el frente español del estrecho de Gibraltar coexisten tres humedales con las características apropiadas para el seguimiento de este grupo de especies: la playa de los Lances, en la vertiente atlántica occidental del Estrecho; la desembocadura del río Guadiaro, en la vertiente oriental; y la desembocadura del río Palmones, en una situación intermedia dentro de la bahía de Algeciras. Por ello se han realizado censos directos de aves limícolas, así como de gaviotas y charranes, en los tres parajes naturales seleccionados, con una periodicidad semanal durante los periodos migratorios y quincenal durante el resto del año. En cada censo se ha recorrido un itinerario, previamente planificado siempre en el mismo sentido y en el mismo momento del ciclo de marea (Hortas y Pérez-Hurtado 1998).



Figura 1. Localización de los observatorios de aves marinas desde tierra (Isla de las Palomas, Guadalmesí y Punta Europa) y de los tres humedales para el seguimiento de larolímicos (Parque Natural Los Lances, Parque Natural Estuario del río Palmones y Parque Natural Estuario del río Guadiaro).

RESULTADOS

Seguimiento de Aves Marinas

Durante las 54 salidas de campo realizadas desde el observatorio de la Isla de las Palomas entre enero de 2002 y enero de 2003 (302,3 horas de observación), se han avistado un total de 43.843 individuos pertenecientes a 29 especies de aves marinas (tabla 1). Se han excluido de estos resultados los individuos de gaviota patiamarilla *Larus cachinnans*, especie sedentaria en nuestro área de estudio (Finlayson, 1992) y cuyos movimientos estacionales no pueden ser diferenciados de desplazamientos a las áreas de alimentación o entre dormideros (Hashmi, 2000). Por la misma razón hemos excluido los individuos juveniles o inmaduros de *Larus cachinnans* o *L. fuscus*.

A pesar del relativamente elevado número de especies, más del 78% de los avistamientos correspondieron a sólo tres especies: la pardela cenicienta *Calonectris diomedea* (53,6%), la pardela balear *Puffinus mauretanicus* (14,2%) y el alcatraz atlántico *Morus bassanus* (10,3%). Además de éstas, otras cuatro superaron el 1% de los avistamientos: dos especies de Estérnidos, el charrán patinegro *Sterna Sandvicensis* y el fumarel común *Chlidonias niger*, y dos de alcidos, el alca común *Alca torda* y el frailecillo atlántico *Fratercula arctica*.

Especie/Familia	Nombre común	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	ene
PROCELARIDAE														
<i>Calonectris diomedea</i>	Pardela cenicienta		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Puffinus puffinus</i>	Pardela pichoneta				X							X		
<i>Puffinus mauretanicus</i>	Pardela balear	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Puffinus yelkouan</i>	Pardela mediterranea		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	
HYDROBATIDAE														
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Paiño europeo					X	X	X				X	X	
<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Paiño boreal (o de Leach)											X		
SULIDAE														
<i>Morus bassanus</i>	Alcatraz atlántico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PHALACROCORACIDAE														
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Cormorán grande				X								X	X
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Cormorán moñudo				X									
ANATIDAE														
<i>Melanitta nigra</i>	Negrón común		X										X	
STERCORARIIDAE														
<i>Stercorarius pomarinus</i>	Págalo pomarino				X	X				X				
<i>Stercorarius parasiticus</i>	Págalo parásito			X		X		X	X	X		X		
<i>Catharacta skua</i>	Págalo grande		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
LARIDAE														
<i>Larus melanocephalus</i>	Gaviota cabecinegra		X	X				X	X		X	X	X	X
<i>Larus minutus</i>	Gaviota enana													X
<i>Larus ridibundus</i>	Gaviota reidora		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Larus audouinii</i>	Gaviota de audouin		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rissa tridactyla</i>	Gaviota tridáctila													X
<i>Larus sabinii</i>	Gaviota de sabine											X		X
<i>Larus fuscus</i>	Gaviota sombría	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X
STERNIDAE														
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Pagaza piconegra								X					
<i>Sterna bengalensis</i>	Charrán bengalí										X			
<i>Sterna sandvicensis</i>	Charrán patinegro	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sterna hirundo</i>	Charrán común					X					X			
<i>Sterna albifrons</i>	Charrancito					X	X							X
<i>Chlidonias hybridus</i>	Fumarel cariblanco				X				X					X
<i>Chlidonias niger</i>	Fumarel común			X	X	X	X		X	X	X			
ALCIDAE														
<i>Alca torda</i>	Alca común	X		X	X	X					X	X	X	X
<i>Fratercula arctica</i>	Frailecillo atlántico	X	X	X	X	X	X		X			X		X
<i>Uria aalge</i>	Arao común													X

Tabla 1. Tabla de presencia/ausencia de las especies de aves marinas en el estrecho de Gibraltar (enero 2002-enero 2003).

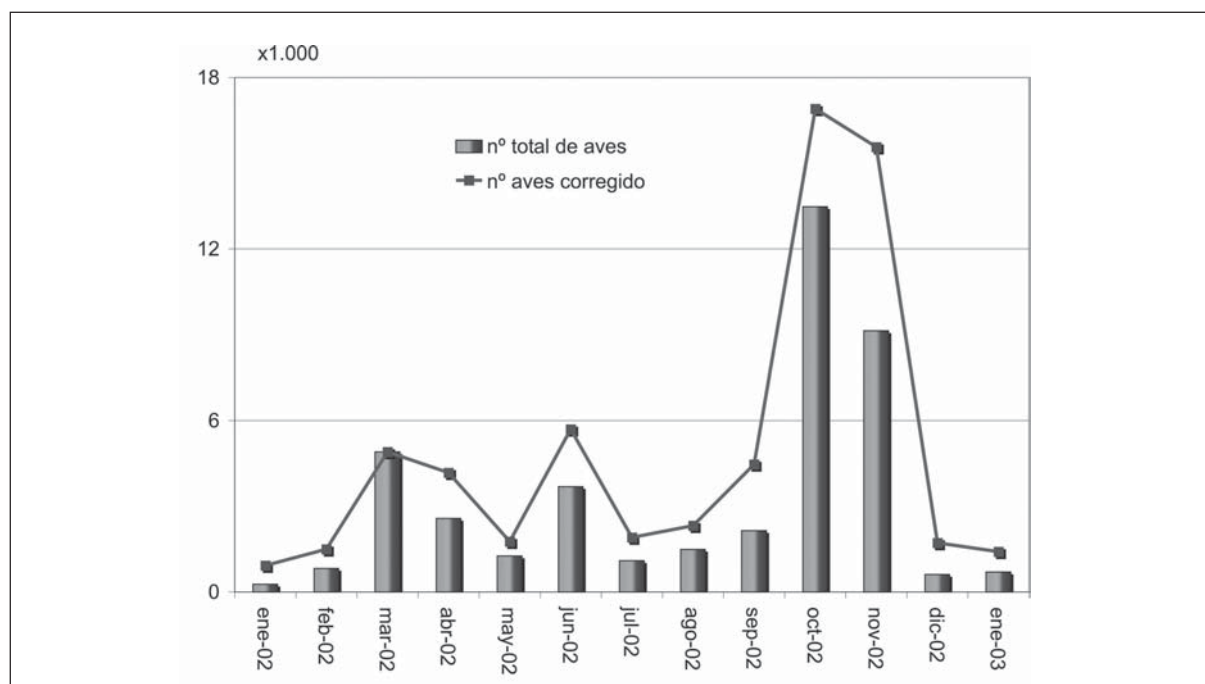


Figura 2. Evolución del número de aves censadas en los distintos meses desde la costa.

El máximo número de aves se observó en los meses de octubre (13.475 aves censadas) y noviembre (9.130 aves) (figura 2). Este pico se correspondió con el paso otoñal, más concentrado entre la segunda semana de octubre y mediados de noviembre. Un segundo pico de menor entidad se observó en primavera, entre marzo y abril, pico que tras disminuir en mayo volvió a observarse en el mes de junio. Este paso primaveral fue más laxo y escalonado, con notables variaciones en el número de aves censadas en los diferentes periodos, con dos picos que superan las 1.000 aves censadas el 26 de marzo y el 1 de junio. Los meses con menos aves correspondieron al invierno (diciembre-febrero) y los meses de verano (julio-agosto), mientras que en septiembre comenzó a observarse de nuevo un ligero incremento.

En cuanto al análisis de las principales especies, en la pardela cenicienta los máximos números de aves y tasas de avistamiento durante 2002 se han observado durante la migración postnupcial entre octubre y noviembre (más de 7.000 y de 9.000 aves censadas, respectivamente; figura 3). Durante este periodo observamos una salida masiva de aves hacia el Atlántico, con tasas medias de avistamiento que alcanzaron las 500 aves/10 min en algunos días.

La entrada al Mediterráneo durante la migración prenupcial fue más escalonada y menos detectable desde la costa española, con tasas de avistamiento notablemente inferiores (20-55 aves/10 min entre finales de marzo y junio). Llama la atención que en este periodo el número máximo de individuos se censó en junio, mes en el que los reproductores ocupan aún las colonias de cría, lo que parece corresponder a una entrada de aves inmaduras y no reproductoras al Mediterráneo. No obstante, el 12 de marzo desde la playa de los Lances observamos un flujo prácticamente continuo durante todo el día de aves entrando al Mediterráneo (media de 236 aves/10 min), por lo que podemos estimar que este día entraron más de 16.000 pardelas cenicientas al Mediterráneo. Este hecho parece indicar que el paso prenupcial de esta especie puede concentrarse en un periodo muy corto de tiempo (Finlayson, 1992), haciendo más difícil su detección.

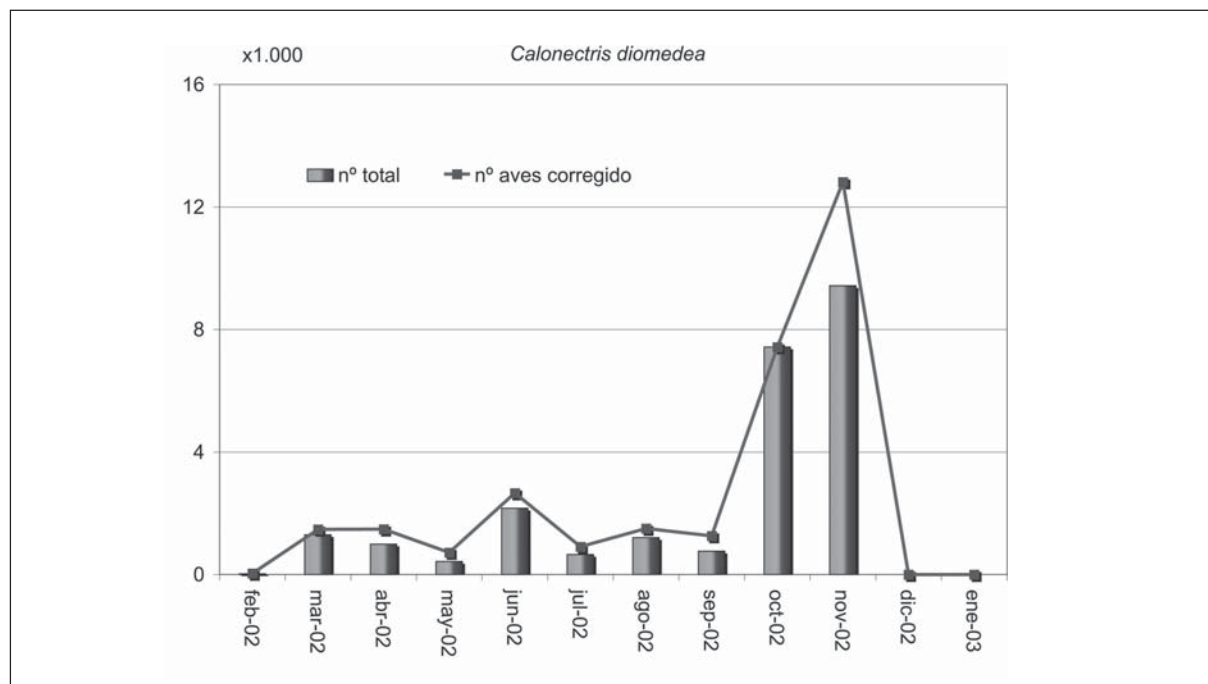


Figura 3. Evolución del número de pardelas cenicientas *Calonectris diomedea* censadas en los distintos meses.

La pardela balear fue observada en el Estrecho en todos los meses con dos picos de abundancia: uno correspondiente a un flujo neto de aves en dirección oeste entre mayo y julio, con máximo de más de 1000 aves en junio, y un segundo pico entre septiembre y noviembre, alcanzando en octubre las 3.122 aves censadas (figura 4), en el que se observó un importante flujo hacia el este (6-20 aves/10 min) pero también un notable flujo de salida hacia el oeste (hasta 13 aves/10 min de media en octubre). Estos movimientos en ambas direcciones parecen indicar una migración postnupcial poco definida, con una salida continua de aves hacia las zonas de muda en el Golfo de Vizcaya y las costas de Bretaña. Para esta especie los censos desde la costa han arrojado resultados bastante precisos de su patrón fenológico durante las migraciones, las cuales se producen muy próximas a la costa en el Estrecho.

Entre las especies noratlánticas, el alcatraz atlántico ha estado presente en aguas del Estrecho durante todo el año, con máximos durante los meses de otoño (más de 800 individuos en octubre y noviembre) y la primavera. Hemos observado un patrón migratorio diferencial entre edades para esta especie, con los adultos llegando a la zona en octubre y predominando entre los meses de noviembre y marzo; estos adultos comenzaron a abandonar el Mediterráneo en enero y lo hacen hasta mayo, no observándose apenas individuos adultos en el Estrecho durante el verano. Los individuos juveniles y subadultos estuvieron presentes todo el año, y mostraron un patrón mucho más irregular con un cierto predominio de salida durante la primavera, y un retorno más temprano que los adultos hacia el Mediterráneo, en el mes de septiembre (figura 5).

En lo relativo a las dos especies de Álcidos presentes regularmente en el Estrecho (alca común y frailecillo atlántico), ambas siguieron un patrón similar, observándose una salida de aves hacia el Atlántico entre febrero y abril, con un pico de abundancia en marzo, y una entrada al Mediterráneo entre noviembre y enero, con un pico en el mes de noviembre, de menor entidad. El alca común fue observada con frecuencia durante los meses de invierno.

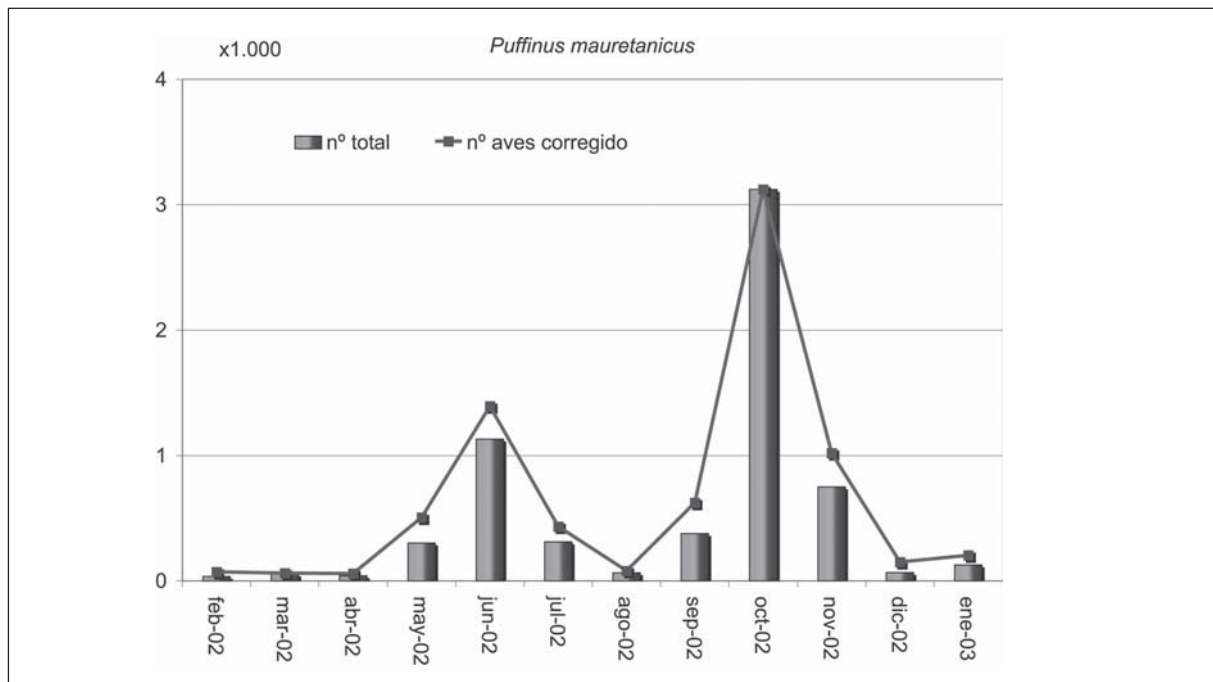


Figura 4. Evolución del número de pardela balear *Puffinus mauretanicus* censadas en los distintos meses.

Guadiaro es el único humedal costero donde la invernada de la agachadiza común *Gallinago gallinago* es regular, actuando también como la mejor zona para el descanso de la gaviota cabecinegra *Larus melanocephalus* en sus migraciones. Por otra parte, dos especies, el chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* y la gaviota de audouin *Larus audouinii* destacan en cuanto a conservación y abundancia. Las playas y humedales del estrecho de Gibraltar, en especial la playa de Los Lances, constituyen una importante zona de migración, invernada y, sobre todo, de cría, para el chorlitejo patinegro, especie que esta catalogada como "en peligro de extinción" en Andalucía (Franco y Rodríguez 2001). También para la gaviota de audouin, Guadiaro y sobre todo Los Lances son zonas muy utilizadas para descansar, principalmente durante las migraciones y la invernada. España alberga el 90% de la población reproductora del mundo de esta especie (Paterson, A. M. 2002) que está catalogada como "en peligro de extinción" en Andalucía, "rara" en España y en "riesgo menor, casi amenazada de extinción" en el mundo (Franco y Rodríguez 2001).

Los resultados obtenidos nos permiten señalar que los métodos ensayados para el seguimiento de la migración de las aves marinas en el estrecho de Gibraltar han resultado exitosos. En este sentido queremos destacar dos aspectos:

- La gran efectividad que ha mostrado el seguimiento de aves marinas desde la Isla de Tarifa o Isla de las Palomas. Este punto, el más meridional de Europa, constituye un saliente que parece desempeñar un importante papel en la ruta de migración de las aves marinas a través del Estrecho, y ofrece unas condiciones idóneas para el seguimiento de este grupo de aves. La gran variedad de especies observadas desde este punto y la abundancia de los avistamientos obtenidos corroboran esta afirmación.
- La idoneidad que han mostrado los esquemas metodológicos planteados para el seguimiento de las especies más relevantes desde el punto de vista de la conservación. Los buenos resultados obtenidos para la pardela balear, la pardela cenicienta, el fumarel común o la gaviota de audouin dan prueba de este hecho.

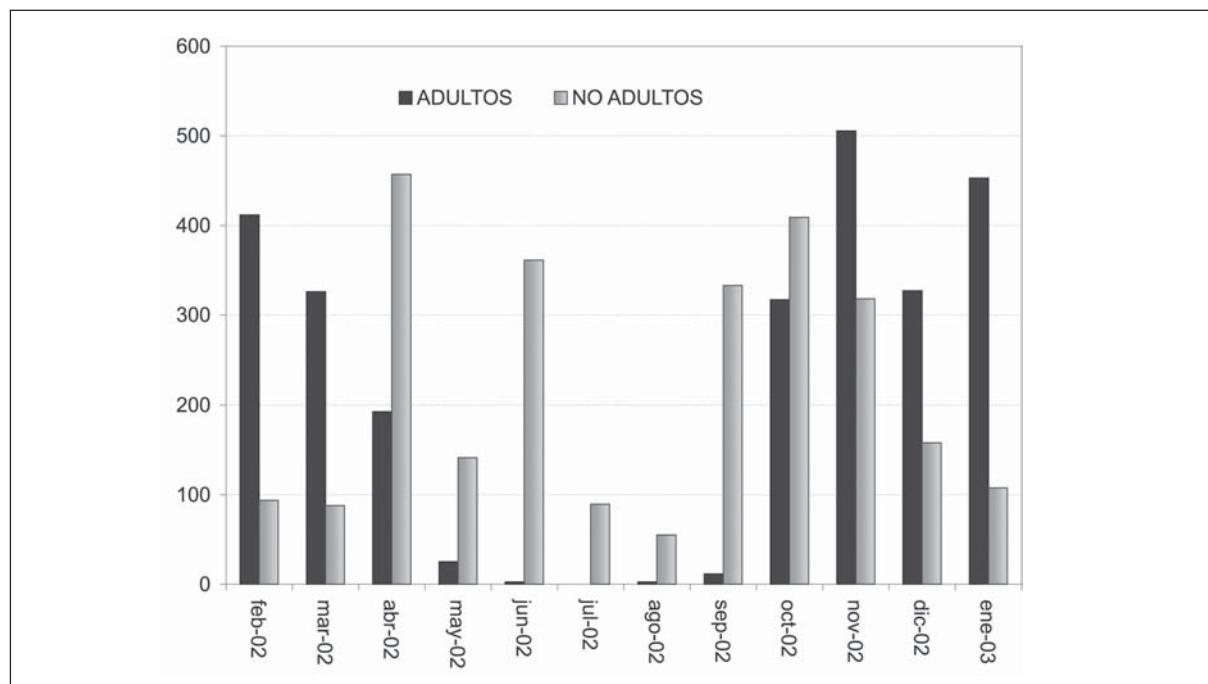


Figura 5. Evolución del número de alcatrazes atlánticos *Morus bassanus* censados en los distintos meses por edades.

El fumarel común fue otra de las especies que dominó la comunidad en momentos puntuales. Esta especie mostró dos pasos bien definidos: una entrada primaveral de aves hacia el Mediterráneo con máximos en abril, y una salida postnupcial al Atlántico agosto y octubre, con máximos en septiembre.

El págalo grande fue detectado en bajo número durante prácticamente todo el año. Los picos se observaron en invierno y durante la migración prenupcial.

Seguimiento de Larolimícolas

Dentro del seguimiento de aves limícolas, gaviotas y charranes en los tres parajes naturales, hemos realizado un total 92 censos, en los que se han contabilizado 68.958 aves pertenecientes a 45 especies. Los Lances con 36.525 aves de 41 especies se sitúa a la cabeza de los tres parajes estudiados.

En general, la migración postnupcial es el periodo más notable y tiene su máximo durante agosto y septiembre en Guadiaro, septiembre en Palmones y noviembre en Los Lances. La migración prenupcial, que tiene su máximo en abril en Guadiaro, mayo en Palmones y marzo en Los Lances, es mucho menos apreciable. Guadiaro alberga los máximos números de aves durante diciembre y enero, meses que corresponden típicamente a la invernada. En las tres zonas es durante el periodo reproductor cuando la presencia de larolimícolas ha sido menor, alcanzando el mínimo en junio (figura 6).

A continuación se exponen los resultados más destacables de las principales especies:

Chorlitejo grande *Charadrius hiaticula*.

Especie muy abundante (2.510 aves censadas, más del 56% en Los Lances; 37'5% en Palmones) y presente durante todo el año. La migración prenupcial es mucho más notable en Los Lances y transcurre entre abril, mayo y la primera quincena de junio. La migración postnupcial, mucho más extensa, se detecta desde agosto hasta noviembre.

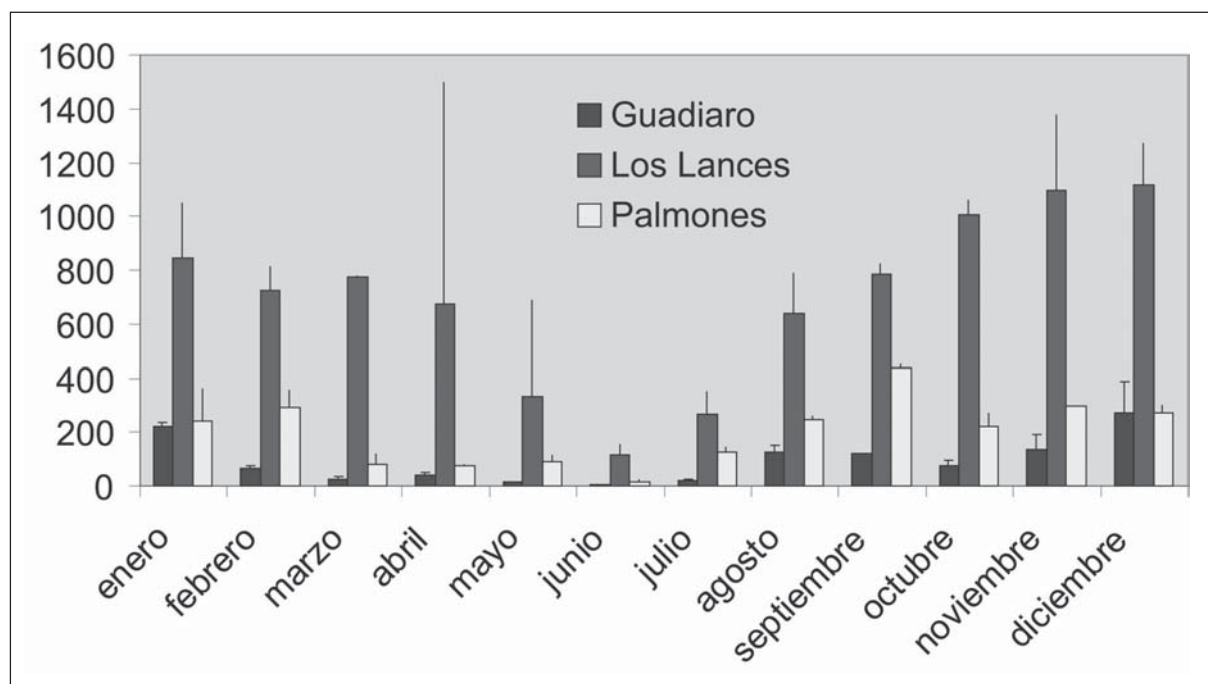


Figura 6. Número medio (columna) y máximo (barra) de aves censadas por mes para el total de especies en los tres humedales.

Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*.

Especie muy abundante (4.558 aves censadas, casi el 94% en Los Lances) y presente durante todo el año. La migración postnupcial es el periodo de mayor abundancia con un máximo durante el mes de agosto probablemente debido a una concentración postgenerativa de aves jóvenes, descendiendo progresivamente hasta los meses de invernada. La migración prenupcial es poco apreciable y parece ocurrir en abril desde donde su número aumenta hasta agosto. Esta especie se reproduce en los tres humedales estudiados, habiéndose detectado un mínimo de 35-40 parejas en Los Lances, 4-6 parejas en Palmones y otras 4-6 parejas en Guadiaro.

Correlimos tridáctilo *Calidris alba* (figura 7.a.)

La especie más abundante de las limícolas (9.780 aves censadas, 95'5% en Los Lances) y muy regular. La migración prenupcial ocurre entre la segunda quincena de febrero y la primera quincena de mayo con un máximo poco definido en la 2ª quincena de marzo. La migración postnupcial transcurre desde agosto hasta noviembre con varios picos de abundancia, uno en la segunda quincena de agosto, y otros dos en la primera quincena de octubre y en la segunda quincena de noviembre. Muy abundante durante la invernada en Los Lances.

Correlimos común *Calidris alpina* (figura 7.b.)

Especie muy abundante (4.002 aves censadas, 74% en Los Lances; algo más del 24% en Palmones) y muy regular. Presente durante todo el año con menor abundancia durante los meses de junio y julio. La invernada es el periodo de máxima abundancia seguido de la migración prenupcial con un pico en la segunda quincena de abril. La migración postnupcial se prolonga desde agosto a noviembre con un pico suave en la segunda quincena de septiembre que asciende hasta el mes de diciembre ya en la invernada.

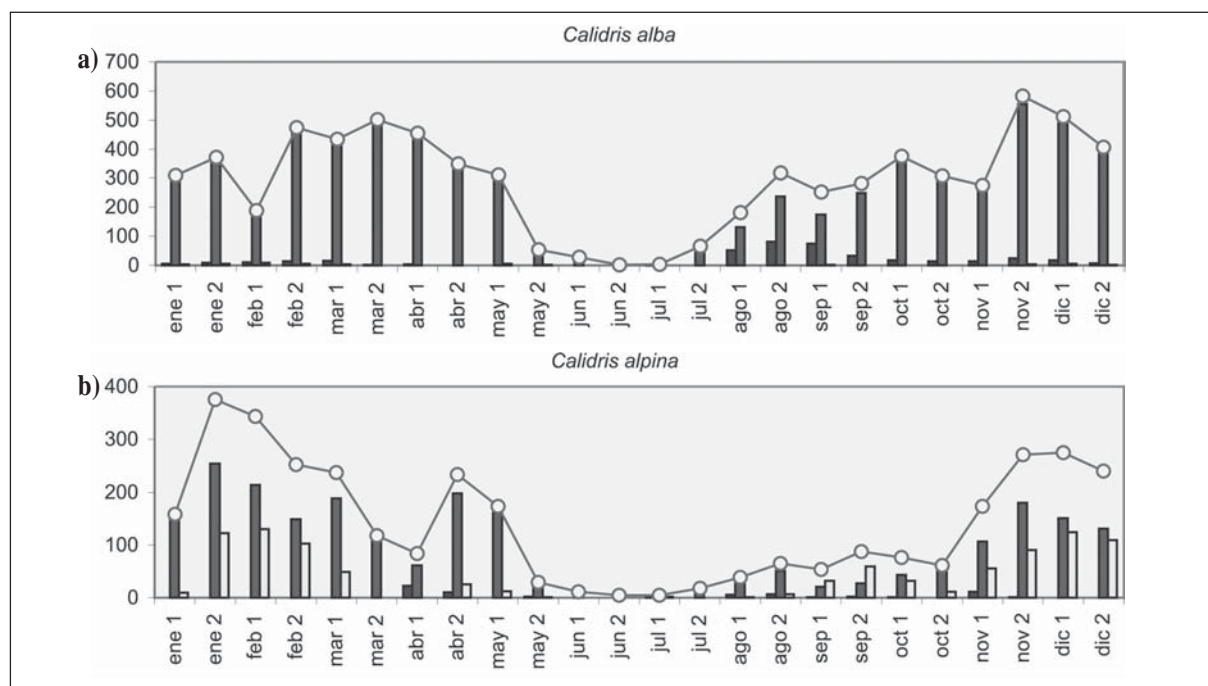


Figura 7. Evolución anual del número total de aves para las principales especies de aves limícolas: **a)** Correlimos tridáctilo; **b)** Correlimos común. Columna azul = Guadiaro; columna marrón = Los Lances; columna amarilla = Palmones; línea = suma de las tres zonas estudiadas.

Gaviota de audouin *Larus audouinii* (figura 8.a)

Especie muy abundante (4.046 aves censadas, más del 99% en Los Lances) y muy regular. Presente durante todo el año sólo en Los Lances, con mayor abundancia durante la migración postnupcial y la invernada. La migración prenupcial ocurre en marzo y abril. La migración postnupcial se observa como un aumento gradual del número de aves desde la segunda quincena de julio hasta noviembre, mes en que se superan los 250 individuos. Desde aquí desciende ligeramente durante la invernada periodo en el que el número de aves se mantiene en torno a las 150 aves.

Charrán patinegro *Sterna sandvicensis* (figura 8.b)

Especie muy abundante (1.139 aves censadas, el 84'5% en Los Lances; 12% en Palmones) y muy regular. Presente durante todo el año siendo mucho más abundante durante la migración postnupcial, entre agosto y noviembre con un máximo en la segunda quincena de noviembre. La migración prenupcial es menos detectable y transcurre entre la segunda quincena de febrero y la primera quincena de junio, con un pico de abundancia en la primera quincena de abril. Durante la invernada es escaso.

DISCUSIÓN

A la vista de los resultados, podemos afirmar que el área del estrecho de Gibraltar es un enclave fundamental a la hora de entender el proceso migratorio de las aves marinas a nivel global, y más concretamente en su paso entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo. Los resultados obtenidos mediante censos desde la costa nos muestran una comunidad de aves de

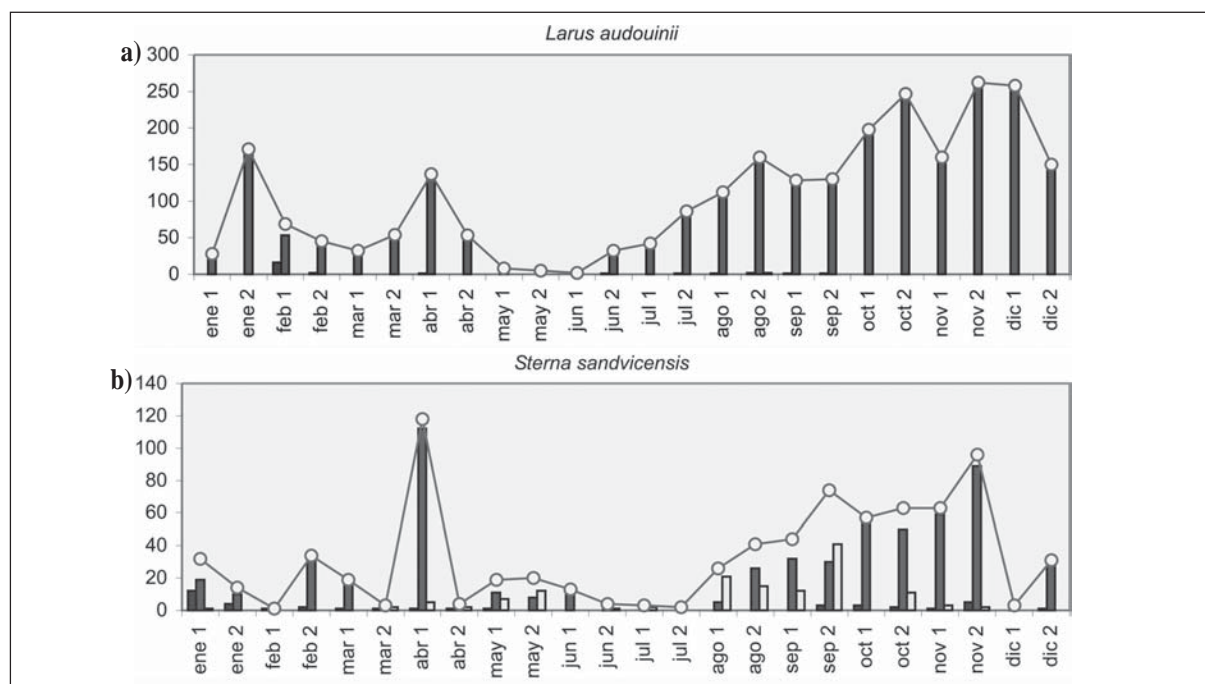


Figura 8. Evolución anual del número total de aves para las principales especies de Láridos y Estérnidos: **a)** Gaviota de audouin; **b)** Charrán patinegro. Columna azul = Guadiaro; columna marrón = Los Lances; columna amarilla = Palmones; línea = suma de las tres zonas estudiadas.

gran riqueza tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo que utiliza el área del Estrecho durante las migraciones. El elevado número de especies observadas, así como las cifras obtenidas de las tasas de avistamiento, superiores a las descritas hasta la fecha para el estrecho de Gibraltar (Tellería 1981; Finlayson, 1992), dan muestra de la gran importancia cuantitativa del paso migratorio de aves marinas a través del Estrecho. Por otra parte, la abundancia de especies como la pardela balear, la pardela cenicienta, el fumarel común o la gaviota de audouin, todas consideradas amenazadas o vulnerables desde el punto de vista de su conservación (Franco y Rodríguez, 2001) ponen de manifiesto la importancia del área del Estrecho como punto clave en la dinámica poblacional de estas especies.

A pesar de esta importancia, la comunidad de aves marinas en el estrecho de Gibraltar no parece ser demasiado diversa. Si bien se detectaron hasta 16 especies en los momentos de máxima riqueza específica (primavera y otoño), la prevalencia de especies como la pardela balear, el alcatraz atlántico y especialmente la pardela cenicienta, que acapararon más de las tres cuartas partes de los avistamientos, marcaron claramente la composición de dicha comunidad.

En cuanto al seguimiento de Larolimícolas en los parajes naturales del área del Estrecho, cabe señalar que en cada uno de los humedales estudiados se observan características diferenciadoras en cuanto a los biotopos existentes y su importancia, que determinan la presencia y abundancia de las distintas especies orníticas. En la playa de Los Lances destaca la importancia numérica, como lugares de alimentación durante la migración y/o la invernada, del correlimos tridáctilo *Calidris alba*, el correlimos común *Calidris alpina*, el chorlito gris *Pluvialis squatarola* o la aguja colipinta *Limosa lapponica* y como área de descanso para el charrán patinegro *Sterna sandvicensis*. La desembocadura del Río Palmones parece ser una zona especialmente necesaria para el archibebe común *Tringa totanus*, el archibebe claro *Tringa nebularia*, el zarapito real *Numenius arquata* y el zarapito trinador *Numenius phaeopus* durante casi todo el año, y el estuario del río



Censo de larolimícolas en la playa de los Lances. Foto: MIGRES MARINAS.

Pero además de las cuestiones científicas, el seguimiento de las poblaciones migratorias y del uso que realizan de los diferentes biotopos en el ámbito del estrecho de Gibraltar debe permitirnos detectar cuales son los principales problemas de conservación que han de afrontar las aves marinas y costeras en este enclave vital para sus poblaciones. Un ejemplo de este aspecto son los impactos detectados en los parajes naturales estudiados, y que afectan de forma directa o indirecta a las poblaciones de aves que lo utilizan, muchas de ellas con un alto nivel de protección. Los principales impactos detectados son: desarrollo de deportes acuáticos (*windsurf*, *flysurf*, etc.), en áreas no permitidas; tránsito de personas, a pie con o sin con perro, incluido paseos a caballo; entrada de vehículos motorizados; movimientos de ganado vacuno sin control; acampadas ilegales; desarrollo de actividades extractivas como el marisqueo.

El desarrollo de este tipo de actividades, además de una infracción de la normativa ambiental en muchos casos, supone un grave riesgo para las poblaciones de aves marinas y costeras que utilizan los humedales y zonas costeras del Estrecho en sus rutas migratorias, ya que muchas de ellas se ven impedidas para obtener los requerimientos energéticos necesarios para sobrevivir hasta alcanzar las áreas de cría o invernada.

El proyecto MIGRES MARINAS, como programa de seguimiento de poblaciones animales cobra sentido como programa a medio-largo plazo. De ahí que la implantación y el desarrollo de un protocolo estandarizado de seguimiento de las migraciones de aves marinas en el estrecho de Gibraltar puede permitirnos en el futuro no solo cuantificar los números de aves que utilizan el Estrecho en sus desplazamientos migratorios, sino también obtener estimas poblacionales globales más precisas de algunas de estas especies que se ven a obligadas a cruzar el Estrecho en sus viajes migratorios, y cuyas poblaciones presentan un considerable estado de amenaza a nivel global, permitiéndonos desarrollar herramientas para evaluar cuestiones tan importantes como la sostenibilidad de las pesquerías o el efecto de la contaminación marina.



Observatorio de aves marinas en la Isla de las Palomas, Tarifa. Foto: José Antonio Gil.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto MIGRES MARINAS ha sido promovido por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y está coordinado por el Grupo de Aves Marinas de la Universidad de Cádiz y la Fundación Universidad Empresa de la Provincia de Cádiz (FUECA). En él colaboran miembros de la Sociedad Gibraltareña de Ornitología e Historia Natural (GONHS), el Colectivo Ornitológico Cigüeña Negra (COCN) y el Grupo Ornitológico del Estrecho (GOES). Así mismo, hemos obtenido el apoyo logístico de las empresas Transmediterránea, Turmares Whale-Watching y Alojamientos Huerta Grande, así como de la Comandancia de la Guardia Civil de Algeciras. Destacar por último la participación de más de una treintena de ornitólogos y aficionados tanto españoles como de otras nacionalidades. A todos ellos hemos de agradecerles su apoyo y participación.

BIBLIOGRAFIA

- BERTHOLD, P. 2001. *Bird Migration*. Oxford University Press, New York.
- FINLAYSON, C.D. 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. T. y A.D. Poyser, Londres.
- FRANCO, A. y Rodríguez, M. 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- HASHMI, D. 2000. Opportunities for Monitoring Seabirds and Cetaceans in the Strait of Gibraltar. Pp. 176-191 in: Proceedings of the 5th Medmaravis Symposium. Gozo, Malta.
- HASHMI, D.D.K., 1996. "Seevogelzug in der Merenge von Gibraltar: Umfang des Zugeschahens, räumlicher und zeitlicher Ablauf unter Berücksichtigung von Tageszeit, Tide und Wind". Unpublished Thesis. Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie, Vorterrasse Razorfzell and Universität Wuerzburg.
- HORTAS, F. y Pérez-Hurtado, A. 1998. La cartografía binómica como base referencial para el manejo de Espacios Naturales. Actas III Jornadas del Medio Ambiente: 109-117. Universidad de Cádiz.
- PATERSON, A. M. 2002. *Aves Marinas de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Edilesa, León.
- Seo/BirdLife 2001. *Recuperación de Puffinus mauretanicus en las zepas de las Islas Baleares*. Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear y SEO BirdLife.
- TELLERÍA, J. L. 1981. *La migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar*. Volumen II: Aves no planeadoras. Universidad Complutense de Madrid. 491 pp.
- WEBB, A. y Durinck, J. 1992. Counting birds from ship. En: Komdeur, J, Bertelsen, J., y Cracknell (Eds.), *Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds*. IWRB Special Publication, no. 19.

Almoraima, 31, 2004

'PINUS PINEA' L. AND 'PINUS HALEPENSIS' MILLER WITHIN THE UPPER ROCK NATURE RESERVE; PATTERNS OF SURVIVORSHIP AND FUTURE MANAGEMENT

Keith J. Bensusan / Charles E. Pérez

The Gibraltar Ornithological and Natural History Society

ABSTRACT

Two species of pine grow within the Upper Rock Nature Reserve in Gibraltar, the stone pine (*Pinus pinea* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller). During the drought of 1993 to 1996, many pine trees on the Upper Rock suffered considerably, and mortality was high between both species. With this in mind, we investigate the possibility of differences in both fitness and the rate of mortality between the two species, and find that although the fitness of those pine trees that remain alive does not differ between species ($\chi^2 = 0.55$, d.f. = 4, $p = >0.05$), a far greater proportion of *Pinus pinea* have died as a result of the drought ($\chi^2 = 21.58$, d.f. = 1, $p = <0.001$). *Pinus halepensis* therefore seems better suited to survive in the conditions that prevail within the Upper Rock Nature Reserve, and should be favoured in a pine tree-replanting programme. Furthermore, spatial differences in pine tree mortality on the Upper Rock are also investigated, and conclusions reached on our results are included as part of an action plan for a pine replanting programme.

RESUMEN

Dos especies de pino crecen en la Upper Rock Nature Reserve en Gibraltar, el pino piñonero (*Pinus pinea* L.) y el pino carrasco (*Pinus halepensis* Miller). Durante la sequía del 1993 al 1996, muchos de los pinos de la reserva sufrieron severamente, y mortandad fue alta entre ambas especies. A consecuencia de esto, investigamos la posibilidad que exista una diferencia en la capacidad de sobrevivir y en la mortandad entre nuestras dos especies, y encontramos que no existe diferencia entre la salud de aquellos individuos de las dos especies que siguen vivos ($\chi^2 = 0.55$, d.f. = 4, $p = >0.05$), una proporción mayor de *Pinus pinea* murió como resultado de la sequía ($\chi^2 = 21.58$, d.f. = 1, $p = <0.001$). Entonces, *Pinus halepensis* parece tener una mejor adaptación para las condiciones que existen en la Upper Rock Nature Reserve, y esta especie se debería favorecer en un programa de replantación. A continuación, se investigan diferencias espaciales en la mortandad de los pinos dentro de la reserva, y las conclusiones de nuestra investigación se incluyen dentro de un plan de acción para una repoblación de pinos en el futuro.

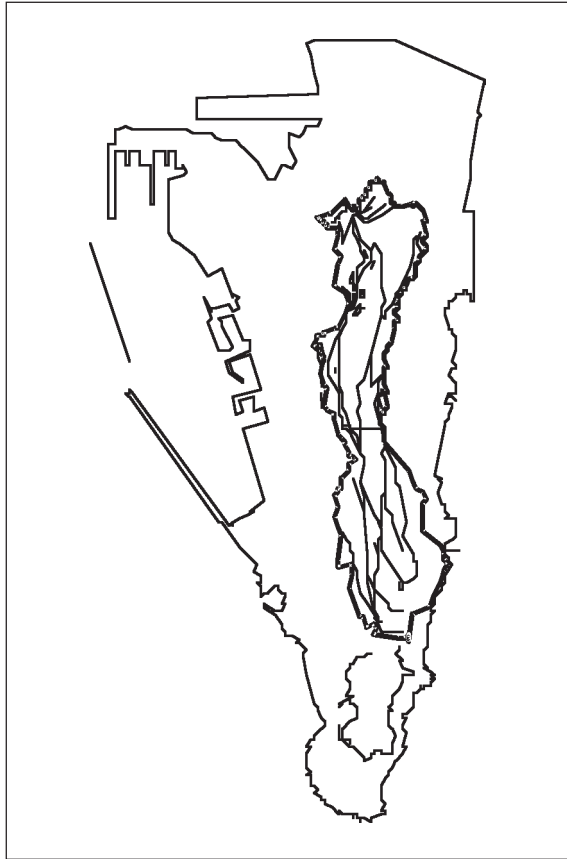


Figure 1. Map showing the location of the Upper Rock Nature Reserve within Gibraltar. The nature reserve is demarcated by the blue boundary.

INTRODUCTION

The western slope of the Upper Rock, Gibraltar, was designated a nature reserve in 1993 under the Nature Conservation Area (Upper Rock) Designation Order, 1993 (L/N 51 of 1993), and has since been known as The Upper Rock Nature Reserve, a protected area that covers roughly 40% of Gibraltar's surface. The location of the Upper Rock Nature Reserve within Gibraltar can be seen in figure 1.

The vegetation on the Upper Rock was once mediterranean woodland (Cortés 1994), but now consists mainly of high maquis, the composition of which is unique in the region (Cortés, in Heath *et al.*, 2002). This is made up largely of *Olea europea*, *Osyris quadripartita*, *Rhamnus alaternus*, *Pistacia lentiscus*, *Pistacia terebrinthus*, *Teucrium fruticans*, *Jasminum fruticans*, *Lonicera implexa*, *Rubia peregrina*, *Ruscus hypophyllum*, *Calicotome villosa*, *Coronilla valentina* and *Genista linifolia*, as well as scattered individuals of *Rhamnus lycioides*, *Quercus coccifera*, *Celtis australis*, *Anagyris foetida*, *Ceratonia siliqua*, *Crataegus monogyna* and *Phillyrea latifolia* (Linares 1994). There is also some garrigue and psuedosteppe within the Upper Rock Nature Reserve, but these habitats are becoming increasingly restricted as a result of the development of the maquis.

Two species of pine tree occur on the Upper Rock, both introduced to Gibraltar but native to nearby Spain. These are *Pinus pinea* L. (Stone pine) and *Pinus halepensis* Miller (Aleppo pine). *P. pinea* is a tall tree that reaches up to 30m in

height. It usually has a straight trunk, with an umbrella-shaped canopy, and can most easily be told from *P. halepensis* by its reddish bark with large scales and rounded cones. *P. halepensis* is generally a smaller tree, reaching about 20m in height, has elongated cones, lacks the large scales of *P. pinea* on its bark and often has twisted branches and trunk (Linares *et al.* 1996). *P. pinea* is a native of light sandy soils in and around the Mediterranean, such as coastal areas, and is the most common pine in the Campo de Gibraltar, where several woods of this species occur. *P. halepensis* is also native to the Mediterranean and is particularly drought resistant (Humpries *et al.* 1981).

Pine trees were originally planted on the Upper Rock by the garrison, and as such, pines are found mainly on roadsides and pathways. We therefore attempted to investigate the age of the trees by searching through Gibraltar Directories, from the 1880s to the 1930s. Although the exact dates when these trees were planted could not be found, Wolley-Dod (1914) mentions that '...in recent years a considerable number of pines and other trees have been planted on the western slopes.' Growth rings were counted on a number of individuals that had been sawed down once dead, and this did indeed show that most pines on the Upper Rock are between 80 and 100 years old. Those whose rings were counted ranged between 84 and 98 years old. Therefore, most pines were planted on the Upper Rock some time between the 1900s and the 1920s.

A severe drought occurred in the 1990's, from 1993 to 1996. Table 1 shows total annual rainfall data for Gibraltar from 1988 to 2002.

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jan.	69.7	190.7	136.0	61.4	17.6	71.0	55.3	27.7	482.2	212.0	75.2	70.4	111.2	107.4	24.2
Feb.	54.1	100.6	0.0	95.1	110.9	101.9	83.4	36.3	56.5	0.0	160.4	39.8	0.0	47.6	112.3
Mar.	26.2	22.4	89.8	117.9	42.0	203.6	1.6	20.6	130.3	3.7	53.6	77.1	20.4	1.2	94.4
Apr.	23.3	49.5	132.3	63.6	49.3	99.6	58.3	27.5	122.9	24.1	21.6	32.6	144.6	79.0	67.3
May	18.6	42.3	10.1	3.4	3.0	57.8	22.6	9.7	80.1	38.9	27.0	10.0	43.0	21.0	22.0
Jun.	15.4	1.0	2.3	3.6	146.6	1.2	2.1	26.8	5.1	5.2	4.2	0.0	0.0	0.8	12.8
Jul.	7.8	0.0	0.2	0.0	0.8	0.0	0.6	1.3	0.2	1.8	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0
Aug.	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	4.6	0.3	0.0	0.8	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sep.	13.2	14.7	4.9	55.6	15.1	21.6	18.1	8.8	25.0	30.2	30.4	26.8	8.8	39.4	22.0
Oct.	102.4	101.5	76.4	195.3	141.7	158.3	49.4	0.6	58.2	70.0	0.8	149.0	85.7	72.4	204.0
Nov.	263.1	368.8	54.9	66.2	11.1	142.5	62.1	96.8	160.7	230.0	2.4	42.8	90.0	55.4	259.5
Dec.	0.1	556.2	292.3	145.2	112.2	6.8	3.9	357.3	651.8	181.9	64.4	35.2	287.2	306.0	133.0
Total:	593.9	1447.7	799.2	809.8	650.3	868.9	357.7	613.4	1773.8	798.8	440.0	484.9	790.9	730.2	951.5

Table 1. Total annual rainfall in mm for Gibraltar from 1988 to 2002. Total rainfall for each month is also given (data provided by the Gibraltar Met Office)

As can be seen, rainfall from the end of 1993 to the end of 1995 was extremely low. This is illustrated on the graph in figure 2.

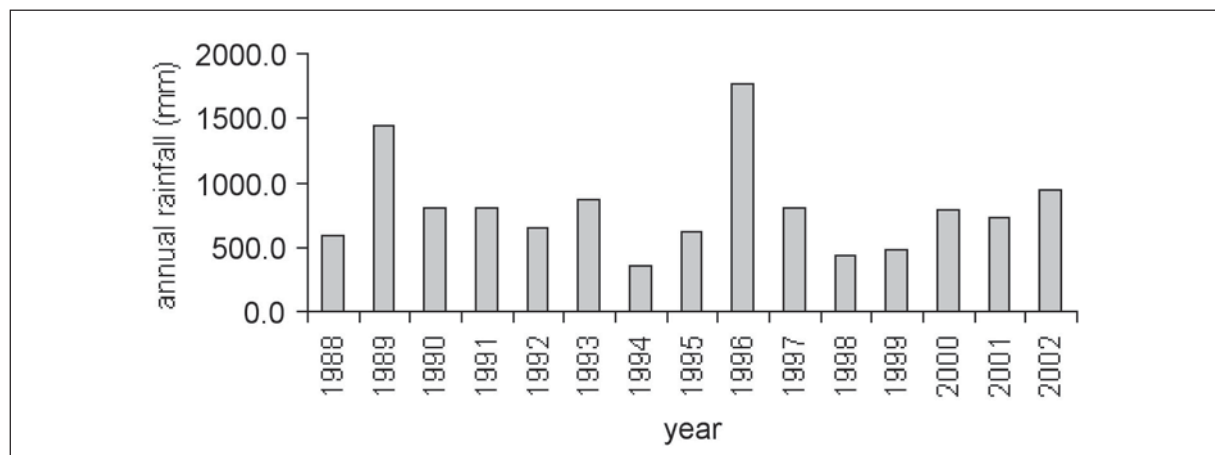


Figure 2. Bar chart showing annual rainfall in Gibraltar, from 1988 to 2002.

During the drought period, the pine tree population of the Upper Rock seems to have suffered dramatically from a lack of water, to the extent that a large number of trees died. As can be seen, 1994 was an exceptionally dry year. There was also a two year period of exceptionally low rainfall during 1998 and 1999, but this seems to have had less of an impact on the pine population of the Upper Rock, given that most of the trees that are found dead today were already dead or dying by then due to the earlier drought (*pers. obs.*). 1995 does not seem, from the bar chart, to have been as dry a year as would be expected during a drought. However, an inspection of the data in table 1 will show that most of the rain recorded during 1995 fell in December, and that month for month 1995 was an even dryer year than 1994. In fact, the data on table 1 shows that the drought began during December 1993 and ended at December 1995, lasting exactly two years. It is our totally

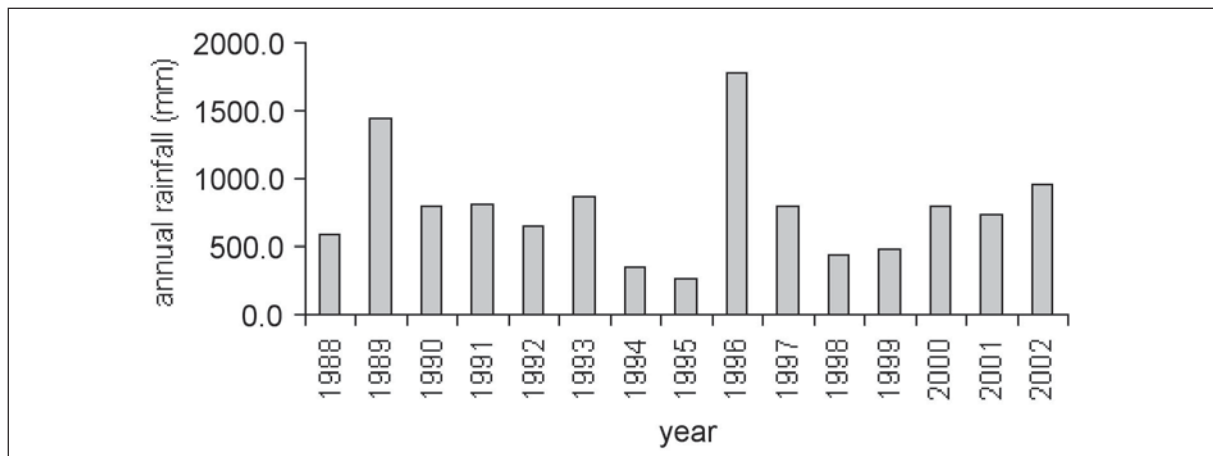


Figure 3. Bar chart showing annual rainfall in Gibraltar, from 1988 to 2002. The December rainfall data of 1993 and 1995 have been switched to show the two-year drought period more effectively.

subjective arbitration of when a year begins and ends that distorts the drought data. Therefore, in order to show the two-year drought more effectively in figure 3, we have changed December 1995's rainfall data for that of 1993, and vice-versa.

It is evident, when the drought period is correlated to the period during which many trees died that these pines probably did not survive due to the 1993-1996 drought. In discussing this, we considered that the drought may have affected our two pine species differently, and that rates of mortality may differ spatially. With this in mind, we decided to investigate pine tree mortality and distribution on the Upper Rock.

METHODS

Since pine trees are distributed mainly along roadsides and pathways and are clearly visible from a distance, trees were observed and counted by walking along the roads and paths of the Upper Rock, and individual pine trees were recorded on maps. Trees were given a score according to the state or 'health' of their canopy by recording an approximate percentage of foliage cover. The scores given are as follows; 0 = dead, 1 = <15% foliage cover of canopy, 2 = 16 – 30% foliage cover, 3 = 31 – 50% foliage cover, 4 = 51 – 69% foliage cover and 5 = 70%+ foliage cover. Once data was collected, several analyses were carried out. These are listed below:

- Maps were produced to show the distribution of both all of the pine trees counted, and live trees alone.
- Proportions of live and dead pine trees were investigated as percentages.
- Since two species of pine tree are found within the Upper Rock, a 2 x 2 chi-square test for differences was used to investigate whether there is a difference in the number of individuals that remain alive of each species. Due to our small sample size (with 1 *d.f.*), Yates's correction was applied to the chi-square test.
- The Upper Rock Nature Reserve was divided into eleven separate areas for the purposes of this study, and pine tree mortality was investigated within each individual site. Three types of analysis were carried out; between-species differences in survivorship, differences in the survivorship of pine trees in the area compared to the Upper Rock as a whole and differences in the survivorship of each species compared to the Upper Rock as a whole.

2 x 2 chi-square tests for differences were again used in these analyses. Many of our chi-square tests gave a probability (p) value of >0.05 . It is customary in such a situation, where more than one test has been carried out, to alter p values according to the number of tests used, as the probability of arriving at a figure at random increases with every test. This would render some of our χ^2 values insignificant. However, since sample sizes were very small in most cases, it was decided to consider any χ^2 value with a p value of <0.05 significant for the purposes of our analysis.

- Using the 1-5 fitness scores given to live pine trees, the 'fitness' of those pine trees remaining alive was investigated by calculating the number of individuals that fall into each score as a percentage of the total number of live pine trees left within the Nature Reserve.
- Using the number of individuals recorded in each 'fitness' category, chi-square tests for differences were used to ascertain whether there is, a) a difference between fitness levels recorded for each species and, b) whether this difference remains once dead individuals are eliminated from the analysis.
- In order to illustrate the changing nature of the western slope of the Upper Rock from north to south, and relate this to spatial differences in tree mortality, six west-east intersections of the Rock of Gibraltar were produced and the angle of the slope measured at each one.

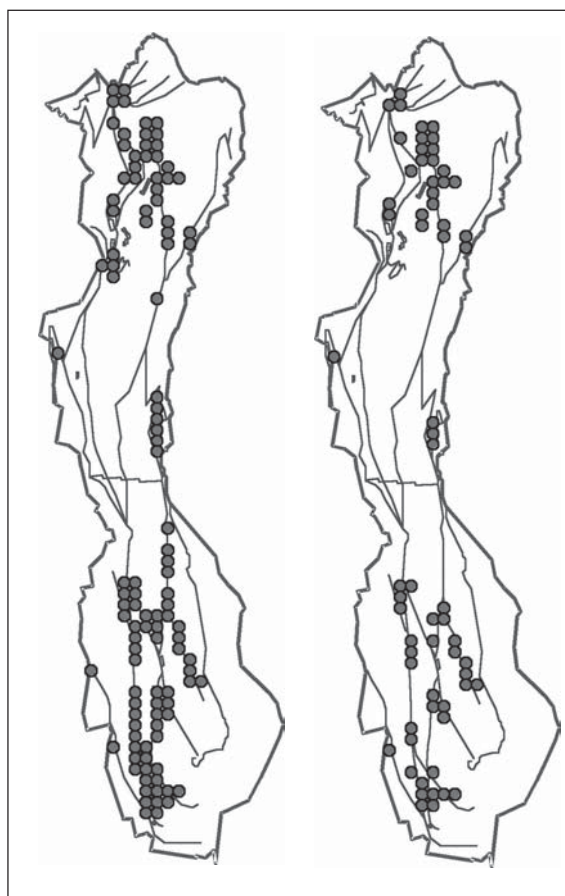


Figure 4. The map on the left shows the distribution of all pine trees within the Upper Rock Nature Reserve, including dead individuals. The map on the right includes only live pine trees.

RESULTS

The results obtained from the analyses described above are given next.

How many pine trees remain alive within the Upper Rock Nature Reserve?

A total of 307 trees of both species were counted within the Upper Rock Nature Reserve, 108 *P. halepensis* and 199 *P. pinea*. Of these, 113 individuals were alive whilst 194 were dead. This means that 63.2% of pine trees found within the Nature Reserve are dead, with only 36.8% alive. This is best illustrated in Fig. 4, which shows a map of all pine trees found on the Upper Rock (including dead individuals) and another map showing the distribution of live pine trees only on the Upper Rock.

Differences between the survivorship of *Pinus pinea* L. and *Pinus halepensis* Miller

The proportions of dead and live trees differ from species to species. Of the 108 *P. halepensis* counted, 59 were alive and 49 were dead, i.e., 54.6% are alive whilst 45.4% are dead. This contrasts sharply with *P. pinea*. Of the 199 individuals of this species counted, 54 were alive and 145 were dead, i.e., 27.1% are alive whilst 72.9% are dead. There is a marked difference in the probability of survival of both species, with *P. halepensis* having a significantly higher survivorship ($\chi^2 = 21.58, d.f. = 1, p = <0.001$).

Does pine tree mortality differ spatially?

Different areas of the Upper Rock showed differences in the proportion of pine trees dying, and indeed in the proportion of each species dying. The Upper Rock was divided into 11 separate areas for the purposes of this study. Table 2 shows all of our results.

SITE	SPECIES				TOTAL		
	<i>Pinus halepensis</i>		<i>Pinus pinea</i>		Live	Dead	Total
	Live	Dead	Live	Dead			
Martin's Path	6	7	0	15	6	22	28
Mediterranean Road	3	1	1	22	4	23	27
Queen's Road	9	2	8	41	17	43	60
Cave Branch Road	9	20	0	0	9	20	29
O' Hara's Road	5	4	7	12	12	16	28
St. Michael's Rd (Lower)	6	9	2	8	8	17	25
St. Michael's Rd (Upper)	0	3	0	10	0	13	13
Spur Battery Road	2	0	1	10	3	10	13
Signal Station Road	5	0	29	17	34	17	51
Cable Car Area	0	0	2	4	2	4	6
Governor's Lookout	14	3	4	6	18	9	27
Total	59	49	54	145	113	194	307

Table 2. Table showing the number of *Pinus halepensis* and *Pinus pinea* found within the Upper Rock. Results have been divided up into 11 separate areas, and we have also recorded whether the trees are alive or dead.

P. halepensis showed a higher survivorship than *P. pinea* in most cases, and at no site did *P. pinea* show a significantly higher rate of survival than *P. halepensis*. Our findings on each area are given below:

- Martin's Path – Pine trees in this area showed no significant difference to the overall proportion of trees found alive ($\chi^2 = 2.02, d.f. = 1, p = >0.05$). Survivorship of *P. pinea* is significantly lower than average along Martin's Path ($\chi^2 = 4.10, d.f. = 1, p = <0.05$).
- Mediterranean Road – With only 4.3% of *Pinus pinea* surviving, the survivorship of this species is significantly lower along this road than within the Upper Rock as a whole ($\chi^2 = 4.59, d.f. = 1, p = <0.05$). At 14.8%, a significantly lower proportion of both species of pine tree have survived along Mediterranean road than in the whole of the Upper Rock ($\chi^2 = 4.35, d.f. = 1, p = <0.05$).
- Queen's Road – Survivorship of both species combined along Queen's road does not differ significantly from that of the Upper Rock as a whole ($\chi^2 = 1.23, d.f. = 1, p = >0.05$).
- Cave Branch Road – Only individuals of *Pinus halepensis* were found along this road, a lower proportion of which remain alive (at 31%) when compared to the whole of the Upper Rock ($\chi^2 = 4.19, d.f. = 1, p = <0.05$).

- O'Hara's Road – Survivorship of both species does not differ from that of the Upper Rock ($\chi^2 = 0.18, d.f. = 1, p = >0.05$).
- St. Michael's Road (Lower) – There is no significant difference between the proportion of trees found dead along this road and that of the Upper Rock as a whole ($\chi^2 = 0.38, d.f. = 1, p = >0.05$).
- St. Michael's Road (Upper) – All of the pine trees found along this stretch of road were dead. It is therefore no surprise that the proportion of dead trees along this road (at 100%) is significantly higher than that of the Upper Rock as a whole ($\chi^2 = 5.87, d.f. = 1, p = <0.05$).
- Spur Battery Road – The proportion of trees of both species found dead along this road did not differ significantly from the proportion found within the Upper Rock ($\chi^2 = 0.51, d.f. = 1, p = >0.05$).
- Signal Station Road – at 63%, a much higher proportion of *Pinus pinea* remain alive along this road than within the Upper Rock as a whole ($\chi^2 = 19.93, d.f. = 1, p = <0.001$). The proportion of both species that remain alive is also much higher than within the whole of the Upper Rock, at 66.7% ($\chi^2 = 14.9, d.f. = 1, p = <0.001$).
- Cable Car Area – only individuals of *Pinus pinea* were observed along this part of the Upper Rock, a similar proportion of which remained alive to the rest of the Upper Rock ($\chi^2 = 0.02, d.f. = 1, p = >0.05$).
- Governor's Lookout – at 66.7%, a much higher proportion of pine trees survived around Governor's Lookout than within the whole of the Upper Rock ($\chi^2 = 8.07, d.f. = 1, p = <0.01$).

We can arrive at some conclusions from these findings, and these are given later.

Pine tree 'fitness' within the Upper Rock Nature Reserve

Although 36.8% of pine trees within the Nature Reserve remain alive, not all of these are in a healthy condition. From the individuals that remain alive, the following fitness scores were recorded: 1 = 6 (5.3%), 2 = 40 (35.4%), 3 = 38 (33.6%), 4 = 24 (21.2%), 5 = 5 (4.4%). As can be seen, only 4.4% of pine trees achieved the highest score, and 74.3% were deemed to have a canopy foliage cover of less than 50%. This means, in fact, that many of the pine trees that remain alive within the Nature Reserve are not in a good condition, and extremely few are in prime condition. However, does 'fitness' (as measured by our 0-5 scale) differ between the two species found within the Nature Reserve? Table 3 gives scores recorded for both species at each of the eleven sites, together with the totals.

SITE	<i>P. halepensis</i>						<i>P. pinea</i>					
	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Martin's Path	7	0	2	2	2	0	15	0	0	0	0	0
Mediterranean Road	1	0	0	1	2	0	22	0	1	0	0	0
Queen's Road	2	0	1	6	2	0	41	1	4	3	0	0
Cave Branch Road	20	1	4	3	1	0	0	0	0	0	0	0
O'Hara's Road	4	0	1	3	1	0	12	2	3	2	0	0
St. Michael's Rd (Lower)	9	1	1	2	2	0	8	0	1	1	0	0
St. Michael's Rd (Upper)	3	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
Spur Battery Road	0	0	0	0	2	0	10	0	0	1	0	0
Signal Station Road	0	0	2	0	2	1	17	1	5	9	10	4
Cable Car Area	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0
Governor's Lookout	3	0	14	0	0	0	6	0	1	3	0	0
Total	49	2	25	17	14	1	155	4	15	21	10	4

Table 3. Pine tree 'fitness' scores (as given in the methods section) within 11 separate areas of the Upper Rock Nature Reserve, together with overall scores for the whole of the Nature Reserve.

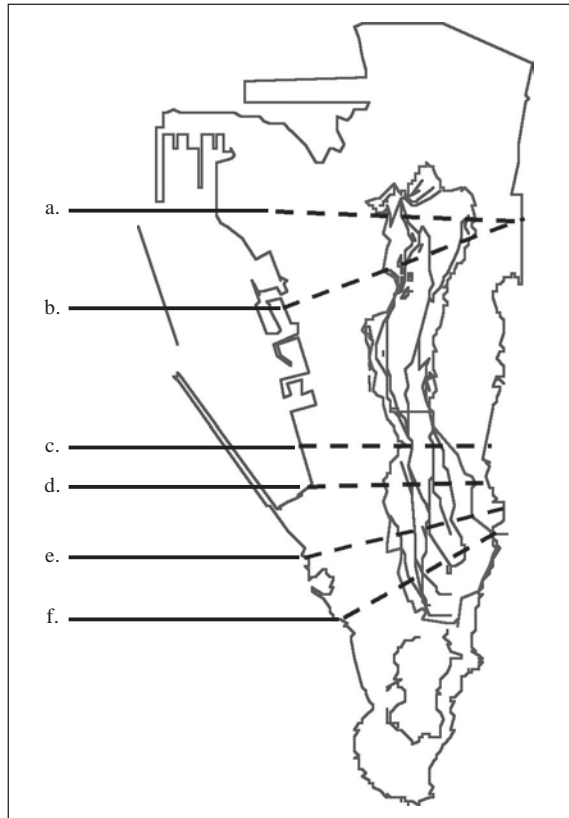


Figure 5. Map of Gibraltar, showing the lines of intersection at which west-east sections of the Rock have been produced. These are labelled a., b., c., d., e. & f.

Using species totals, a chi-square test showed that there is a significant difference between the distributions of individuals of both species across our 'fitness' scores ($\chi^2 = 18.00$, $d.f. = 5$, $p = <0.01$). However, it is plain to see when looking at the number of individuals under each 'fitness' score that the largest discrepancy between both species occurs at the number of individuals that are dead (45.4% of *P. halepensis*, 72.9% of *P. pinea*). This first chi-square test was probably, therefore, skewed by this large discrepancy between the number of individuals in the '0' category, and may tell us little about differences in live tree 'fitness' between both species. With this in mind, a second chi-square test was carried out discarding the '0' category. This showed that there is no significant difference between the fitness of live populations of *P. halepensis* and *P. pinea* ($\chi^2 = 0.55$, $d.f. = 4$, $p = >0.05$).

The western slope of the Upper Rock Nature Reserve

The angle of the western slope of the Upper Rock, that which constitutes the Upper Rock Nature Reserve, changes from south to north. The southern slopes are extremely steep, but these become progressively less steep as we move towards the northern end of the Nature Reserve. Six diagrams of cross-sections of the Upper Rock show the changing angle of the slope from north to south. These correspond roughly to our eleven sites, and are shown in Figures 5 & 6.

Many of our eleven sites cut through more than one of our six intersections of the Rock, and so a correlation between angle

of slope and pine tree survivorship cannot be carried out. However, it is plain to see that the angle of the slope at the southern end of the Upper Rock Nature Reserve is markedly steeper than that at the northern end, with slope angles ranging between averages of 18° and 25° at our northern sites, and between 35° and 39° at our southern sites. It is also evident from our results that the two sites at which pine trees have done best, Governor's Lookout and Signal Station Road, occur towards the northern end of the Upper Rock. There may therefore be a relationship between slope steepness and pine tree survivorship, with pine trees doing better on slopes that are less steep. This may be due to the possibility of two factors; that run-off of water is less drastic on these slopes, and that soil depth is greater. These two factors may aid the continued growth and health of pine trees within the Nature Reserve.

DISCUSSION

It can be seen from our results that pine tree mortality does not occur at random within the Upper Rock Nature Reserve; rates of mortality differ between our two species, and patterns of mortality differ spatially. Furthermore, it is evident, given that a very large number of trees on the Upper Rock died during or immediately after the drought period of the mid 1990s, that rainfall is a factor that determines pine mortality. Other factors that may affect the health of pines are not deemed to

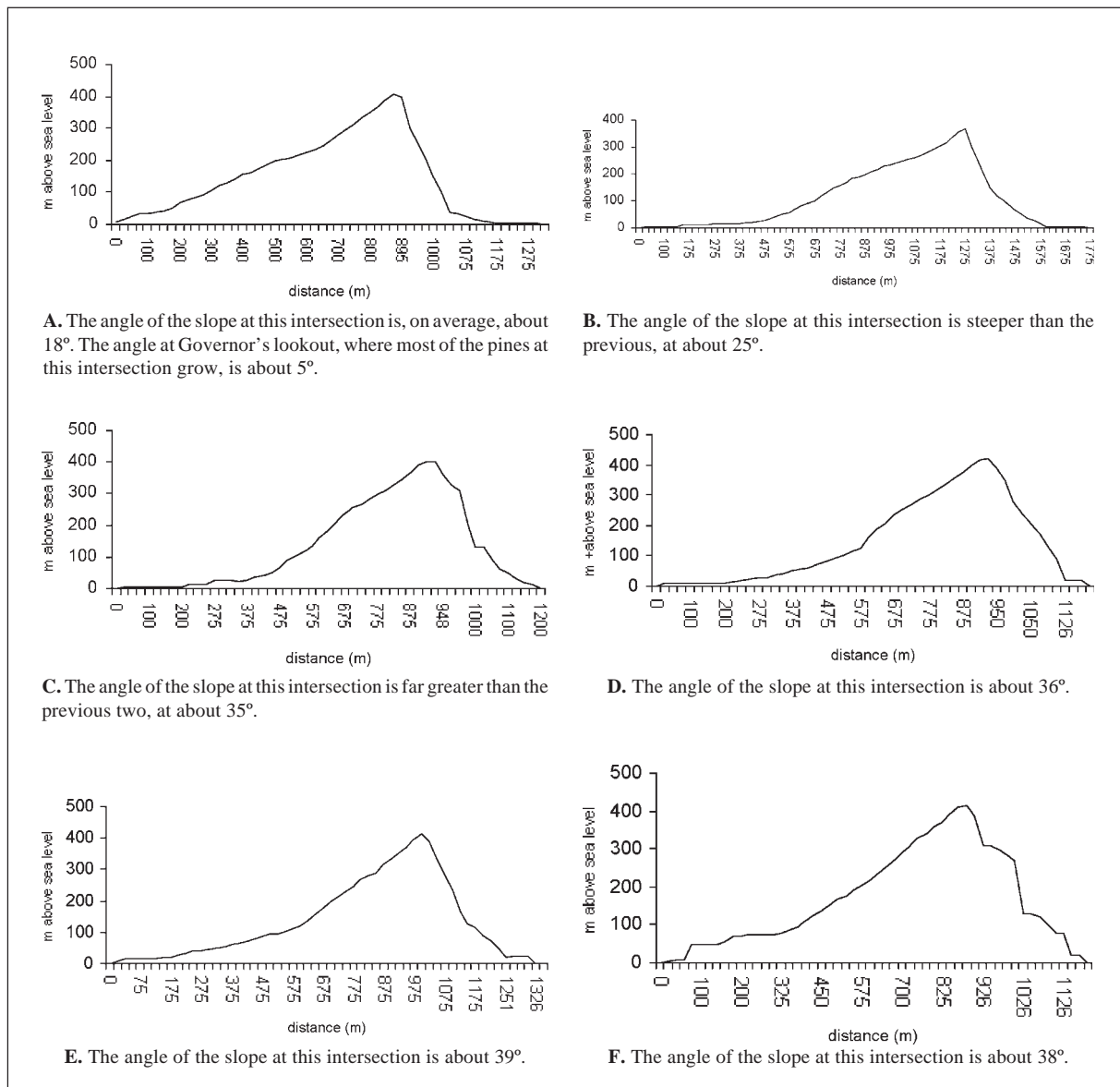


Figure 6. West-east sections of the Rock, showing the angle of the western slope of the Rock at different positions from north to south.

have contributed significantly to tree mortality during this period. For example, the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*), although common in Gibraltar, has never occurred in high enough densities to cause serious damage to pines, as frequently happens in pinewoods in the neighbouring area. Also, it can be argued that the basic nature of the soil on the Upper Rock Nature Reserve favours *P. halepensis* and not *P. pinea*, yet if this were the primary factor, then it would be difficult to explain how many of these trees survived in an apparently healthy state for more than 80 or 90 years.

Another factor to consider is why these trees were affected at this point in time. If they have been around for more than 80 or 90 years, then it seems highly likely that one or more droughts comparable to that of the mid 1990s will have occurred during these trees' lifetime. Why then did the trees perish during this period? A factor that may have affected pine trees on the Upper Rock is the large increase in traffic along all roads over the 1990s. It is not unreasonable to assume that pollution emanating from car exhaust may have affected and weakened trees (particularly since most pines are found along or close to the road), further exposing them to the effect of the drought. What is certain is that pine trees, and more specifically *P. pinea*, are very sensitive to pollution (Quezel 1977; Cortés 1979). Furthermore, the situation may be aggravated during years of low rainfall, when an increased volume of solids originating from car exhaust may accumulate on trees.

Our findings on pine fitness and mortality within the Upper Rock Nature Reserve are discussed next, in relation to their significance to pine tree management on the Upper Rock Nature Reserve.

Are Pine Trees Important to the Upper Rock Nature Reserve?

Before deciding whether or not to recommend the replanting of pine trees in the Nature Reserve, we must examine the role that pine trees have played within the Upper Rock and whether their presence is important.

Pine trees undoubtedly give character to the Nature Reserve; they have over the years lent an aesthetic appeal to the Upper Rock, and in particular its roadsides. Their large canopies, when the majority of pine trees were healthy, provided ample shade for drivers and walkers, and this was particularly important during the summer months when temperatures regularly exceed 30°C. Likewise, pine trees provide shade to picnickers in the Governor's Lookout area, and also stabilise the soil on the sides of the roads.

These trees are also beneficial to some of the wildlife of the Nature Reserve. Within the Upper Rock, the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) is obviously only found on pine trees, and the buprestid beetle *Buprestis (Buprestis) magica* is found on *P. halepensis*. Some of the birds that use the Upper Rock also show an association to pine trees. For example, wintering firecrests (*Regulus ignicapillus*) are almost always found on pine trees, whilst booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) [a species which is afforded the SPEC category of 3 and is deemed 'Rare' by BirdLife International (Tucker & Heath 1994)] regularly roost in pine trees during the post-nuptial migration, when prolonged easterlies produce large concentrations of this species on the northern shore of the Strait. Similarly, pine trees are frequently used by passerine migrants such as *Phylloscopus* warblers, and in particular the western Bonelli's warbler (*Phylloscopus bonelli*), and also the spotted flycatcher (*Muscicapa striata*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) amongst others.

It seems, therefore, that pine trees have had an important role to play in the Nature Reserve, and that some form of pine tree replanting would be beneficial to the Upper Rock. However, this should be restricted to sites at which these trees were originally planted, and their present range within the Nature Reserve should not be extended. Rather, broad-leaved trees that are known to have occurred on the Upper Rock prior to its deforestation or that occur on nearby limestone mountains should be used in any afforestation programme, as these are known to harbour a higher biodiversity. Such species could include carob (*Ceratonia siliqua*), narrow-leaved ash (*Fraxinus angustifolia*), round-leaved oak (*Quercus rotundifolia*), Algerian oak (*Quercus canariensis*) and possibly nettle tree (*Celtis australis*) (although the use of this last species must be looked into, as it may not in fact be native to this region). This is currently being considered, and recommendations will be published in due course (Perez & Bensusan, *in prep.*).

PINE TREE REPLANTING

Given the proportion of pine trees found within the Upper Rock Nature Reserve that are dead, it is obvious that an intensive replanting programme is necessary if a pine tree population, which has been characteristic of the Upper Rock over the years, is to continue existing. Some lessons can be learnt from the analysis above, and the following points should be taken into account when replanting pine trees on the Upper Rock:

- Given that there is no significant difference between the ‘fitness’ of live trees of both species, the only important factor to consider in a replanting programme is the difference in survivorship between both species. *Pinus halepensis* is better adapted to environments such as that found on the Upper Rock than *P. pinea*. This is shown by the much higher proportion of *P. halepensis* that survived the severe drought of 1994 – 1996, as is evident from our analysis. Therefore, in any replanting programme, *P. halepensis* and not *P. pinea* should be used. If any *P. pinea* are to be used, then these should be planted along and around Signal Station Road (on the northern end of the Rock), where survivorship for this species was highest.
- Pine trees seem to do particularly badly along the road that leads upwards from St. Michael’s Cave, Mediterranean road and Cave branch road. It is not surprising that these three sites are located towards the southern end of the Nature Reserve, as the slope is steeper in this area and therefore one would expect a lower depth of soil and greater runoff of water here. In fact, it can be seen clearly from the maps in Fig. 4 that the southern end of the Upper Rock has lost many more pine trees than the northern end. These areas should therefore be avoided in a pine tree-replanting programme.
- Pine trees do especially well along Signal Station road and around Governor’s Lookout, probably because the slope is less steep at these sites than along most of the Upper Rock. In the event of a tree-replanting programme, a special effort should be made to repopulate these two sites with a good number of trees, as these are most likely to survive here.
- Many pine trees that are currently found in a live state within the Upper Rock Nature Reserve are not in a good condition. A replanting programme should therefore be quite intensive, as many of the trees that remain alive can perhaps be expected to die in the near future. This should include areas where a good number of pine trees still remain alive.
- It is recommended that pine trees should be planted only in areas where they were originally planted, with broad-leaved trees planted elsewhere in the event of an afforestation programme.

DEAD PINE TREES

A total of 194 dead pine trees can be found on the Upper Rock. It is the authors’ opinion that these should be left where they are, as they provide a habitat for a large diversity of invertebrates, as well as hibernating reptiles. If any dead tree poses a danger (e.g., if it overhangs a road precariously), then this should be felled and left lying in the same spot where it grew. This will not only provide a habitat for wildlife but also enrich the soil in the decaying process. Dead pine trees within the Nature Reserve are quickly attacked by wood-boring invertebrates, such as the termite *Reticulitermes lucifugus*, and beetles of the families Buprestidae and Cerambycidae. This accelerates the decomposition of dead trees.

Although dead pine trees could be seen by some as a fire hazard, they are not any more of a hazard than any dead or live tree within the Nature Reserve. In fact, live pine trees burn for a longer period of time due to their resinous nature. Dead pine tree removal should not, therefore, be justified through these means.

ACKNOWLEDGEMENTS

Our thanks to Mr. Martin Caruana at the Gibraltar Met Office for kindly providing us with meteorological data, and to Dr. John Cortés for reading over this paper and suggesting possible improvements.

REFERENCES

- CORTÉS, J. E. (1979) *A description of the vegetation of Gibraltar - with considerations on its development*. Unpubl. B.Sc. thesis, Royal Holloway College, University of London.
- CORTÉS, J. (1994) "The history of the vegetation of Gibraltar". *Almoraima*, 11, 39-50.
- CORTÉS, J. (2000) Gibraltar. In: Heath, F. & Evans (2000) *Important Bird Areas of Europe, Priority Sites for Conservation Vol. 2, Southern Europe – Birdlife Conservation Series No. 8*. Birdlife International, Cambridge, UK.
- Gibraltar Gazette* (1993) "Nature Conservation Area (Upper Rock) Designation Order". First supplement to the *Gibraltar Gazette* No. 2717, 25th March 1993 Gibraltar (L/N 51 of 1993).
- HUMPRIES, C. J., Press, J. R. & Sutton, D. A. (1981) *Trees of Britain and Europe*. Middlesex: Country Life Guides.
- LINARES, L. (1994) "The variety of Gibraltar's flora". *Almoraima*, 11, 117-123.
- LINARES, L., Harper, A. & Cortés, J. (1996) *The Flowers of Gibraltar – FLORA CALPENSIS*. Gibraltar: Wildlife (Gibraltar) Limited.
- QUEZEL, P. (1977). "Forests of the Mediterranean Basin". *MAB Technical Notes 2*. UNESCO.
- TUCKER, G. M. & Heath, M. F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, UK: Birdlife International (Birdlife Conservation Series no. 3).
- WOLLEY-DOD, A. H. (1914). "A flora of Gibraltar and the neighbourhood". *Jour. Bot.* (Supplement), 52.

LIMITACIONES DE LA PRODUCCIÓN DE SEMILLAS EN EL AVELLANILLO ('FRANGULA ALNUS' SUBSP. 'BAETICA')

Arndt Hampe / Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla

RESUMEN

Durante dos años se estudiaron la floración y fructificación del avellanillo en el Parque Natural Los Alcornocales. El seguimiento individual de más de 6.000 flores, observaciones de polinizadores y diferentes experimentos revelaron que a pesar de una alta tasa de visitas por insectos, la fructificación de esta especie autoincompatible sufre una severa limitación por la falta de polen procedente de otros individuos. La abundancia de polinizadores aumenta a lo largo de la época de floración y con ella la tasa de fecundación, pero al mismo tiempo aumenta la mortalidad de flores y frutos inmaduros, en gran parte debido a la sequía estival. Como consecuencia, el éxito reproductor varía según las condiciones ambientales durante un periodo relativamente corto a finales de la floración y puede reducirse considerablemente por condiciones meteorológicas adversas en esta época.

Palabras clave: autoincompatibilidad, fenología de floración, *Frangula alnus* subsp. *baetica*, polinización.

ABSTRACT

Limits on seed production in Alder Buckthorn (*Frangula alnus* subsp. *baetica*) - The flower and fruit production of Alder Buckthorn was studied over two years in the Parque Natural Los Alcornocales. The monitoring of more than 6000 flowers, pollinator observations and different experiments showed that trees of this self-incompatible species are severely cross-pollen limited. The pollinator abundance increased through the flowering season and the fruit set improved likewise; but at the same time the mortality of flowers and initiated fruits also increased, largely due to the onset of the summer drought. Results indicate that the annual seed output of the investigated populations is largely determined by the environmental conditions during a relatively short period near the end of the flowering season, and it may be severely reduced by adverse weather.

Keywords: self-incompatibility, flowering phenology, *Frangula alnus* subsp. *baetica*, pollination.

INTRODUCCIÓN

Uno de los hábitats más prestigiosos del Parque Natural Los Alcornocales son los canutos, las estrechas gargantas que rodean los cursos altos de los arroyos. Los canutos albergan una gran variedad de especies vegetales que fueron ampliamente distribuidas en Europa durante el Terciario pero hoy están restringidas a pocos enclaves con condiciones ambientales especiales, que han permitido la supervivencia de estos relictos (Hampe & Arroyo 2002, Mejías *et al.* 2002). Estas especies relictas del Terciario han evolucionado en un clima subtropical y mucho menos estacional que el actual clima mediterráneo (Mai 1989), y sus poblaciones restantes - a menudo pequeñas y aisladas entre sí - suelen permanecer al margen de su tolerancia climática.

La reproducción y el establecimiento de las plantas jóvenes suelen ser las fases del ciclo de vida que sufren la mayor mortalidad y a menudo forman el cuello de botella para la regeneración que determina la tolerancia ambiental de las plantas (Woodward 1987, Pigott 1992). Por lo tanto tenemos que conocer con detalle la biología y dinámica de estos procesos y los factores ambientales que limitan su éxito, si queremos diseñar medidas adecuadas para la conservación de las especies relictas. El presente trabajo estudia la biología reproductiva del avellanillo (*Frangula alnus* subsp. *baetica*, Rhamnaceae), un árbol típico de los canutos que cuenta con sus mayores poblaciones a nivel mundial en el área del Parque Natural Los Alcornocales. En particular, se pretenden 1) cuantificar la producción de semillas en dos años consecutivos, 2) identificar los factores limitantes y las fases reproductivas que sufren los mayores niveles de mortalidad, 3) examinar el papel de la fenología de floración, y 4) evaluar el futuro potencial reproductivo de las poblaciones relictas del avellanillo bajo el esperable cambio climático.

ÁREA Y MÉTODOS DE ESTUDIO

El presente trabajo fue llevado a cabo en dos gargantas de la sierra del Aljibe (Puerto Oscuro y Medio) localizadas en el término municipal de Alcalá de los Gazules. Al comienzo de la época de floración 2000 se marcaron cinco ramas jóvenes, respectivamente, en 33 árboles, y éstas fueron controladas cada 6-7 días hasta el final de la época de fructificación. Durante cada censo se anotó la fase de todas las flores controladas (botón, flora abierta, flor pasada, fruto inmaduro, fruto maduro). Daños visibles de flores o frutos fueron registrados junto con el supuesto factor de mortalidad: 1) herbivoría, 2) desecación, 3) factores intrínsecos (cuando flores/frutos dejaban de crecer y cambiaban de color antes de caer), y 4) desconocido. El seguimiento fue repetido en 2001 en una submuestra de 15 árboles.

Cuatro árboles por población fueron observados durante los años 2000 y 2001 para describir la comunidad de insectos polinizadores y su abundancia a lo largo de la época de floración. Una rama por árbol fue marcada y observada semanalmente durante 15 minutos. No fue posible anotar el número de flores visitadas por cada insecto individual, así que se consideró cada estancia de un polinizador en la rama focal como una visita. Al final de cada observación se contó el número de flores abiertas en la rama.

Se realizó un experimento de adición de polen para examinar si la producción de frutos estaba limitada por la falta de polen aún en el momento de mayor abundancia de polinizadores (principios de junio). En cinco árboles por población, se rozó cuidadosamente el estigma de diez flores por árbol con anteras provenientes de otros individuos, mientras que diez otras flores abiertas sirvieron de control. Un segundo experimento examinó el papel de la fenología de floración para la fructificación. Antes del comienzo de la floración 2001, se marcaron tres juegos de cuatro ramas, respectivamente, en nueve árboles pertenecientes a la población de la garganta del Puerto Oscuro. Las ramas fueron controladas cada 2-3 días y las flores recién abiertas fueron cuidadosamente quitadas según el tratamiento de floración: 1) temprano (los últimos 50%),

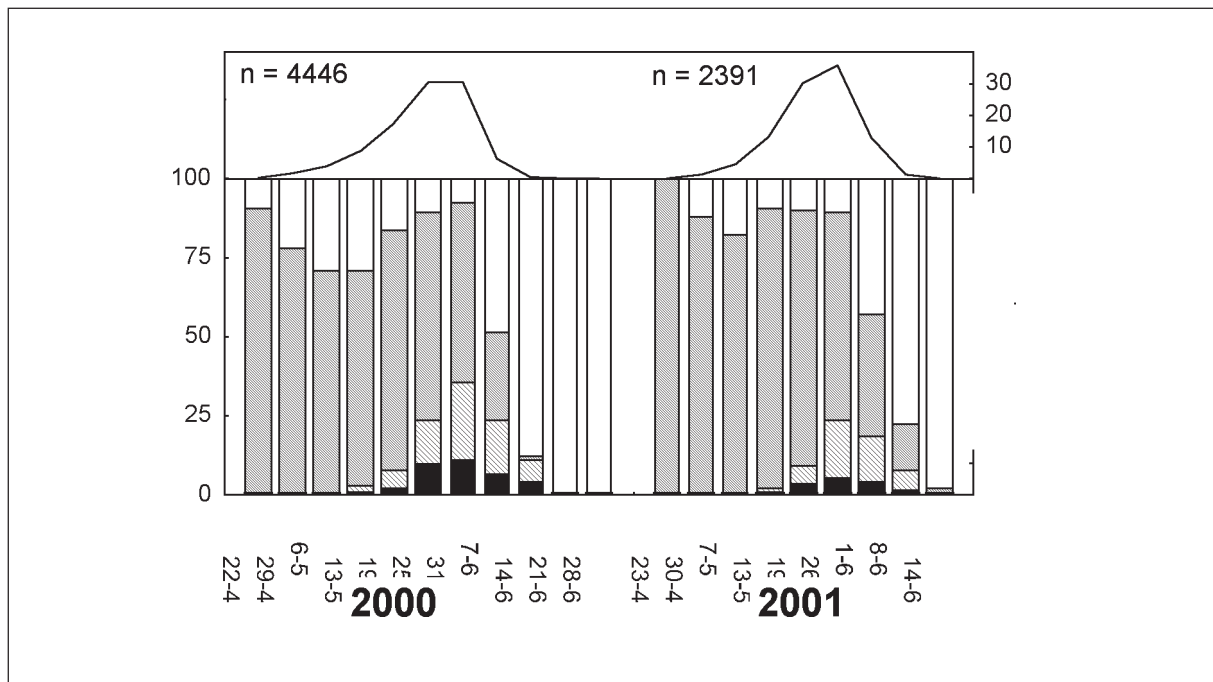


Figura 1. Fenología de floración y mortalidad de flores/frutos del avellano a lo largo de las épocas de floración de 2000 y 2001. Arriba se presenta el porcentaje del número total de flores que floreció en cada fecha de censo; abajo se indica cuántas flores lograron los siguientes estados de desarrollo: botón (blanco), flor abierta (trama fina), fruto iniciado (trama gruesa) y fruto maduro (negro).

2) pico (los primeros y los últimos 25%), 3) tardío (los primeros 50%) y 4) continuo (cada segunda flor). En ambos experimentos se registraron los números de frutos iniciados y madurados.

Para cada rama se calcularon las fracciones de flores que llegaron a convertirse en frutos iniciados y en frutos maduros, respectivamente. Estas fracciones formaron la bases de la mayoría de los análisis estadísticos. Además, se realizó un análisis de estado clave (key-stage analysis, Yamamura 1999) sobre los datos de los seguimientos descriptivos para identificar la mortalidad de flores/frutos a lo largo del proceso reproductor, y su variación entre los años 2000 y 2001.

RESULTADOS

Patrones espaciales y temporales de floración, mortalidad y fructificación

Se siguieron a un total de 1.006 inflorescencias con 4.446 flores en el año 2000 y 481 inflorescencias con 2.391 flores en 2001. Las inflorescencias fueron más grandes en 2001 ($5'0 \pm 2'2$ versus $4'4 \pm 1'9$; t test pareado: $t = -2'2$, $df = 812$, $p = 0'03$), mientras que el número de inflorescencias por rama no varió de un año al otro (2000: $6'1 \pm 1'7$, 2001: $6'4 \pm 1'6$; $t = 1'2$, $df = 128$, $p = 0'23$). Ambos parámetros variaron mucho entre árboles individuales (ANOVA de una vía: $p \ll 0'001$, respectivamente, en ambos años), mientras que no se detectaron diferencias entre las dos poblaciones.

La figura 1 presenta la fenología de floración para los dos años de estudio. Las tasas y causas de mortalidad cambiaron bastante a lo largo de la época de floración. Flores tempranas sobrevivieron en su mayoría pero fracasaron casi completamente en producir frutos. La iniciación de frutos aumentó en la segunda mitad de la época de floración, hasta que

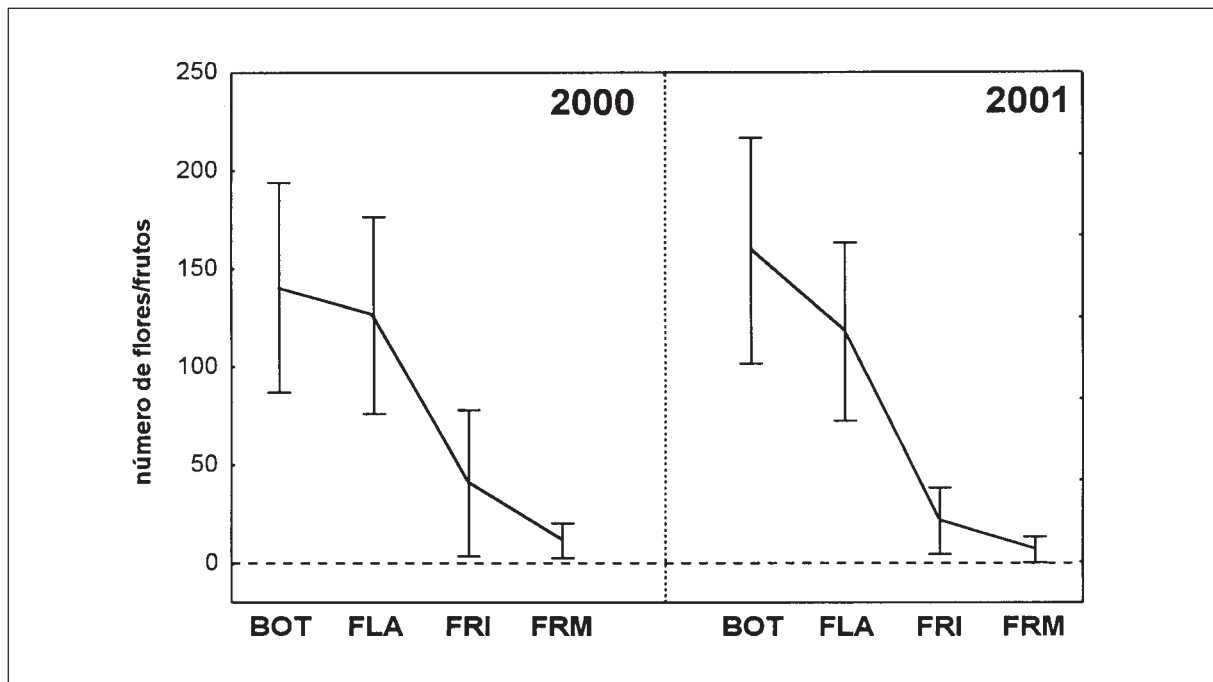


Figura 2. Mortalidades de flores y frutos a través de los diferentes estados de desarrollo en 2000 y 2001: **BOT**: botón, **FLA**: flor abierta, **FRI**: fruto iniciado, **FRM**: fruto maduro. Véase la Tabla 1 para una comparación estadística de los dos años.

esta tendencia fue adelantada por un incremento destacado de la mortalidad (figura 1). Los factores de mortalidad más importantes fueron la desecación (2000: 41%, 2001: 46%) y la herbivoría (sobre todo por pulgones; 32 y 41%). La herbivoría fue más abundante en la época temprana y mediana de floración, mientras que la desecación destacó al final (o sea, durante el periodo de mayor iniciación de frutos) y mató casi todas las flores más tardías.

El análisis de estado clave demostró que la mayor mortalidad ocurrió entre las flores abiertas, seguido por los botones (figura 2). Ambos estados sufrieron una mortalidad más elevada en 2001 que en 2000 (tabla 1). Como consecuencia, en 2000 un $9 \pm 6\%$ (media \pm desv. est.) de las flores se convirtieron en frutos maduros pero solo un $5 \pm 5\%$ in 2001. La iniciación y la maduración de frutos variaron mucho entre árboles (coeficiente de variación = 18-26% en ambos años), pero no entre poblaciones (t test: $p > 0.10$ en ambos casos).

Estado	Submortalidad	2000	2001	t	df	p
Botón	k_1	0.05 ± 0.03 (0.04)	0.13 ± 0.05 (0.09)	-5.8	14	0.0001
Flor abierta	k_2	0.64 ± 0.37 (0.53)	0.84 ± 0.34 (0.57)	-3.1	14	0.009
Fruto iniciado	k_3	0.52 ± 0.23 (0.43)	0.50 ± 0.28 (0.34)	0.3	14	0.78
Total	K	1.21 ± 0.41 (1.00)	1.48 ± 0.51 (1.00)	-2.4	14	0.02

Tabla 1. Resultados de tests pareados sobre las tasas de mortalidad durante diferentes estadios de la reproducción en 2000 *versus* 2001; se describen tasas de mortalidad en forma de valores k (media \pm 1 desviación estándar, entre paréntesis la contribución relativa de cada mortalidad a la mortalidad total) según Yamamura (1999).

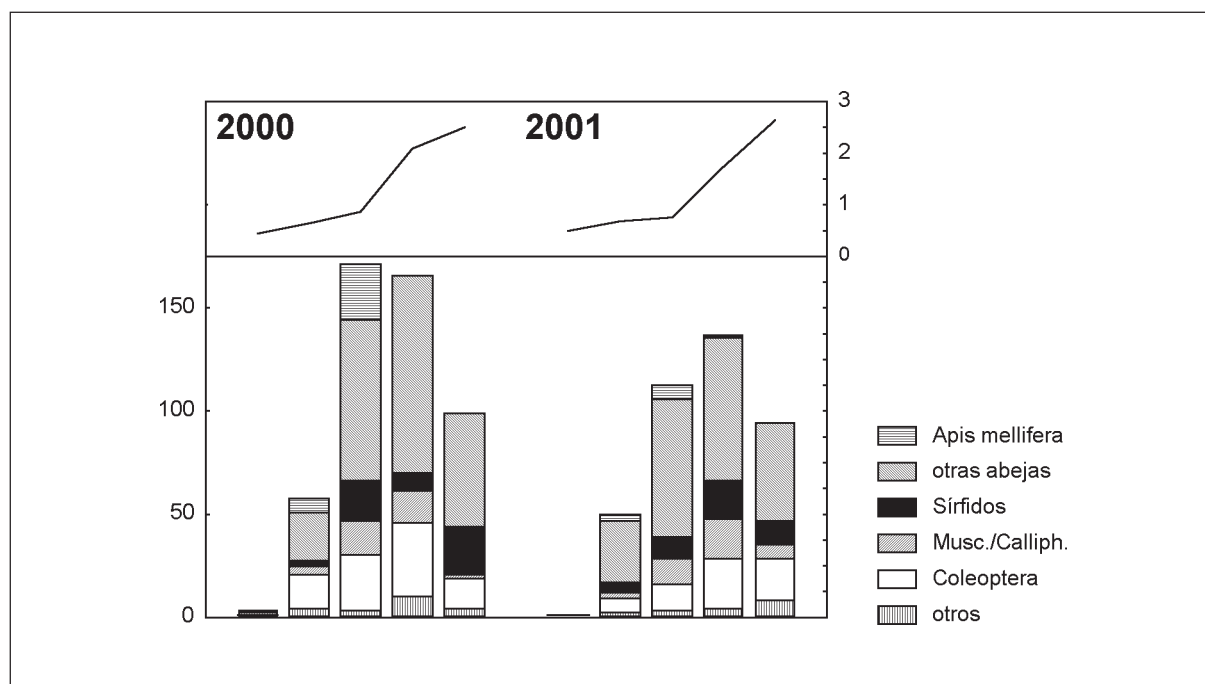


Figura 3. Abundancia de polinizadores a lo largo de las épocas de floración 2000 y 2001. Abajo se indica los números absolutos observados de diferentes taxones, arriba se demuestra la tasa de visitas por flor abierta y hora de observación.

POLINIZADORES

Los árboles fueron visitados por una gran diversidad de insectos pertenecientes a los órdenes Hymenoptera (55%), Diptera (23%), Coleoptera (20%) y Lepidoptera (2%; $n = 815$ visitas, véase también figura 3). La tasa de visitas por flor abierta aumentó a lo largo de la época de floración, de manera que flores tardías recibieron unas cinco veces más visitas que flores tempranas (figura 3).

ADICIÓN DE POLEN

La adición de polen afectó la iniciación de frutos en todos los árboles tratados y resultó en su duplicación de 28 a 60%. Esta diferencia fue altamente significativa (test de Wilcoxon: $Z = 2.8$, $n = 10$, $p = 0.005$).

MANIPULACIÓN FENOLÓGICA

El tratamiento de floración temprana inició un menor número de frutos que los otros tratamientos (figura 4; test de Friedman; $\chi^2 = 9.1$, $df = 3$, $p = 0.03$), mientras que el tratamiento de floración continua maduró considerablemente más frutos que el resto (figura 5; $\chi^2 = 11.3$, $df = 3$, $p = 0.01$).

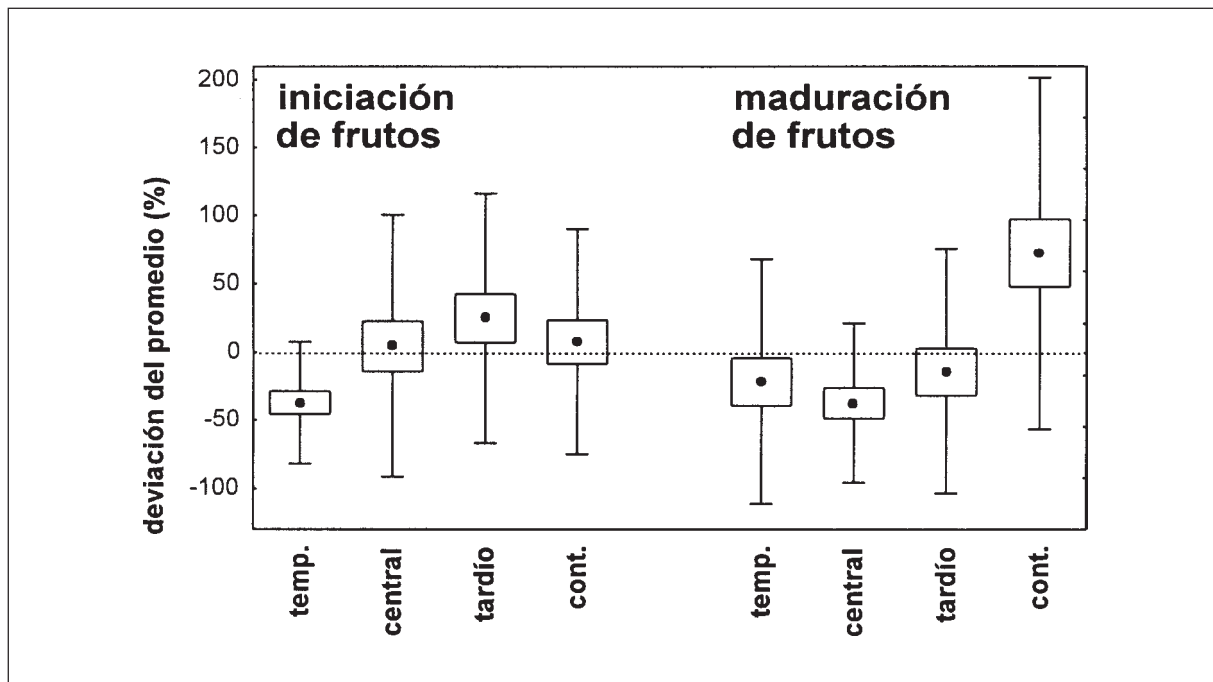


Figura 4. Resultados de la manipulación experimental de la fenología de floración. Se representan la iniciación y maduración de frutos en función de su desviación del promedio de las réplicas experimentales (i.e., juegos de ramas) para estandarizar la extensa variación entre éstas. Los tratamientos son floración temprana (últimos 50% de las flores quitados), central (primeros y últimos 25% quitados), tardía (primeros 50% quitados), y continua (cada segunda flor quitada).

DISCUSIÓN

Fases y factores limitantes para la producción de frutos

El análisis de estado clave demostró que la mayoría de las pérdidas del potencial reproductor ocurre durante la apertura de las flores, mientras que los botones y los frutos inmaduros sufren mortalidades menores; en otras palabras: la mayoría de las flores llegó a abrir pero fracasó en iniciar el fruto. Los datos observacionales y el experimento de adición de polen indicaron que este fallo de fecundación se debe a una grave escasez de polen procedente de otros individuos, indispensable para una fecundación exitosa en esta especie autoincompatible (Medán 1994). El éxito de fecundación aumentó en paralelo con la abundancia de polinizadores, y la adición de polen ajeno duplicó la iniciación de frutos aún en el momento de mayor actividad de polinizadores. Este último resultado podría incluso subestimar el verdadero grado de limitación de polen cruzado, ya que el tamaño minúsculo y la estructura de las flores dificultan mucho las polinizaciones manuales (A. Hampe, observación personal). La grave limitación de polen contrasta con la aparentemente alta abundancia de insectos polinizadores y sugiere que los árboles estudiados experimentan un muy elevado nivel de geitonogamia (i.e., polinizaciones entre diferentes flores de la misma planta; de Jong et al. 1993, Willcock & Neiland 2002).

Variación de la producción de frutos dentro de y entre años

Al comienzo de la época de floración el servicio de polinizadores no parece permitir una notable iniciación de frutos; más tarde la actividad aumenta (como demuestra el experimento fenológico), pero precisamente cuando la fecundación

funciona mejor, el comienzo de la sequía veraniega incrementa la mortalidad de botones y llega a matar todos los botones más tardíos. Por lo tanto, la iniciación de frutos está restringida a un periodo relativamente corto, y su éxito está fuertemente afectado por las condiciones meteorológicas durante esta época clave. Estas condiciones variaron entre 2000 y 2001, ya que en el segundo año esta época crítica coincidió con una temporada de altas temperaturas y fuerte Levante. Como resultado, la producción de frutos se redujo por unos 50%.

La comparación entre 2000 y 2001 demuestra además que diferentes fases del proceso reproductor varían en su respectiva susceptibilidad a las condiciones climáticas. La mortalidad de botones fue relativamente baja en 2000 (8'2%) pero casi el triple en 2001 (23'7%), sobre todo debido a una plaga de pulgones y un fuerte incremento de la desecación de flores. Ambos factores están vinculados con las condiciones meteorológicas, ya que la abundancia de pulgones depende mucho del tiempo y puede aumentar enormemente dentro de pocas semanas si las condiciones son idóneas (Bale *et al.* 2002). En 2001, los pulgones y la sequía mataron muchos botones precisamente durante la época de mejor fecundación, y su impacto es probablemente el principal responsable para la baja fructificación del año 2001. Además de los botones, las flores abiertas también sufrieron una mayor mortalidad en 2001, lo que indica que el proceso de polinización también responde a las condiciones meteorológicas. Posibles razones pueden ser una menor actividad de polinizadores y también una reducida longevidad de las flores abiertas debido a las condiciones meteorológicas (A. Hampe, observación personal).

El desarrollo de los frutos parece ser la fase menos susceptible al momento de su iniciación y las respectivas condiciones meteorológicas. Al contrario, el experimento fenológico demostró que cuanto más se distribuye la iniciación de diferentes frutos a lo largo de la época de floración, mayor es la probabilidad de que estos frutos lleguen a madurar. Esta observación indica que algún tipo de limitación de recursos (p. ej. agua o carbohidratos) está afectando el desarrollo de los frutos.

Potencial reproductor en el contexto de las poblaciones

La limitación de polen cruzado parece ser el mayor problema para la producción de semillas en las poblaciones estudiadas. La polinización suele verse afectada por varias características poblacionales, como su tamaño, densidad, distribución espacial, y en especies autoincompatibles también su diversidad y estructura genética (véase Kunin 1997, Willcock & Neiland 2002 para revisiones recientes).

Hoy día el Parque Natural Los Alcornocales alberga las poblaciones más grandes y estables del avellanillo, mientras que en el resto del área las poblaciones suelen ser pequeñas (a menudo, menos de 100 individuos adultos), muy aisladas entre sí y en retroceso (VVAA 2000, Hampe & Arroyo 2002). El tamaño *efectivo* de las poblaciones –o sea, el número de individuos que contribuyen a la regeneración– es probablemente aún más pequeño, ya que muchos árboles pequeños prácticamente no inician frutos (Hampe 2002, Hampe & Arroyo 2002). Dado que la reproducción del avellanillo se reduce bajo efectos de consanguinidad (Medán 1994, Hampe & Arroyo 2002), no sorprende que poblaciones muy pequeñas o espaciadas suelen producir muy pocos frutos (Medán 1994, A. Hampe, observación personal). Parece probable que una reducción continuada de estas poblaciones más pequeñas causará la pérdida total de su potencial reproductor por efectos de Allen (véase Lamont *et al.* 1993, Groom 1998 para casos similares). Viceversa, el potencial reproductor y la viabilidad de estas poblaciones más vulnerables podría muy probablemente ser restituido mediante repoblaciones, preferiblemente con árboles de la misma zona pero tampoco demasiado relacionados genéticamente para prevenir los mencionados efectos perjudiciales de la consanguinidad (Ellstrand & Elam 1993, Hedrick & Kalinowski 2000).

Biología reproductiva del avellanillo y el cambio climático

El presente estudio demuestra cómo condiciones meteorológicas adversas pueden intervenir en el proceso de la reproducción y reducir la producción de semillas, incluso aunque 2001 no fue un año especialmente desfavorable,

comparado por ejemplo con los años secos a principios de los años 1990 (Sinamba Difusión 1998). La fuerte variabilidad interanual del éxito reproductor en función del tiempo es comparable a plantas en latitudes o altitudes muy elevadas (Ågren 1988, Houle & Filion 1993, Wagner & Mitterhofer 1998). Pero contrario a estas regiones, las condiciones climáticas se están agravando en el oeste de Andalucía: A lo largo del siglo pasado, las precipitaciones primaverales han disminuído más de 30%, mientras que las temperaturas de primavera han aumentado significativamente durante los últimos 20 años (García Barrón 2000).

Un reciente estudio filogeográfico indica que las poblaciones ibéricas del avellanillo son antiguos relictos de probable origen Terciario; su elevada edad, continuidad y aislamiento entre sí han creado una riqueza genética única dentro del área de distribución de la especie *Frangula alnus* (Hampe *et al.* 2004). Sin embargo, recientemente el avellanillo ha desaparecido o está a punto de desaparecer de importantes partes de su distribución (p.ej. Sierra Nevada, Sierra de Cazorla; VVAA 2000, Hampe & Arroyo 2002). Un reducido potencial reproductor bajo las actuales condiciones climáticas podría ser una causa importante de este preocupante regreso. Según los criterios de Bond (1995), la biología reproductiva del avellanillo le hace altamente susceptible a cambios climáticos, ya que las poblaciones dependen exclusivamente de semillas para su regeneración y de insectos polinizadores para la producción de ellas. El reducido tamaño de muchas poblaciones restantes les hace particularmente susceptibles a una alta variabilidad interanual en su éxito reproductor, y muy probablemente también a amenazas adicionales como alteraciones humanas de sus hábitats (Ellstrand & Elam 1993, Hedrick & Kalinowski 2000). Además, casi todas las poblaciones son tan aisladas que extinciones locales no pueden ser amortiguadas por dinámicas metapoblacionales a nivel regional. Por lo tanto es de esperar que la capacidad reproductora y la viabilidad de poblaciones seguirá reduciéndose, si no se toman pronto medidas apropiadas de conservación. Las recién comenzadas actividades de repoblación en el Parque Natural Los Alcornocales y otros lugares son sin duda una medida importante y prometedora; la protección estricta de las poblaciones restantes y de la vegetación alrededor de los canutos que contribuye a atenuar efectos de sequía será otra medida imprescindible para asegurar la supervivencia de esta especie en Andalucía.

BIBLIOGRAFÍA

- ÅGREN, J. 1988. "Between-year variation in flowering and fruit set in frost-prone and frost-sheltered populations of dioecious *Rubus chamaemorus*". *Oecologia* 76: 175-183.
- BALE, J. S., G. J. Masters, I. D. Hodkinson, C. Awmack, T. M. Bezemer, V. K. Brown, J. Butterfield, A. Buse, J. C. Coulson, J. Farrar, J. E. G. Good, R. Harrington, S. Hartley, T. H. Jones, R. L. Lindroth, M. C. Press, I. Symrnioudis, A. D. Watt y J. B. Whittaker. 2002. "Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores". *Global. Change Biol.* 8: 1-16.
- BOND, W. J. 1995. "Effects of global change on plant-animal synchrony: Implications for pollination and seed dispersal in Mediterranean habitats". En: *Global change and Mediterranean-type ecosystems* (Moreno, J.M. y Oechel, W.C., eds.). Springer, New York, pp. 181-202.
- DE JONG, T. J., N. M. Waser y P. G. L. Klinkhamer. 1993. "Geitonogamy: the neglected side of selfing". *Trends Ecol. Evol.* 9: 307-344.
- ELLSTRAND, N.C. y D. R. Elam. 1993. "Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation". *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24: 217-242.
- GARCÍA BARRÓN, L. 2000. *Análisis de series termopluriométricas para la elaboración de modelos climáticos en el suroeste de España*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.
- GROOM, M. J. 1998. "Allee effects limit population viability of an annual plant". *Am. Nat.* 151: 487-496.
- HAMPE, A. 2002. "Fructificación, dispersión y reclutamiento del avellanillo (*Frangula alnus* subsp. *baetica*) en los canutos del Parque Natural Los Alcornocales". *Almoraima* 27: 191-206.
- HAMPE, A y J. Arroyo. 2002. "Recruitment and regeneration in populations of an endangered South Iberian Tertiary relict tree". *Biol. Conserv.* 107: 263-271.
- HAMPE, A., J. Arroyo, P. Jordano y R. J. Petit. 2004. "Rangewide phylogeography of a bird-dispersed Eurasian shrub: contrasting Mediterranean and temperate glacial refugia". *Mol. Ecol.*, en prensa.
- HEDRICK, P.W. y S. T. Kalinowski. 2000. "Inbreeding depression in conservation biology". *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 139-162.
- HOULE, G. y L. Filion. 1993. "Interannual variations in the seed production of *Pinus banksiana* at the limit of the species distribution in northern Quebec, Canada". *Am. J. Bot.* 80: 1242-1250.

- KUNIN, W.E. 1997. "Population biology and rarity: on the complexity of density-dependence in insect-plant interactions". En: *The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences* (Kunin, W.E. y Gaston K.J., eds). Chapman & Hall, London, pp 150-173.
- LAMONT, B. B., P. G. L. Klinkhamer, F. T. F. Witkowski. 1993. "Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Banksia goodii* - a demonstration of the Allee effect". *Oecologia* 94: 446-450.
- MAI, D.H. 1989. "Development and regional differences of the European vegetation during the Tertiary". *Pl. Syst. Evol.* 162: 79-91.
- MEDÁN, D. 1994. "Reproductive biology of *Frangula alnus* Miller in Southern Spain". *Pl. Syst. Evol.* 193: 173-186.
- MEJÍAS, J.A., Arroyo, J. y Ojeda, F. 2002. "Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations". *Bot. J. Linn. Soc.* 140: 297-311.
- PIGOTT, C.D. 1992. "Are the distributions of species determined by failure to set seed?". En: *Fruit and seed production: Aspects of development, environmental physiology and ecology* (Marshall, C. y Grace, J., eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp 203-216.
- SINAMBA DIFUSIÓN. 1998. *La Información Ambiental de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- VVAA. 2000. "Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (valoración según categorías UICN)". *Conserv. Vegetal* 6 (extra): 11-38.
- WAGNER, J. y E. Mitterhofer. 1998. "Phenology, seed development, and reproductive success of an alpine population of *Gentianella germanica* in climatically varying years". *Bot. Acta* 111: 159-166.
- WILCOCK, C. y R. Neiland. 2002. "Pollination failure in plants: why it happens and when it matters". *Trends Pl. Sci.* 7: 270-277.
- WOODWARD, F.I. 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- YAMAMURA, K. 1999. "Key-factor/key-stage analysis for life table data". *Ecology* 80: 533-537.

Almoraima, 31, 2004

FLORA AMENAZADA EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES Y SU ENTORNO

*Begoña Garrido Díaz / Juan Antonio García Rojas / Domingo Mariscal Rivera
Fernando Márquez Iglesias / Alfonso Pantoja Macías / Luis Federico Sánchez Tundidor*

1. ÁREA DE ESTUDIO

Dentro de la cuenca Mediterránea, las cordilleras béticas andaluzas son consideradas como uno de los puntos calientes de biodiversidad florística. Esto es debido tanto a una gran riqueza de especies (número absoluto de especies) como a la calidad de estos taxones (hay una alta proporción de taxones endémicos). Esta riqueza es debida a la posición estratégica muy cercana al norte de África (que en tiempos pasados ha servido de puente entre los dos continentes), a la historia a escala geológica y a la gran variedad litológica y edafológica, así como a la compleja orografía del terreno. (MEDAIL & QUEZEL, 1997).

El área de estudio en el presente trabajo se localiza en el sur de dichas cordilleras, en el llamado “sector fitogeográfico Aljibico”: En Biogeografía vegetal o Fitogeografía se realiza una división del territorio en función de la vegetación y de los taxones vegetales característicos definiéndose las unidades biogeográficas florísticas. El sector aljibico es el más meridional de la península Ibérica y está centrado en las areniscas del Aljibe que se encuentran en el Parque Natural Los Alcornocales y su entorno. Se extiende por el oeste desde Barbate hasta llegar por el este al valle del Genal y hasta Fuengirola. Por el norte limita con el río Majaceite. En el presente texto nuestra área de estudio va a ser la parte central del sector que está delimitada por el Campo de Gibraltar, Parque Natural Los Alcornocales y la campiña cercana.

Una de las características abióticas más destacables del sector aljibico en general y de nuestra zona de estudio en particular es el predominio de las areniscas del Aljibe en la litología, que son de carácter ácido. En el norte de Marruecos, fundamentalmente en la península Tingitana, también se encuentra este tipo de roca. Mezcladas con las areniscas se presentan arcillas y margas, fundamentalmente de carácter básico. En las zonas más bajas esporádicamente aparecen también afloramientos de roca caliza. Otra característica que va a influir notablemente en la flora y en la vegetación y que

también se presenta en la península Tingitana, son las temperaturas más suaves y las precipitaciones más abundantes (tanto en forma de lluvia como de niebla) si las comparamos con las regiones circundantes. En publicaciones anteriores de algunos de los firmantes de este trabajo, se ha llamado a esta región a ambos lados del Estrecho, Comarca del Estrecho (por ejemplo, Sánchez Tundidor y cols., 1998)

2. FLORA SINGULAR

El área de estudio es una de las regiones de mayor riqueza florística de Andalucía. Todavía los botánicos locales, que llevan años saliendo al campo, identificando y fotografiando plantas, pero también los que vienen de más lejos a prospectar nuestra zona, aumentan año tras año el número de taxones observados. Entre éstos hay una buena proporción de taxones endémicos del sur de la Península y del norte de Marruecos. De ellos, 29 son endemismos con distribución muy restringida, centrada en la zona de estudio y en el norte de Marruecos: los llamados endemismos aljibico-mauritanos. En algunos casos también se extienden por una estrecha franja del litoral gaditano y por los escasos y aislados afloramientos de arenisca y margas asociadas que se encuentran en las sierras de Grazalema o en la Serranía de Ronda. La mayoría crecen sobre las areniscas del Aljibe (*Ulex borgiae*, *Satureja salzmanii*, *Klasea alcalae*, *Asphodelus roseus* o *Teline tribracteolata*, entre otros). Sobre las margas y arcillas se han contabilizado cinco especies, como *Origanum compactum* o *Ulex baeticus* subsp. *scaber* y sobre los afloramientos calizos otras cinco especies, como *Silene tomentosa* o *Iberis gibraltarica*. Algunas de estas especies endémicas están protegidas por la legislación y otras las hemos considerado amenazadas porque su distribución es claramente restringida y además su estado de conservación es altamente delicado, mientras que otras se encuentran frecuentemente, formando poblaciones densas y numerosas. Hay que considerar que las 10 especies que viven sobre sustrato básico se encuentran todavía más aisladas, ya que este sustrato es más escaso en el sector Aljibico. Además, algunas de estas especies se encuentran en las zonas más llanas, que son las más antropizadas y sometidas a la presión urbanística, por lo que finalmente de estas 10 especies, siete se han considerado amenazadas.

Otro grupo que aporta una gran singularidad florística a nuestra zona es el elemento relictivo del Terciario. Estas especies se encuentran refugiadas en los bosques más húmedos, la mayoría formando parte de la vegetación riparia de las partes más altas de los arroyos, los canutos, y que fisionómicamente recuerda a la laurisilva canaria. Este tipo de vegetación está formado fundamentalmente por especies arbustivas y arbóreas de hoja plana. La especie dominante es un taxón relictivo y protegido por la legislación *Rhododendron ponticum*, y otras especies también relictivas y protegidas que la acompañan son *Frangula alnus* subsp. *baetica*, *Ilex aquifolium* y *Laurus nobilis*. En los canutos mejor conservados también encontramos helechos como *Culcita macrocarpa*, *Diplazium caudatum*, *Pteris incompleta* o *Vandenboschia speciosa*. Estos predominantemente tienen una distribución macaronésica y los canutos de nuestra sierra forman parte de sus escasas localidades europeas, considerándose relictivos del Terciario cuando en nuestra zona predominaba el clima tropical (MAI, 1989).

3. NUESTRA FLORA AMENAZADA. AMENAZAS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

En nuestra área de estudio existen poblaciones de especies protegidas por la legislación andaluza consideradas amenazadas. Además hay otra serie de taxones que, tras años de estudio de la flora de la zona, se consideran que se encuentran en un vulnerable estado de conservación (Sánchez Tundidor y cols, 1997; Sánchez Tundidor, 2002; Sánchez García, 2000). Actualmente se está revisando el Catálogo Andaluz de Flora Amenazada y muchas de estas especies se encuentran en proceso de evaluación para ser incluidas en este catálogo. Algunas seguramente quedarán fuera del mismo o incluso han quedado excluidas del proceso de revisión porque en otros lugares de Andalucía hay abundantes poblaciones sin problemas

de conservación patentes. En este caso estas especies deberían protegerse a nivel local con diversas actuaciones (seguimiento, reforzamiento o reintroducción de individuos...).

En la tabla 1 se enumeran las especies que se consideran amenazadas en nuestra área de estudio. Se describe la distribución geográfica general en Andalucía occidental y el número de poblaciones en el Campo de Gibraltar, junto con otras características importantes a la hora de planificar programas de conservación. La mayoría de los taxones de esta tabla pertenecen a uno de los dos grupos de flora singular de nuestra área, los endemismos (la mayoría muy restringidos) y los relictos. Hay un tercer grupo formado por especies de amplia distribución, que sin embargo en nuestra zona de estudio presentan actualmente muy pocas poblaciones porque los hábitats en los que se desarrollan están desapareciendo a un ritmo vertiginoso. Son especies que crecen fundamentalmente en el litoral o en las tierras más bajas donde la transformación del medio es mayor. Las amenazas que nos parecen más palpables en nuestra flora son el desarrollo urbanístico e industrial, la recolección y el coleccionismo y la herbivoría por ungulados. A continuación describimos cada una de ellas.

3.1. Desarrollo industrial y urbanístico en el Campo de Gibraltar

El desarrollo urbanístico e industrial del Campo de Gibraltar en el siglo XX ha sido bastante grande y como consecuencia han desaparecido muchas especies en esta comarca o en algunos de sus municipios. Son especies que fueron registradas en el siglo XIX o principios del siglo XX por diversos botánicos (como por ejemplo Wolley-Dod, 1914) y que en las prospecciones recientes realizadas no se han vuelto a localizar (Sánchez Tundidor, 2003; Sánchez García, 2000; Valdés y cols., 1987). Incluso algunos de los autores han observado como recientemente han desaparecido localidades de especies en los últimos 15 años (por ejemplo *Wolffia arrhiza* y *Mentha aquatica*). Los municipios más afectados son los de La Línea de la Concepción, San Roque y Los Barrios. Sánchez García (2000) señala una serie de taxones localizados en el Campo de Gibraltar de los que no se conocen citas recientes a pesar de que se han buscado concienzudamente. Pueden, o bien haber desaparecido de la zona por destrucción de hábitat o ser tan escasos que es extremadamente difícil su detección. Estos taxones son: *Phyllitis sagittata*, *Hypocoum procumbens*, *Arenaria algarbiensis*, *Silene sclerocarpa*, *Sideritis arborescens*, *Teucrium campanulatum*, *Verbascum pseudoreticum*, *Centaurea uliginosa*, *Rostraria salzmanii* y *Aeluropus littoralis*. El mismo autor ha detectado también otras especies que, aunque todavía persisten en el litoral del Campo de Gibraltar, están perdiendo parte de sus poblaciones.

Sin embargo entre los resquicios de las vías de comunicación, urbanizaciones, campos de golf y polígonos industriales, todavía quedan en estos municipios algunas poblaciones de flora silvestre con algunas especies amenazadas. A continuación exponemos los ejemplos más destacables:

- *Carduus lusitanicus* subsp. *santacreui*. Esta subespecie fue localizada en 1978 por Betty Mollesworth-Allen y descrita en 1981 por Devesa y Talavera y es endémica del Campo de Gibraltar. Actualmente sólo se conoce una localidad en el municipio de San Roque de menos de una hectarea de extensión, que se encuentra directamente afectada por la emisión de polvo de una cantera que se localiza en parte de la población y por la fragmentación sufrida debido a la carretera que la atraviesa. Potencialmente puede disminuir el área de ocupación de la población y fragmentarse más por la expansión de la explotación de áridos y por las actuaciones reglamentadas por el nuevo plan de ordenación del municipio. En 1807 se había citado esta especie por Clemente en Algeciras, localidad en la que de momento no se ha vuelto a encontrar y probablemente ha desaparecido debido al desarrollo urbanístico. Probablemente también ha desaparecido de la localidad donde se localizó en 1975 por Betty Mollesworth-Allen, sobre suelos margosos en la carretera antigua de San Roque a Los Barrios (Devesa & Talavera, 1981). Por si fuera poco, este verano un incendio en la zona ha afectado a gran parte de la única población.

- *Teucrium bracteatum*. Es una especie norteafricana que se había citado a principios de siglo XX en Algeciras (Wolley-Dod, 1914). Recientemente se ha vuelto a citar en la Península en dos localidades, una en Málaga (Navarro y Cabezudo, 1997) y otra en el Campo de Gibraltar, en Tarifa (Sánchez Tundidor, 2003). La localidad de Tarifa parece relativamente extensa, pero con una densidad de individuos muy baja. Los ejemplares se encuentran fundamentalmente en los bordes de la carretera de Tarifa y Algeciras. Actualmente parece sufrir con la competencia de las herbáceas ruderales y los ejemplares asentados más alejados de la carretera sufren presión ganadera. Pero la amenaza más inminente es el desdoblamiento de la carretera de Algeciras-Tarifa.

3.2. Recolección tradicional

De forma tradicional, en el medio rural se han recolectado especies para autoconsumo alimenticio, con uso medicinal, como especias, en artesanía, ... En muchos casos estas especies son ruderales, presentan una distribución amplia y son frecuentes en nuestros campos, como por ejemplo el poleo (*Mentha pulegium*) o la tagarnina (*Scolymus hispanicus*, *S. maculatus*). De todas formas, en Andalucía, la investigación para evaluar los recursos genéticos y sus riesgos de extinción conforman una línea de estudio propuesta para la conservación de la flora en Andalucía (Hernández-Bermejo y Clemente, 1994). Cuando se trata de especies amenazadas, el aprovechamiento puede afectar negativamente a las poblaciones.

- *Origanum compactum*. Este orégano es un endemismo restringido que crece en los matorrales sobre suelos margosos del Parque Natural Los Alcornocales y alrededores y en el norte de Marruecos. Las poblaciones que hemos observado hasta ahora son relativamente extensas y con abundantes individuos, aunque dispersos. Es un pequeño arbusto del que se recolecta la parte superior de las ramas. Las recolecciones las hacen grupos de personas que barren masivamente las poblaciones de esta mata y posiblemente las vendan a empresas comerciales. Todavía no se conoce como afecta esta recolección masiva a la dinámica de las poblaciones. En principio, esta corta elimina una parte importante de los recursos de los individuos y puede limitar la producción de flores y de semillas. Habría que realizar un seguimiento de estas poblaciones y experimentos para conocer cómo afecta este aprovechamiento a la dinámica poblacional. De hecho ya se ha propuesto la ordenación de la explotación de este orégano (Nieto y cols., 1999).
- *Dryopteris guanchica* y *Dryopteris affinis* subsp. *affinis*. Se trata de dos helechos pertenecientes a un género cuyas especies suelen llamarse helechos macho. El primero se recolectó en Algeciras en 1851 por Ball y no se ha vuelto a observar ni en esta localidad ni en otra del área de estudio. Se distribuye por el noroeste de la Península y Macaronesia, considerándose una especie relictal del Terciario. La localidad de Algeciras era la única conocida en Andalucía. Del segundo en nuestra zona sólo se conoce una localidad que se encuentra en un quejigal dentro del Parque Natural Los Alcornocales. Su área de distribución es más amplia que la del anterior, abarcando la cuenca Mediterránea y Macaronesia. Los helechos de este género tienen propiedades vermífugas (actúan contra los parásitos intestinales) y han sido recolectados tradicionalmente con este fin en otras zonas de la Península. La extinción de la primera especie y la rarefacción de la segunda pueden estar relacionadas en parte con un excesivo aprovechamiento.

3.3. Coleccionismo botánico

El registro de las especies vegetales de una zona (listado florístico) se ha realizado mediante la recolección de individuos y conservación en pliegos que se incluían en los herbarios. Antes, cuando los viajes eran tan largos y costosos, la única manera que tenían los científicos expertos de conocer a las especies era a través de estos pliegos. La mayoría de nuestra flora se ha descrito basándose en las características que presentaban los individuos de los pliegos de herbario, incluso

actualmente se toman muestras para extraer ADN de los pliegos para hacer filogenia. Sin embargo en los proyectos de investigación cada vez más se realizan viajes para recolectar las muestras con una metodología específica. La recolección de individuos para pliegos, siempre que sea una extracción moderada, no es peligrosa. Pero otra cuestión es la flora amenazada. En muchas ocasiones las poblaciones constan de pocos individuos que además se encuentran aislados entre sí. La recolección de 2-3 individuos de una población de 20 puede ser un daño irreversible para la misma. La recolección de individuos o parte de los mismos debe estar plenamente justificada y no causar daño a la dinámica de las poblaciones. Estos criterios hay que aplicarlos en cualquier muestreo científico. Un problema grave en otros países es la extracción de propágulos de especies especialmente decorativas. Así resulta frecuente la extracción de bulbosas y de orquídeas. De momento no se ha detectado este riesgo en nuestra zona de estudio.

- *Psilotum nudum*. Ese helecho presenta una distribución pantropical, extendiéndose a Macaronesia, siendo las localidades del Parque Natural Los Alcornocales las únicas que se encuentran en regiones templadas del hemisferio norte. Es de un gran interés didáctico ya que morfológicamente se parece a las primeras plantas que colonizaron el medio terrestre. En el Parque se conocen cuatro localidades en general distantes entre sí y con escasos individuos. Se detectó por primera vez en Los Barrios en 1965 (Mollesworth, 1966). Este hallazgo atrajo a muchos botánicos profesionales y aficionados. En la actualidad en la primera población detectada sólo hay cuatro grietas con tallos de *Psilotum nudum* y el número de vástagos no llega a 200. Los autores que la conocían desde los primeros años después de su hallazgo, aseguran que esta población ha sido diezmada, tanto en la superficie que ocupan los tallos como en el número de éstos. La causa de esta disminución en el número de tallos ha sido la excesiva recolección para pliegos de herbario.

3.4. Herbivoría

En el Parque Natural Los Alcornocales un problema detectado en muchas especies leñosas es la excesiva carga ganadera y cinegética que provoca la mortalidad de casi todas las plántulas y brinzales de estas plantas causando un gran desequilibrio en la dinámica poblacional de las mismas. La excesiva herbivoría no sólo afecta a las especies amenazadas sino que está afectando en general a toda la flora del Parque. Actualmente los proyectos de repoblaciones que se están ejecutando se realizan dentro de cerramientos con malla cinegética para proteger a las plantas (Sánchez Vela y cols., 2004). En un estudio en el que se muestrearon las especies leñosas de 10 canutos repartidos por todo el Parque se observó una mayor proporción de individuos adultos que de brinzales en el ojaranzo (*Rhododendron ponticum*), laurel (*Laurus nobilis*), avellanillo (*Frangula alnus* subsp. *baetica*) y acebo (*Ilex aquifolium*), que en el caso de los tres últimos probablemente se deba a la excesiva herbivoría de estas especies (Berjano y cols., 2002).

3.5. Estado de conservación de las especies y de sus poblaciones

En ocasiones las especies amenazadas se encuentran tan reducidas que cualquier perturbación puede afectar a la supervivencia de las poblaciones e incluso de las mismas especies. Por eso se incluye muchas veces el estado de las poblaciones y el aislamiento de éstas entre las amenazas, aunque son más bien características del estado de conservación de la especie. Si observamos la tabla 1, constatamos que muchas de las especies consideradas presentan muy pocas poblaciones, o sólo 2 o 1 poblaciones en el Campo de Gibraltar y en el Parque Natural Los Alcornocales. Otros taxones, aunque constan de un mayor número de localidades presentan una distribución muy dispersa de los individuos. ¿Por qué se considera frágiles a estas especies? Cuanto menor es el número de individuos de una población o menor es la extensión que ocupa, mayor probabilidad hay de que una perturbación termine con todos los individuos de la población. Además al contar con pocos efectivos es probable que esas poblaciones tengan poca variabilidad genética lo que hace que en principio sean menos plásticas a la hora de adaptarse a cambios en las condiciones ambientales. Todavía es más grave esta

TAXON	DISTRIBUCIÓN GENERAL	HÁBITAT	Nº	E	D	R	H
<i>Aeluropus litoralis</i> (Gouan) Parl.	Latemediterráneo	Lagunas salobres	Ex?		*		
<i>Anemone coronaria</i> L.	Región Mediterránea	Pastos	Ex?		*		
<i>Arisarum proboscideum</i> (L.) Savi	Comarca del Estrecho e Italia	Canutos y sotobosques hiperhúmedos	Frecuente	*		*	
<i>Armeria pungens</i> (Link) Hoffmanns. & Link	Suroeste de la P. Ibérica, Córcega y Cerdeña	Arenales litorales	1	*			
<i>Asphodelus roseus</i> Humb. & Maire	Comarca del Estrecho	Brezales	Pocas	*			*
<i>Asplenium marinum</i> L.	Regiones eurosiberiana, mediterránea y macaronésica	Acantillados marinos	2	*			
<i>Aster tripolium</i> L. subsp. <i>pannonicus</i> (Jacq.) Soó	Eurromediterránea	Marismas	1		*		
<i>Avena murphyi</i> Ladizinski	Endémica de Cádiz	Pastizales	Pocas	*	*		*
<i>Barlia robertiana</i> (Loisel.) Greuter	Mediterráneo y Macaronesia	Suelos básicos	2		*	*	
<i>Bromus macrantherus</i> Hackel ex Enriques	SO de la P. Ibérica y NO de Marruecos	Arenales y costeros	Pocas	*	*		
<i>Carduus lusitanicus</i> Rouy subsp. <i>santacreui</i> Devesa & Talavera	Endémica de la Comarca del Estrecho	Suelos margosos	1		*		
<i>Carduus myriacanthus</i> Salzm. ex DC.	Endémica de Cádiz	Litoral	Pocas	*	*		
<i>Carex extensa</i> Gooden.	Europea, Mediterránea y Macaronesia	Arenales y taludes costeros	2	*	*		
<i>Carthamus arborescens</i> L.	Sur de España y noroeste de África	Suelos básicos	2		*		
<i>Centaurea uliginosa</i> Brot.	Oeste de Portugal y suroeste de España	Lugares muy húmedos	2	*			
<i>Chamaesyce pepilis</i> (L.) Prokh.	Oeste de Europa y Mediterráneo	Arenales litorales	Pocas		*		
<i>Christella dentata</i> (Forsskal) Brownsey & Jermy	Tropical y subtropical	Suelos húmedos	Ex?				
<i>Cirsium gaditanum</i> Talavera & Valdés	Sector rondeño y Comarca del Estrecho	Suelos básicos en fuentes permanentes	1		*		
<i>Culcita macrocarpa</i> C. Presl	Noroeste de la península Ibérica y Macaronesia	Canutos	Pocas	*			
<i>Cynara tournefortii</i> Boiss. & Reuter	Península Ibérica	Pastizales	Pocas	*	*		*
<i>Cyperus michelianus</i> (L.) Link	Europa y Asia	Suelos salinos	1	*			*
<i>Daphne laureola</i> L. subsp. <i>latifolia</i> (Cosson) Rivas Martínez	Sur de la P. Ibérica y norte de Marruecos	Bosques umbríos y húmedos	Pocas	*			*
<i>Dipcadi serotinum</i> (L.) Medicus subsp. <i>fulvum</i>	Comarca del Estrecho y Macaronesia	Brezales	1	*			
<i>Diplazium caudatum</i> (Cav.) Jermy	Campo de Gibraltar y Macaronesia	Canutos	Pocas	*			
<i>Drosophyllum lusitanicum</i> (L.) Link	Suroeste de la P. Ibérica y N de Marruecos	Matorrales	Frecuente	*			
<i>Dryopteris affinis</i> (Lowe) Fraser-Jenkins subsp. <i>affinis</i>	Oeste de Europa, África y Macaronesia	Bosques umbríos y húmedos	1	*		*	
<i>Dryopteris guanchica</i> Gibby & Jermy	Noroeste península Ibérica y Macaronesia	Bosques umbríos, y húmedos	Ex				
<i>Echium arenarium</i> Guss.	Mediterránea	Arenales litorales	Ex?		*		
<i>Echium asperinum</i> Lam.	Mediterránea Occidental	Calizas	Ex?		*		
<i>Echium parviflorum</i> Moench.	Región mediterránea	Suelos pedregosos neutros	2	*	*		
<i>Ephedra fragilis</i> Desf. subsp. <i>fragilis</i>	Oeste Mediterráneo, Macaronesia	Lugares áridos	3		*		
<i>Frangula alnus</i> Miller subsp. <i>baetica</i> (Reverchon & Willk.) Rivas Goday ex Devesa	Andalucía y norte de Marruecos	Canutos	Frecuente	*			*
<i>Hymenostemma pseudanthemis</i> (G. Kuntze) Willk.	Cádiz y Málaga	Arenales costeros y del interior	3	*	*		
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	Europa	Lagunas y cursos de agua	Pocas	*			
<i>Hypocoum procumbens</i> L.	Eurromediterránea	Arenales costeros	Ex?		*		
<i>Iberis gibraltaria</i> L.	Gibraltar, Málaga y norte de Marruecos	Acantillados calizos	1				
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Eurromediterránea	Canutos y bosques umbríos	Frecuente	*			*
<i>Iris filifolia</i> Boiss.	Suroeste de España y norte de Marruecos	Suelos básicos o neutros	Pocas	*		*	
<i>Iris juncea</i> Poirét	Mediterránea	Zonas abiertas	Ex?				
<i>Juniperus oxycedrus</i> L. subsp. <i>oxycedrus</i>	Mediterránea	Cumbres áridas y soleadas	Pocas	*			
<i>Juniperus oxycedrus</i> L. subsp. <i>macrocarpa</i> (Sibth. & Sm.) Ball	Mediterráneo	Arenales litorales	Pocas	*			
<i>Laurus nobilis</i> L.	Mediterránea y Macaronesia	Canutos y bosques umbríos	Frecuente	*			*
<i>Lavatera arborea</i> L.	Oeste de Europa, Mediterráneo y Macaronesia	Acantillados costeros	Pocas		*		
<i>Lavatera mauritanica</i> Durieu subsp. <i>davaei</i> (Goutinho)	Tarifa, Almería y N de Marruecos	Litoral	1	*	*		
<i>Lepidophorum repandum</i> (L.) DC	Oeste de la península Ibérica y Benalup	Brezales	2	*			*

TAXON	DISTRIBUCIÓN GENERAL	HÁBITAT	Nº	E	D	R	H
<i>Limonium emarginatum</i> (Willd.) O. Kuntze	Endémico de la Comarca del Estrecho	Acantillados litorales	Pocas	*			
<i>Loeflingia baetica</i> Lag.	Sur península Ibérica	Arenales	2		*		
<i>Lupinus cosentinii</i> Guss.	Suroeste de la península Ibérica	Suelos arenosos nitrificados	1	*	*		
<i>Marsilea hataridae</i> Launert	Sur península Ibérica	Bordes de ríos y charcas	1	*			
<i>Matthiola tricuspidata</i> (L.) R. Br.	Mediterránea	Arenales costeros	Pocas		*		
<i>Mentha aquatica</i> L.	Europa, África, oeste de Asia y Macaronesia	Lugares húmedos	Pocas	*			
<i>Mercurialis reverchonii</i> Rouy	Endémica de la Comarca del Estrecho	Bosques umbríos	Pocas	*			
<i>Narcissus gaditanus</i> Boiss. & Reuter	Sur península Ibérica	Suelos arenosos o pocosos básicos	Pocas	*	*	*	
<i>Narcissus viridiflorus</i> Schousboe	Comarca del Estrecho y Marruecos	Pastos en suelos margosos o ácidos	Pocas	*	*	*	*
<i>Nothobartsia aspera</i> (Brot.) Bolliger & Molau	Sur península Ibérica	Brezales y alcornoques	Pocas	*	*		*
<i>Odontites foliosa</i> Peréz Lara	Endémica de Cádiz	Brezales	Pocas	*	*		*
<i>Ophrys vernixia</i> Brot. Subsp. <i>vernixia</i> (= <i>Ophrys speculum</i> Link subsp. <i>lusitanica</i> O. & A. Danesch)	Sur península Ibérica	Suelos básicos con agua estacional	1				*
<i>Origanum compactum</i> Benth	Comarca del Estrecho	Matorrales margosos	Frecuente	*	*	*	*
<i>Psilotum nudum</i> (L.) Beauv.	Pantropical y en el PN Los Alcornocales	Grietas de areniscas	Pocas	*	*	*	
<i>Pteris incompleta</i> Cav.	Macaronesia, Tánger, Cádiz y Sintra	Canutos	Pocas	*			
<i>Pteris vittata</i> L.	Mediterráneo y Trópicos y Macaronesia	Bordes de cursos de agua.	4		*		
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ballota</i> (Dest.) Samp.	Región Mediterránea	Suelos básicos o neutros	Pocas	*	*		
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	Oeste de la región Mediterránea	Altitudes >0 = 700 m	Pocas	*			*
<i>Rhodalsine geniculata</i> (Poirot) F.N. Williams	Mediterránea	Arenales marítimos	1	*	*		
<i>Rhododendron ponticum</i> L.	Puntos dispersos del O de la P. Ibérica	Bosques riparios muy húmedos	Frecuente	*			
<i>Rhynchospora modesti-lucenoi</i> Castrov.	P. Ibérica, N y SE de África, Madagascar	Suelos arenosos hiperhúmedos	3	*			
<i>Rostraria salzmannii</i> (Boiss.) J. Holub	Península Ibérica y norte de Marruecos	Arenales costeros	Ex		*		
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	Euromediterránea	Bosques riparios	1	*			
<i>Sanicula europea</i> L.	Europa, Asia y África	Lugares húmedos	Ex?	*			
<i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glauca</i> (Sm.) Luceño & J.M. Marín (= <i>Scirpus lacustris</i> L.)	Europa, Asia templada y N de África	Lugares con aguas permanentes	1	*	*		
<i>Scilla hyacinthoides</i> L.	Región Mediterránea	Pastos ruderalizados	1		*		
<i>Scirpus tabernaemontani</i> C. C. Gmelin	Euromediterránea	Cursos de agua	Ex?				
<i>Scutellaria minor</i> Hudson	Oeste de Europa	Lugares húmedos	2	*			
<i>Sideritis perezlaræ</i> (Salzm. ex Benth) Borja	Endémica de Cádiz	Arenales costeros	Pocas	*	*	*	
<i>Silene sclerocarpa</i> Léon Dufour	Mediterráneo	Acantillados y arenales marítimos	Ex?				
<i>Silene gazulensis</i> Galán de Mera, Cortés, Vicente Orellana & Morales Alonso	Endemismo de la Comarca del Estrecho	Calizas termófilas	1				
<i>Silene stockenii</i> Chater	Endémico de Cádiz	Pastizales ralos en sustratos calcáreos	1	*	*		
<i>Silene tomentosa</i> Oth	Endemismo calpense	Roquedos calizos marítimos	Pocas				
<i>Teucrium bracteatum</i> Desf.	Cádiz, Málaga, Marruecos y Argelia	Pastizales ralos	1	*	*	*	
<i>Teucrium campanulatum</i> L.	Oeste de la región Mediterránea	Acantillados costeros	Ex?				
<i>Teucrium spinosum</i> L.	Macaronesia y oeste de la región Mediterránea	Suelos arcillosos	1		*	*	
<i>Thelypteris palustris</i> Schott	Subcosmopolita	Lugares húmedos	Escaso				
<i>Thymus willdenowii</i> Boiss.	Comarca del Estrecho y NO de África	Roquedos calcáreos	Pocas		*		
<i>Triplachne nitens</i> (Guss.) Link	Circumediterránea	Arenales litorales	1		*		
<i>Vandenboschia speciosa</i> (Willd.) Kunkel	Macaronesia y dispersa en el oeste de Europa	Canutos	Pocas	*			
<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimmer	Amplia distribución	Aguas estancadas eutróficas	1		*		

Tabla 1. Taxones considerados amenazados en el área de estudio. Se describe la distribución general, el hábitat y el número de poblaciones en el área de estudio (Nº; Ex, taxon considerado extinguido; Ex?, hace tiempo que no se cita en el área). En la columna titulada **E** se señala si el taxon presenta poblaciones en algún Espacio Natural Protegido con *. También se indican las amenazas más inminentes: Desarrollo urbanístico e industrial (**D**), recolección y coleccionismo (**R**) y herbivoría (**H**). Con * se indica que se ha detectado esa amenaza en el taxon correspondiente. Se ha elaborado la información con la bibliografía consultada y con datos propios.

circunstancia en el caso de las especies autoincompatibles, que para la fecundación de sus flores necesitan otros individuos, o de las especies dioicas, en las que debe haber una proporción adecuada entre los individuos masculinos y femeninos para que se pueda producir la formación de las semillas. Este es el caso en el área de estudio del laurel (*Laurus nobilis*) y del acebo (*Ilex aquifolium*) (Arroyo y cols., 2002). Estas dos especies se encuentran repartidas por todo el Parque Natural, sin embargo sólo en los grupos más densos se observa una buena fructificación. El grado de aislamiento de los individuos o de grupos de individuos es también un factor limitante en la supervivencia a largo y medio plazo de las poblaciones.

El estado de estos taxones no debe ser interpretado como un hecho natural. Al observar la vegetación frondosa del Parque Natural Los Alcornocales tanto en el alcornocal como en el resto de formaciones arbóreas (quejigares, canutos, alisedas, acebuchares, formaciones mixtas) da la impresión de que nos encontramos ante un espacio relativamente virgen y silvestre. Sin embargo ha sido profundamente transformado desde hace siglos (Sánchez García, 2002). Durante largo tiempo se ha favorecido a unas especies frente a otras. Como consecuencia, en la actualidad, algunas especies se encuentran refugiadas en las zonas más inaccesibles de las sierras ocupando las zonas más altas con los suelos más pobres (*Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus*, *Quercus pyrenaica*) o los canutos (*Laurus nobilis*, *Ilex aquifolium*). Las poblaciones actuales son muy dispersas y constan de escasos individuos, por lo que la pervivencia de las poblaciones es difícil de predecir si no se acometen las medidas adecuadas (eliminación de la excesiva presión ganadera y cinegética, reforzamiento de las poblaciones y reintroducción). *Culcita macrocarpa*, *Vandenboschia speciosa*, *Pteris incompleta* y *Diplazium caudatum* crecen en los canutos y quejigales umbríos mejor conservados del Parque. El caso de estos helechos es dramático. Presentan poblaciones muy aisladas y dentro de las poblaciones los individuos generalmente están aislados, con lo que el intercambio genético es muy difícil. El intercambio es todavía más complicado en el caso de los helechos porque se realiza a través de los gametofitos que tienen unos requerimientos ecológicos muy altos para germinar a través de las esporas de los adultos y desarrollarse adecuadamente hasta que se desarrolle el esporofito. Al igual que en las cuatro especies anteriores, para que se recuperasen las poblaciones habría que realizar actuaciones de reforzamiento. De todas formas, si queremos una protección eficaz de nuestra flora lo principal es la vigilancia y protección de las poblaciones en el medio natural, en su propio hábitat. Sólo allí es donde se protege el resto de seres vivos que integran el ecosistema e interactúan en él y de la mayoría de los cuales, debido a su abrumadora diversidad, ni siquiera conocemos su existencia.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO, Juan, Arndt Hampe y José Antonio Mejías. "La vida en el límite o como las plantas de los canutos nos enseñan sobre climas pasados y como prevenir el futuro", *Almoraima* 27(2002), pp.157-168.
- BERJANO, Regina, Antonio Rivas, Irene Mendoza, José Luis Medina, Laura Fernández Carrilo, Arndt Hampe y María Castro. "Estructura de poblaciones de ojaranzo, avellanillo, laurel y acebo en el Parque Natural Los Alcornocales", *Almoraima*: 27 (2002), pp. 179-188.
- CASTROVIEJO, Santiago y cols. (eds.). 1986-... *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares (obra incompleta)*. Madrid, Real Jardín Botánico de Madrid, 1986.
- DEVESA, Juan A. y Salvador Talavera. *Revisión del género Carduus en la Península Ibérica e Islas Baleares*. Universidad de Sevilla, 1981.
- GALÁN DE MERA, Antonio: *Flora y vegetación de los términos municipales de Alcalá de los Gazules y Medina Sidonia (Cádiz, España)*. Tesis doctoral, 1992.
- MAI, Dieter H. "Development and regional differences of the European vegetation during the Tertiary", *Pl. Syst. Evol.* 162 (1989), pp. 79-91.
- MÉDAIL, Frédéric y Pierre Quézel. "Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin", *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84 (1997), pp. 112-127.
- MOLESWORTH-ALLEN, Betty. "Psilotum nudum in Europe", *Brish. Fern. Gaz.* 9 (1967), pp. 249-251.
- NAVARRO, Teresa y Baltasar Cabezudo: "Contribuciones a la flora vascular de Andalucía (España) y del Rif (Marruecos). 52. Dos novedades del género *Teucrium* sección *stachybotrys* Benth. y sección *scorodonia* (Hill) Sreb. subsección *scorodonia* Kástner (Lamiaceae) para la flora Europea", *Acta Botanica Malacitana* 22(1997): 249-250.
- NIETO, José María, Charo Velasco, Carmen Fernández, Olga Cominos M^a Ángels Arrebola, Luis Federico Sánchez Tundidor y José Regueira: *Estudio y conservación de especies de flora de interés etnobotánico en el Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz-Málaga)*. Informe final (sin publicar), 1999
- SÁNCHEZ GARCÍA, Iñigo. *Flora Amenazada del Litoral Gaditano*. Cádiz, Junta de Andalucía. Consejería de Medio ambiente. Diputación Provincial de Cádiz, 2000.

- SÁNCHEZ GARCÍA, José María. "Los bosques de quejigo (*Quercus canariensis* Willd.) de las sierras del Aljibe y Campo de Gibraltar: Manejo histórico, estado silvícola y propuestas de gestión", *Almoraima* 27(2002): 281-299.
- SÁNCHEZ TUNDIDOR, L. Federico. "Novedades florísticas en la provincia de Cádiz". Cádiz, *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 3(2003), pp. 65-106.
- SÁNCHEZ TUNDIDOR, L. Federico, Juan Antonio García Rojas, Juan Antonio Antúnez Vegas. "La comarca del Estrecho, única en Andalucía y en Europa", *Almoraima* 19 (1998), pp. 43-60.
- SÁNCHEZ VELA, Rafael. J., Andrés Muñoz Brenes y Eduardo Briones Villa. "Soluciones la fenómeno de la "seca" en el Parque Natural Los Alcornocales: La Teja (Los Barrios), un modelo a seguir", *Almoraima* (este número), 2004.
- VALDÉS, Benito (eds. J.E. Hernández-Bermejo & M. Clemente): *Origen y génesis de la Flora Andaluza. Protección de la Flora Andaluza*. Junta de Andalucía. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla, 1994.
- VALDÉS, B. S. TALAVERA & E. FERNÁNDEZ-GALIANO (eds.). *Flora Vascular de Andalucía occidental*. Editorial Ketres. Barcelona, 1987.
- VVAA: *Libro Rojo de la flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Tomo I. Especies en Peligro de Extinción; tomo II. Especies Vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla, 2000.
- WOLLEY-DOD, A. H. *Flora Calpensis. A list of plants from Gibraltar and the Campo district of Spain*. Gibraltar, 1914.

Almoraima, 31, 2004

NUEVAS APORTACIONES AL CENSO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE LA RED HIDROGRÁFICA DEL CAMPO DE GIBRALTAR

Alfonso Gallardo Mayenco / Instituto de Estudios Campogibaltareños

1. INTRODUCCIÓN

Cuando la información existente sobre un área geográfica concreta se encuentra dispersa, los trabajos encaminados a aglutinar esa información pueden ser muy útiles, ya que, entre otros objetivos, proporcionan una cuantificación de la diversidad que quizás de otra forma no resultaría tan evidente. Sin embargo, este tipo de trabajo presenta múltiples dificultades, siendo, posiblemente, la principal la propia incapacidad del autor para acceder a toda la información producida en el área objeto de estudio. Por otra parte, un inventario o censo faunístico, sobre todo en un área tan extensa y diversa en ecosistemas como el Campo de Gibraltar, es algo vivo, dinámico. Como ejemplo, *Hydrochus tariqi* se recogió por primera vez en dos localidades del Campo de Gibraltar describiéndose como nueva especie para la Ciencia (Jaech *et al.*, 1999), lo que a su vez sugería su tratamiento como endemismo ibérico, aunque poco después era recogida en el norte de África (Bennas y Sáinz-Cantero, 2001). También, la lista roja de la UICN incluía en su revisión del 2000 entre otros coleópteros ditíscidos, a *Agabus hozgargantae*, que había sido descrito por vez primera para la Ciencia por Burmeister en 1983, a partir de ejemplares recogidos en el Hozgarganta, a la altura de la Venta de las Cañillas. Sin embargo, más tarde se descubrieron numerosas poblaciones en la Península y Marruecos, por lo que no solo perdió su estatus de endemismo ibérico, sino que se ha recomendado su exclusión de la lista de la UICN (Ribera *et al.*, 2002).

Nuestro interés en el Campo de Gibraltar se justifica al formar parte de la región que ocupa ambos lados del Estrecho, punto caliente de biodiversidad a través de la que se han dado migraciones en ambos sentidos, lo que podría explicar la similitud y afinidades entre el sistema Penibético y el norte de África entre de macroinvertebrados acuáticos (Ajbilou, 2002, Belqat y Adler, 2001). En este trabajo se continua la línea de trabajo iniciada en Gallardo-Mayenco (2002) encaminada a conocer los macroinvertebrados acuáticos de los sistemas lóticos del Campo de Gibraltar, a partir de la información publicada, aportando nuevos datos al censo y desarrollando el mapa de diversidad.

2. METODOLOGÍA

Para el censo de especies de macroinvertebrados acuáticos se ha continuado la prospección bibliográfica iniciada en Gallardo-Mayenco (2002), siguiendo los mismos criterios.

Además, para este trabajo se ha construido el mapa del Campo de Gibraltar a partir de las cuadrículas de 5x5 km de los mapas de la cartografía militar de España 7-23 (Alcalá de los Gazules) y 7-24 (Algeciras) de escala 1:100.000. Con la finalidad de conocer las zonas mejor estudiadas y que poseen mayor diversidad, en cada cuadrícula se ha situado el número correspondiente de las localidades a las que pertenece cada cita. En aquellos casos en que la localización del sitio no aparecía bien definida por los datos que aportaban los autores y ocupaba más de una cuadrícula, la localidad se ha adjudicado a la cuadrícula en la que el sitio ocupaba mayor superficie. Posteriormente se han sumado las especies citadas para cada sitio de una misma cuadrícula, obteniendo así el total de especies citadas en cada cuadrícula. De esta manera se obtiene el mapa de diversidad de macroinvertebrados acuáticos. También, se ha calculado para cada cuenca la tasa de riqueza como el cociente resultante de dividir el número de especies censadas en una cuenca determinada por el número de localidades estudiadas en esa cuenca.

3. RESULTADOS

Se han obtenido 18 localidades o citas nuevas, que por una parte han supuesto la ampliación de la distribución para 25 especies ya censadas, y por otra la incorporación de 32 especies nuevas al censo.

3. 1. Localidades

A continuación se describen las nuevas localidades indicando el punto donde se ha recogido la muestra, la cuenca a que pertenece, localidad, altitud y coordenadas UTM, cuando el autor aporta la información. Cuando es necesario se incluyen algunos comentarios:

46. Canuto La Granja, en la sierra del Niño, (cuenca del río Palmones), Los Barrios (180 m) 30STF6709
47. Canuto del Capitán (se refiere al A° de Botafuegos), (cuenca del río Palmones), Algeciras? (240 m) 30STF7301
48. Garganta de la Miel (cuenca del río de la Miel), Algeciras (480m) 30STF7299
49. Canuto Pinito en la sierra de Ojén, (cuenca del río Palmones), Tarifa? (450m) 30STF6700, posiblemente sea la 38 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).
50. Garganta del Prior (cuenca del río Palmones), Los Barrios (370 m) 30STF7202, posiblemente sea la 40 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).
51. Canuto Llanos del Juncal (cuenca del río Guadalmesí), Tarifa (720 m) 30STF7199, posiblemente sea la 37 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).
52. Canuto Ojén, en la sierra de Ojén, (cuenca del río Palmones), Tarifa? (440 m) 30STF6600
53. Río Guadalmesí, Tarifa (630 m) 30STF7297, posiblemente sea la 42 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).
54. Canuto Navazo en la sierra del Niño (cuenca del río Palmones), (sin especificar localización exacta), posiblemente sea la 41 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).

55. Canuto Juan de Sevilla (cuenca del río Guadarranque), Castellar (200 m) 30STF7419, posiblemente sea la 39 que corresponde al informe inédito de Ferreras-Romero *et al.* citado en Gallardo-Mayenco (2002).
56. Canuto El Salado (cuenca del río Hozgarganta) (60 m) 30STF8023 (en estas coordenadas se encuentra el arroyo de la Arandilla, hoja 14-47 de escala 1:50.000).
57. Molino de Escalona, río de la Miel, Algeciras (200 m) (sin datos de UTM).
58. Arroyo San Carlos del Tiradero, (sin especificar localización exacta).
59. Arroyo de La Hoya, Los Barrios (no se aportan más datos pero se debe tratar del afluente del Río Palmones).
60. Tributario del Río Hozgarganta "15 km al N de la carretera de Jimena y 1 ó 2 km al S del Ventorrillo de las Cañillas". No queda muy claro si el sitio queda incluido en el Campo de Gibraltar. Ante la incertidumbre se incluye en el inventario.
61. Arroyo de la Hoya de Ahojiz (Cuenca del río Palmones), Los Barrios, "15 km NW de Algeciras (carretera A381) a Alcalá de los Gazules (200 m) TF6810". Debe tratarse del mismo arroyo de 59, aunque en este caso los datos aportados por el autor permiten localizar el punto.
62. Río Guadiaro, San Pablo de Buceite, Jimena de la Frontera, "bajo el puente de la A369 en San Pablo de Buceite (40 m) TF8539". Se trata del mismo sitio de 21.
63. Algeciras. No se citan más detalles.

3. 2. Procedencia de las citas

Las localidades 46 a 56 son de Ruiz *et al.* (2001), 46, 47, 48, 50, 51 y 55 también de Salamanca-Ocaña *et al.* (2002); 57 de Ruiz (2000) y comunicación personal; 58 de Salamanca-Ocaña *et al.* (2002); 59 de Castro-Luque (1999), 60 de Gerend (2002), 61 y 62 de Crosskey y Crosskey (2000). A estas nuevas citas, hay que añadir otra referida como "Algeciras" que estaba ya incluida en el catálogo de localidades con el número 35, que procede de Jaech (1992) y otra más también referida como "Algeciras" 63, que corresponde a aportaciones de H. Zerny de 1925 y que aparecen registradas en Crosskey y Crosskey (2000).

3. 3. Relación de especies

En primer lugar se listan por orden sistemático aquellas especies que ya estaban incluidas en el censo del Campo de Gibraltar, pero de las que se aportan nuevas localidades, y en segundo lugar las nuevas especies inventariadas, según la bibliografía revisada, señalando las que presentan algún carácter destacable en su distribución, y por último se indican las localidades a las que pertenecen las citas. Para las especies ya citadas en Gallardo Mayenco (2002) se han omitido los comentarios relacionados con su distribución:

Nuevas localidades

HETEROPTERA

Mesoveliidae

Mesovelia vittigera Horváth, 1895: 55

Hydrometridae

Hydrometra stagnorum (Linneo, 1758): 55

Gerridae

Gerris argentatus Schummel, 1832: 55

Gerris thoracicus Schummel, 1832: 55

Aquarius najas (De Geer, 1773): 47, 50, 58

Corixidae

Micronecta meridionalis (Costa, 1860): 55

Parasigara transversa (Fieber, 1848): 46, 47, 48, 55

Sigara lateralis (Leach, 1818): 51

Sigara nigrolineata (Fieber, 1848): 55

Naucoridae

Naucoris maculatus Fabricius, 1798: 55

Nepidae

Nepa cinerea Linneo, 1758: 55

Ranatra linearis (Linneo, 1758): 55

Notonectidae

Anisops sardea Herrich-Schäffer, 1850: 47, 55

Notonecta maculata Fabricius, 1794: 48, 55

COLEÓPTERA

Hydraenidae

Hydraena (Phothydraena) hernandoi Fresneda & Lagar, 1990: 60

Hydraena (Hydraena) bisulcata Rey, 1884: 60

Hydraena (Hydraena) servilia d'Orchymont, 1936: 59

Dryopidae

Dryops gracilis (Karsch, 1881): 60

TRICHOPTERA

Philopotamidae

Chimarra marginata (Linneo, 1767): 54, 56

Hydropsychidae

Diplectrona felix McLachlan, 1878: 46, 48, 49, 50, 53, 55, 57

Hydropsyche punica Malicky, 1981: 57

Polycentropodidae

Polycentropus kingi McLachlan, 1881: 46, 48, 50, 53, 57

Limnephilidae

Allogamus gibraltarius González & Ruiz, 2001. Se trata de la nueva especie para la Ciencia citada en Gallardo-Mayenco (2002) en la localidad 42, y que ha sido definitivamente descrita (González y Ruiz, 2001): 48, 49, 53

Lepidostomatidae

Lepidostoma hirtum (Fabricius, 1775): 46, 47, 48, 49, 50, 53, 57

Sericostomatidae

Schizopelex festiva (Rambur, 1842): 46, 53

Nuevas especies

COLEÓPTERA

Hydraenidae

Hydraena (Hydraena) exarata Kiesenwetter, 1865. Endemismo ibérico (Valladares y Montes, 1991): 60

Ochthebius (Ochthebius) marinus (Paykull, 1798): 35

TRICHOPTERA

Rhyacophilidae

Rhyacophila fonticola Giudicelli, 1984. Distribuida por el sur de España y norte de África (Ruiz *et al.*, 2001): 48, 49, 50, 53, 55, 56, 57

Rhyacophila munda McLachlan, 1862: 57

Glossosomatidae

Agapetus incertulus McLachlan, 1884. Distribuida por la península Ibérica y norte de África (González *et al.*, 1992): 48, 50

Hydroptilidae

Hydroptila angulata Mosely, 1922: 57

Philopotamidae

Wormaldia sp. (podría tratarse de *W. subnigra* McLachlan, 1865, Ruiz *et al.* (2001)): 51

Hydropsychidae

Hydropsyche infernalis Schmid, 1952. Endemismo ibérico (González *et al.*, 1992): 47, 53, 57

Polycentropodidae

Plectrocnemia laetabilis McLachlan, 1880. Distribuida por la península Ibérica y norte de África (González *et al.*, 1992): 53

Polycentropus sp.: 47, 49, 52

Polycentropus corniger McLachlan, 1884. Endemismo ibérico (González *et al.*, 1992): 57

Cyrnus cintranus McLachlan, 1884: 57

Psychomyiidae

Psychomyia pusilla (Fabricius, 1781): 57

Tinodes sp. (podría tratarse de *T. algiricus* McLachlan, 1880 y/o, *T. maroccanus* Mosely, 1938, Ruiz *et al.* (2001)): 47, 50, 53

Tinodes assimilis McLachlan, 1865: 57

Tinodes waeneri (Linneo, 1758): 53, 57

Brachycentridae

Micrasema moestum (Hagen, 1868): 49

Limnephilidae

Stenophylax crossotus McLachlan, 1884: 53

Goeridae

Silonella aurata (Hagen, 1864): 47, 50

Leptoceridae

Triaenodes ochreellus McLachlan, 1877: 57

Erotosis schachti Malicky, 1982. Endemismo ibérico (González *et al.*, 1992): 46, 53

Adicella reducta (McLachlan, 1865): 47, 50

Sericostomatidae

Sericostoma vittatum Rambur, 1842. Endemismo ibérico (González *et al.*, 1992): 48, 49

Calamoceratidae

Calamoceras marsupus Brauer, 1865: 53, 54

DIPTERA

Simuliidae

Simulium (*Eusimulium*) *velutinum* (Santos Abreu, 1922): 61

Simulium (*Nevermannia*) *angustitarse* (Lundström, 1911): 61

Simulium (*Nevermannia*) *cryophilum* (Rubtsov, 1959): 61

Simulium (*Simulium*) *intermedium* Roubaud, 1906: 61, 63

Simulium (*Simulium*) *ornatum* Meigen, 1818: 61

Simulium (*Simulium*) *xanthinum* Edwards, 1933. Esta captura constituyó la primera cita para la Ciencia de la especie a partir de ejemplares recogidos en 1925 por Zerny en Algeciras y que permanecían depositados en el Museo de Historia Natural de Viena: 63

Simulium (*Wilhelmia*) *pseudequinum* Séguy, 1921: 62

Simulium (*Wilhelmia*) *sergenti* Edwards, 1923. Distribuida por la península Ibérica y norte de África (González, 1997): 62, 63

4. DISCUSIÓN

Con esta revisión se ha ampliado el área de distribución de 25 especies y se han censado 32 especies nuevas, con lo que hasta el momento son 153 las especies registradas en la red hidrográfica del Campo de Gibraltar de las cuales 53 especies son coleópteros (34,6% del total), 30 tricópteros (19,6%), 23 heterópteros (15%), 19 plecópteros (12,4%), 13 efemerópteros (8,5%), 8 dípteros (5,2%) y 7 odonatos (4,6%). De estas 153 especies censadas, 18 (11,8%) están restringidas a la península Ibérica y norte de África, 17 (11,1%) son endemismos ibéricos y 8 (5,2%) fueron descritas por primera vez. Ello supone que el 28,1% de las especies inventariadas en el Campo de Gibraltar tienen una distribución especialmente interesante.

En la figura 1 se puede ver como las cuadrículas de 5x5 km que contienen el mayor número de localidades estudiadas se encuentran muy próximas entre sí, correspondiéndose la mayoría con sitios pertenecientes a las cuencas de los ríos Palmones, Guadalmesí, de la Vega y de la Miel. En la figura resulta evidente los grandes vacíos existentes en el estudio de la red hidrográfica, ya que solo 25 del total de 90 cuadrículas que constituyen el Campo de Gibraltar contienen al menos un sitio estudiado. Por otra parte, atendiendo al porcentaje de localidades en cada cuenca (figura 2), vemos como la del río Palmones posee el mayor porcentaje (38%), mientras que cuencas como las de Almodóvar (1,6%), Picaro (1,6%) y Guadarranque (3,2%) han sido poco estudiadas. En el caso de la cuenca del Guadarranque, este dato puede sorprender debido a su importancia en la Comarca, tanto por la longitud del cauce principal, como por la extensión de su cuenca de captación. Las localidades agrupadas como "indeterminados" son aquellas que por falta de datos proporcionados por los autores no se han podido situar ni siquiera en su cuenca, y constituyen el 14% del total.

En la figura 3 se ha representado el número de especies censadas en cada cuadrícula. En general, se aprecia como las que contienen el mayor número de especies se corresponde con aquellas donde se encuentran el mayor número de localidades, aunque se dan algunas excepciones. Por citar algunos ejemplos, la cuadrícula con las localidades 31 y 42 contienen 23 especies, la de las localidades 4, 17 y 29 contiene 38 especies y la de las localidades 39 y 55 tiene 27 especies. Se trata de localidades que aportan un relativamente alto número de especies, que se podría explicar por corresponder esas localidades a estudios intensivos y no a expediciones faunísticas. La cuenca del río Palmones es la que posee el mayor número de especies censadas (86), seguida de la del Guadalmesí (35) y de la Miel (33) (figura 4). Sin embargo, si consideramos la tasa de riqueza de cada cuenca el valor obtenido sería de 3,6; 7 y 6,6 para Palmones, Guadalmesí y de la Miel respectivamente. No obstante, la tasa de riqueza más alta correspondería sorpresivamente a la cuenca del Guadarranque con un valor de 7,5 (15 especies censadas y dos localidades estudiadas). Estos valores, sin embargo, deben ser tamizados ya que se han considerado localidades sometidas a estudios intensivos y otras con aportaciones faunísticas muy puntuales, siendo la aportación de especies de estas últimas menor.

Las especies que han aparecido hasta ahora en mayor número de localidades son los plecópteros *Isoperla grammatica* (16) y *Protonemura alcazaba* (13), ambas muy repartidas entre las cuencas del Palmones, de la Miel, de la Vega y de la Jara, y cuyos datos proceden fundamentalmente del estudio intensivo de Roperó-Montero *et al.* (1995).

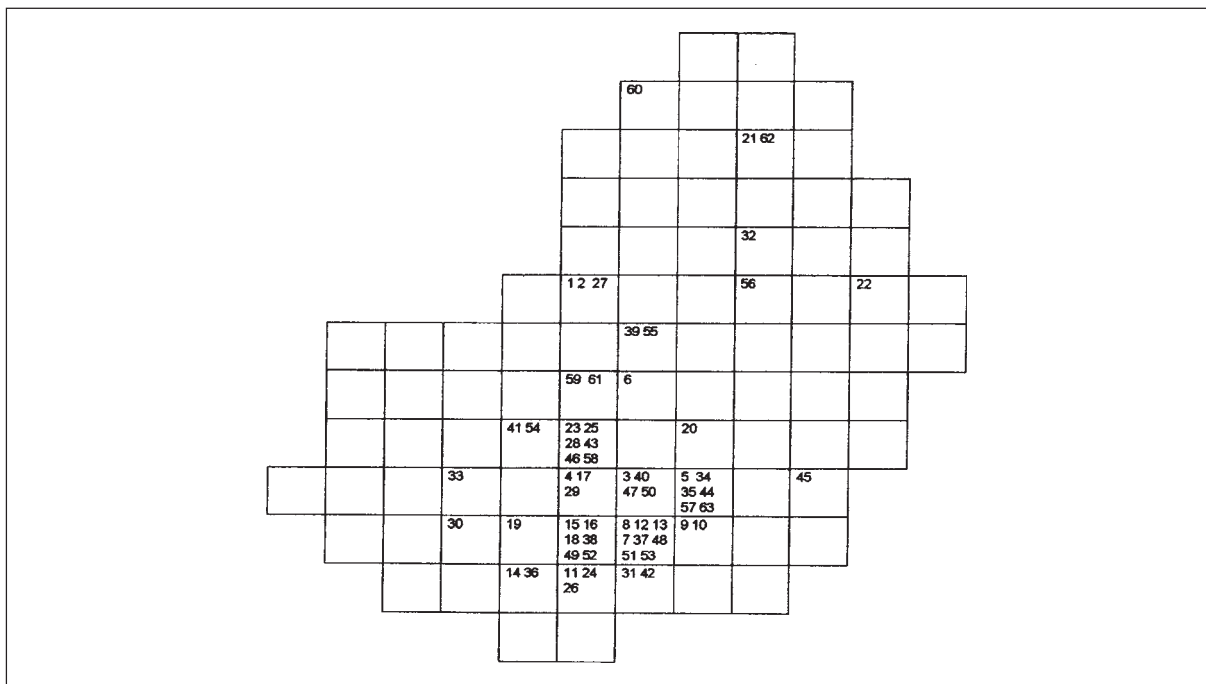


Figura 1. Situación de las localidades en sus correspondientes cuadrículas de 5x5 km.

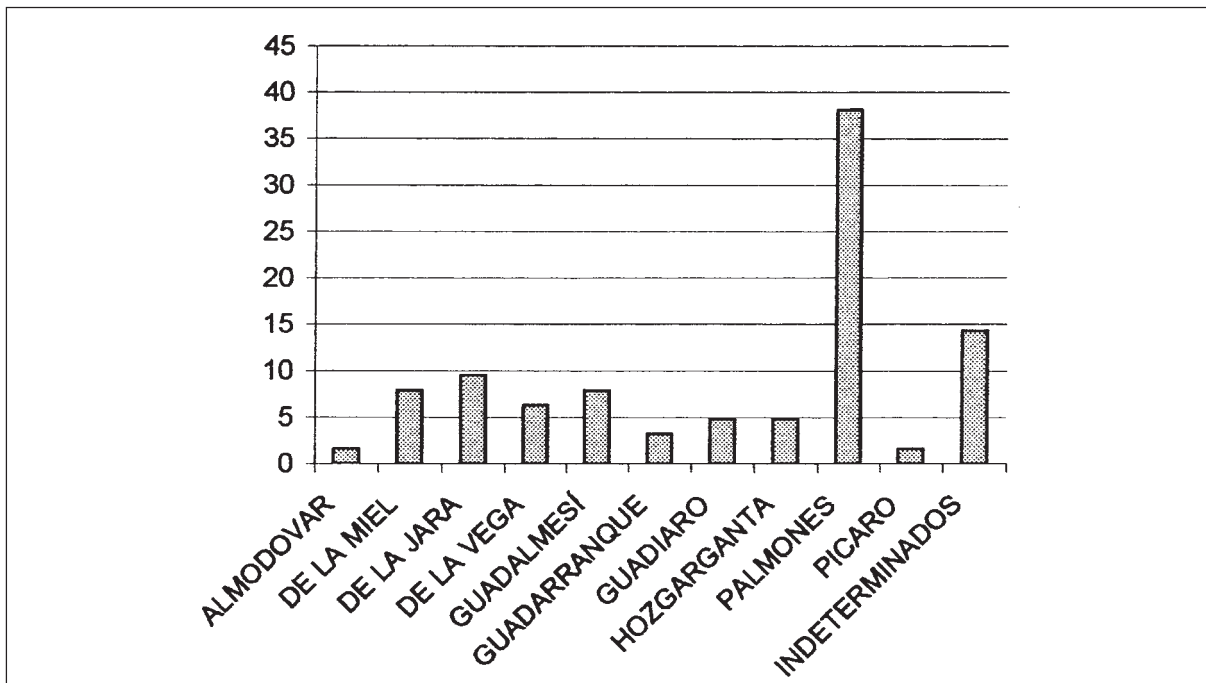


Figura 2. Porcentajes de localidades correspondientes a cada cuenca.

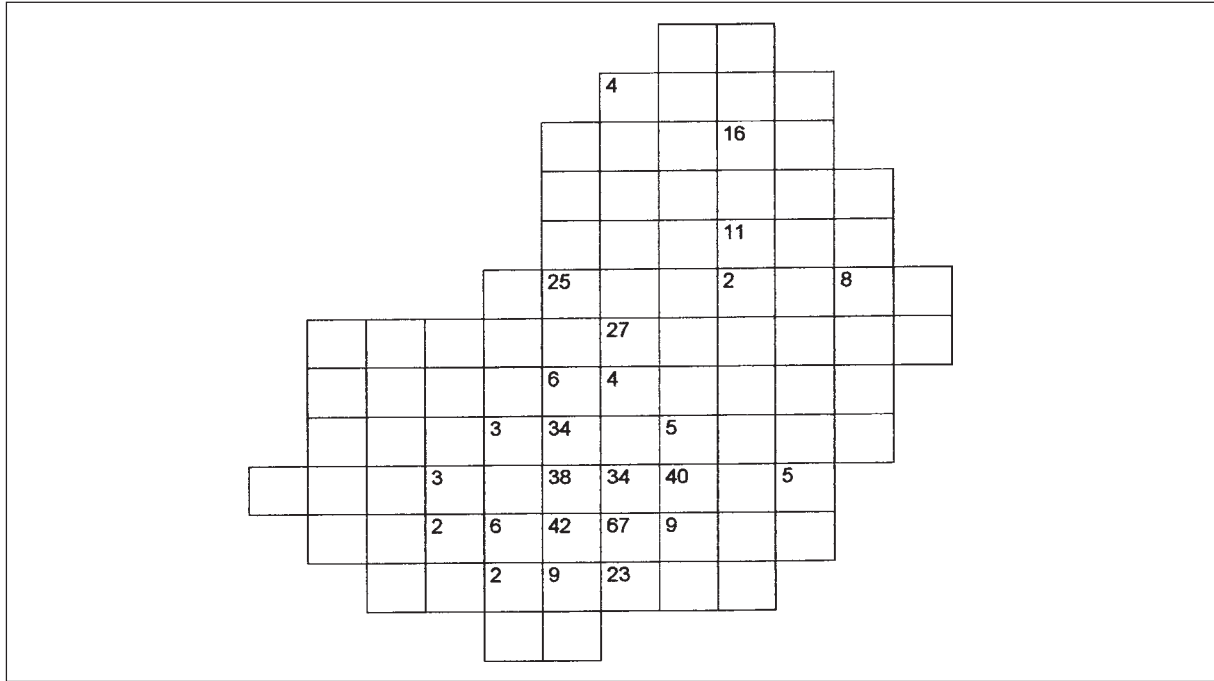


Figura 3. Número de especies censadas en cada cuadrícula de 5x5 km.

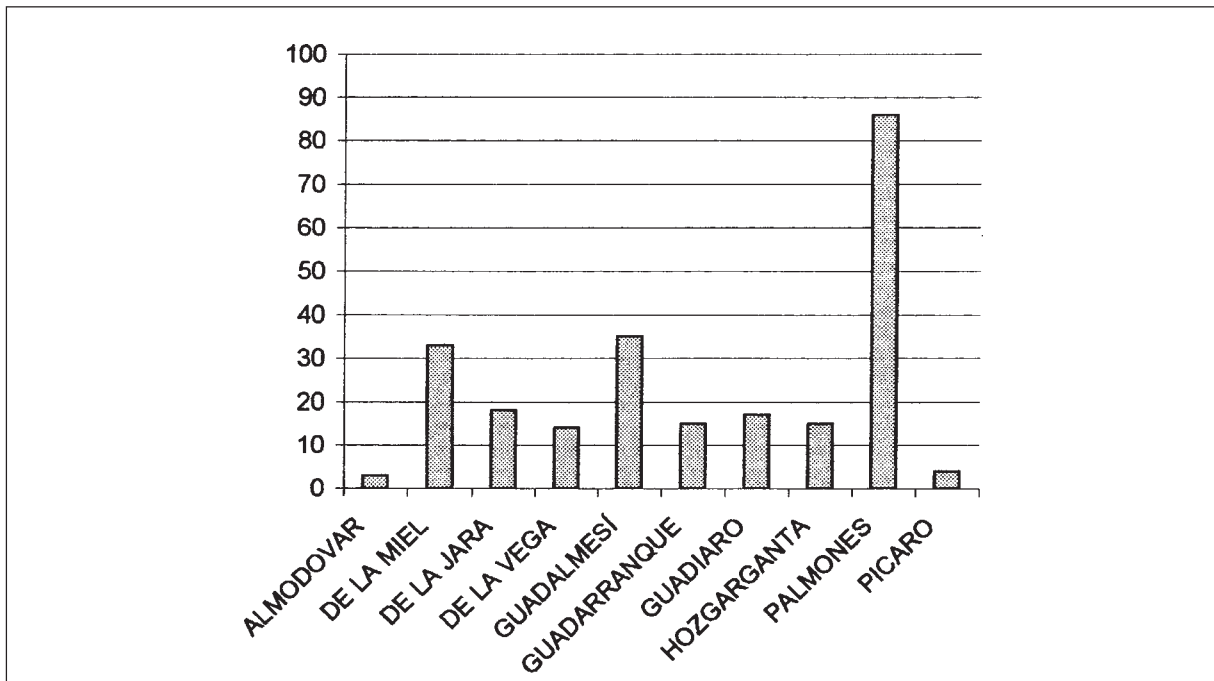


Figura 4. Número de especies censadas por cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

- AJBILLOU, R. "Los bosques del norte de Marruecos", *Quercus*, 198 (2002), pp. 36-41.
- BELQAT, B. y P. H. Adler. "Distribution du genre *Prosimulium* Roubaud (Diptera, Simuliidae) dans le Rif (Nord du Maroc)", *Zoologica baetica*, 12 (2001), pp. 119-134.
- BENNAS, N. y C. Sainz-Cantero. "*Hydrochus aljibensis* Castro & Delgado et *H. tariqui* Ribera, Hernando & Aguilera, deux nouveaux Hydrochidae pour le nord de l'Afrique", *Latissimus*, 13 (2001), pp. 10-11.
- CASTRO-LUQUE, A. "Nuevos datos faunísticos sobre Hydraenidae Mulsant, 1844 (Coleoptera) de Andalucía (Sur de España)", *Boletín Asociación española Entomología*, 23 (1999), pp. 334-336.
- CROSSKEY, R. W. y M. E. Crosskey. "An investigation of the blackfly fauna of Andalusia, southern Spain (Diptera: Simuliidae)" *Journal of Natural History*, 34 (2000), pp. 895-951.
- GALLARDO-MAYENCO, A. "Macroinvertebrados acuáticos de la red hidrográfica del Campo de Gibraltar: una revisión", *Almoraima*, 27 (2002), pp. 351-364.
- GEREND, R. "*Hydraena exarata* Kiesenwetter, 1866 new to the province of Cadiz, Andalucía (Coleoptera: Hydraenidae)", *Latissimus*, 15 (2002), p. 17.
- GONZÁLEZ, G. "Claves para la identificación de las larvas y pupas de los simúlidos (Diptera) de la Península Ibérica". *Claves para la identificación de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 6 (1997).
- GONZÁLEZ, M. A. y A. Ruiz. "Une nouvelle espèce de Trichoptère du Sud de l'Espagne: *Allogamus gibraltarius* n. sp. (Trichoptera: Limnephilidae)", *Annals Limnologie*, 37 (2001), pp. 219-221.
- GONZÁLEZ, M. A., L. S. W. Terra, D. García de Jalón y F. Cobo. "Lista faunística y bibliográfica de los Tricópteros (Trichoptera) de la Península Ibérica e Islas Baleares". *Listas de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 11 (1992).
- JAECH, M. A. "Revision of the Palearctic species of the genus *Ochthebius* Leach VI. the *marinus* group (Hydraenidae, Coleoptera)", *Entomologica Basiliensia*, 14 (1992), pp. 101-145.
- JAECH, M. A., J. A. Díaz y A. Gayoso. "Acciones integradas: Excursión to Andalucía (Spain: Málaga, Cádiz), October 1998", *Koleopterologische Rundschau*, 69 (1999), pp. 171-181.
- RIBERA, I., P. Aguilera, C. Hernando y A. Millán. "Los coleópteros acuáticos de la península Ibérica", *Quercus*, 201 (2002), pp. 38-42.
- ROPERO-MONTERO, J. M., M. P. Peña y A. Sánchez-Ortega. "Composición y fenología de la fauna de Plecópteros (Insecta, Plecoptera) en el sur de España (Provincia de Cádiz)", *Boletín Asociación española Entomología*, 19 (1995), pp. 149-162.
- RUIZ, A. "Comunidades de tricópteros (Trichoptera) de agua corriente en la provincia de Cádiz", *Limnetica*, 19 (2000), pp. 83-90.
- RUIZ, A., J. C. Salamanca-Ocaña y M. Ferreras-Romero. "Fauna de tricópteros (Insecta: Trichoptera) de cursos de agua que drenan canutos del Parque Natural Los Alcornocales (sur de España)", *Boletín Asociación española Entomología*, 25 (2001), pp. 105-120.
- SALAMANCA-OCAÑA, J. C., F. J. Cano-Villegas y M. Ferreras-Romero. "Heterópteros acuáticos del Parque Natural Los Alcornocales: datos preliminares", *Almoraima*, 27 (2002), pp. 365-369.
- VALLADARES, L. F. y C. Montes. "Lista faunística y bibliográfica de los Hydraenidae (Coleoptera) de la Península Ibérica e Islas Baleares", *Listas de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 10 (1991).

Agustín Castro Luque, Antonio Ruíz y Dra. Boutaina Belqat aportaron valiosa información sobre Coleópteros, Tricópteros y Simúlidos respectivamente.

Almoraima, 31, 2004

EL PARQUE NATURAL DEL ESTRECHO: GÉNESIS NORMATIVA Y PERSPECTIVAS MEDIOAMBIENTALES

Ángel Tomás Herrera Peláez

INTRODUCCIÓN

La declaración del actual Parque Natural del Estrecho encarna una sana aspiración planteada en su día por el Acuerdo autonómico de 9 de febrero de 1999, donde se formulaba la futura división territorial del espacio y la necesidad de un Plan de Ordenación de sus Recursos Naturales (PORN) –ref. vid. *Almoraima* nº 23–, proyectado por una comisión interdepartamental de coordinación. Finalmente el Decreto 308/2002, de 23 de diciembre aprobaría el PORN, previa información pública del proyecto (Resolución de DGP de 24/6/02), tras lo cual llegaría la declaración strictu sensu por Decreto 57/2003, de 4 de marzo, donde se configura y consolida la figura jurídica de "parque natural" para nuestro espacio, incluyéndose en el inventario de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) y su registro público creado ad hoc recientemente por Decreto 95/2003, de 8 de abril. Desde el Acuerdo de 1999 hasta el Decreto 308/2002 aprobador del PORN, se ha producido un cambio de contenido y de *nomen* del espacio, así como una modificación de los límites territoriales inicialmente asignados. Actualmente queda pendiente la elaboración del PRUG y PDS del Parque. El contenido del PORN lo analizaremos seguidamente. Por lo que afecta al *nomen*, hay que decir que tanto el Acuerdo inicial como el Decreto aprobador del PORN hablaban de Frente Litoral Algeciras-Tarifa, bautizándose finalmente como Parque Natural del Estrecho. Este cambio se debe a la propia localización del espacio, ya que se ha preferido el *nomen* geográfico del Estrecho frente a la nomenclatura localista de los términos municipales que configuran el espacio (Algeciras y Tarifa), además el litoral es una división que se hace de la costa, y el Parque incluye éste y más ámbitos. Por ende, el Estrecho es lo que conforma y enmarca con inigualables vistas panorámicas el Parque Natural, dibujado por las orillas europea y africana que se asoman al abrazo invisible del mar Mediterráneo y el océano Atlántico, dando carta de naturaleza y singularidad a nuestro espacio. Además el cambio de denominación tiene una pretensión de universalidad, vislumbrada en la futura aspiración de aunar ambas orillas bajo la figura internacional de Reserva de la Biosfera. El por qué de no añadir "de Gibraltar" atiende a similares aspiraciones, aunque también se me antojan razones sociopolíticas en las que no voy a

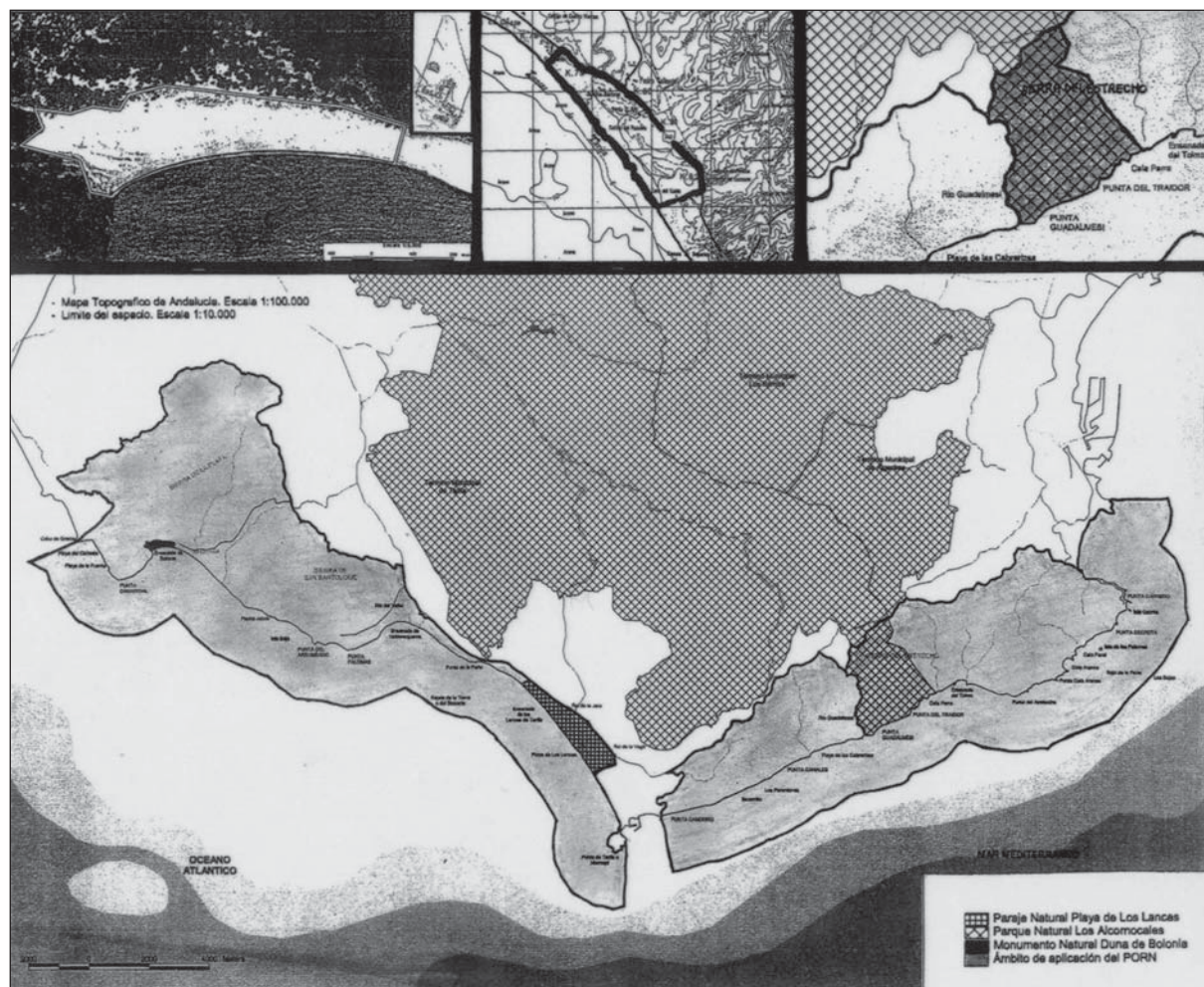
entrar; no obstante se podía haber añadido, pues históricamente y de ordinario se conoce como Estrecho de Gibraltar. A parte del cambio de nombre, la actual declaración a modificado el ámbito territorial propuesto inicialmente. Así en el ámbito terrestre, junto con el cabo de Gracia y las sierras de la Plata, Betis, San Bartolomé y los terrenos sur de la carretera N-340 al oeste de la población de Tarifa, se ha incluido la zona denominada Cerros del Estrecho y el extremo sur costero del vecino Parque Natural Los Alcornocales; en el ámbito marino se incluyen la ensenada de Getares y Punta de San García, manteniéndose la franja de una milla marina a lo largo del perímetro costero, alcanzando los 50 metros de profundidad en el sector oriental y entre 15 y 30 metros en el occidental, si bien en los alrededores de Punta Tarifa las cotas de profundidad caen hasta los 200 metros de profundidad. El Parque Natural del Estrecho se erige como un espacio natural marítimo-terrestre, engrosando la lista de espacios naturales protegidos de la Comarca del Campo de Gibraltar, junto con el Parque Natural Los Alcornocales, los parajes naturales del estuario del Río Guadiaro, marismas del Río Palmones y playa de Los Lances, y el reciente Monumento Natural de la Duna de Bolonia, siendo el único espacio que auna la idiosincrasia de un pueblo y una comarca históricamente unidas al mar, pues sus límites se extienden exclusivamente a lo largo del litoral de los municipios de Tarifa y Algeciras. En total el Parque tiene unas 19.127 has., de las que 9.880 has. aprox. son terrestres y 9.247has. pertenecen al ámbito marino (vid. Mapa 1. Cartografía del Ámbito territorial propuesto por el PORN del Parque Natural del Estrecho). En un espacio natural marítimo-terrestre como éste convergen múltiples intereses, políticas y normativas que recaen sobre sus recursos, que deben gozar de una gestión razonada y sostenible. La protección y preservación del medio pasa por la planificación ambiental que utiliza diversos instrumentos, tales como los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), los Planes Rectores de Uso y Gestión (PRUG) o los Planes de Desarrollo Integral (PDI) o Sostenible (PDS), respetuosos con el medio y favorecedores del desarrollo endógeno de las poblaciones insertas o dependientes del espacio natural declarado. Con estas premisas analizaremos a continuación el por qué de la declaración a través de un somero estudio de sus recursos naturales, culturales y paisajísticos, sin olvidar los socioeconómicos. Conociendo por qué se protege, analizaremos su génesis normativa. Y tras conocer qué, por qué y cómo se protege, estudiaremos la situación jurídica de figuras menores insertas en el Parque (Monumento Natural de la Duna de Bolonia, el Paraje Natural de la Playa de Los Lances y el sector sur anexionado del vecino Parque Natural Los Alcornocales), así como otras formas y planeamientos a la postre protectores del medio, tanto a nivel autonómico y estatal como comunitario e internacional.

RECURSOS NATURALES, CULTURALES Y PAISAJÍSTICOS A PROTEGER

Ya el citado Decreto 308/2002 aprobador del PORN de nuestro Parque Natural justifica sobremanera la declaración del mismo por el Decreto 57/2003 con grandilocuentes y significativas frases. Textualmente la norma nos recuerda que estamos ante un:

...espacio natural de gran singularidad e importancia estratégica, situado en la confluencia del Mediterráneo y el Atlántico, zona puente entre dos continentes. Constituye un espacio marítimo-terrestre de gran importancia ecológica, biogeográfica, arqueológica, pesquera y paisajística. La gran diversidad de grupos zoológicos y botánicos marinos y el número de especies exclusivas del cono sur ibérico son argumentos suficientes para resaltar el valor de esta franja litoral de cara a su protección (...)

El PORN contempla tanto recursos naturales, culturales y paisajísticos, como socioeconómicos –analizados más adelante–



Mapa 1. Ámbito territorial del Parque Natural del Estrecho que recoge el PORN, en el que se aprecia el resto de espacios naturales protegidos insertos en sus límites (E-1:10.000-Fuente: AMA). Se recoge también el Monumento Natural de la Duna de Bolonia en el margen superior izquierdo (ortofotografía-E-1:5.000; Fuente: AMA); el Paraje Natural de Los Lances, en el margen superior central (E-1:50.000; Fuente: AMA) y la zona meridional del Parque Natural Los Alcornocales incorporada al Parque Natural del Estrecho, en el margen superior derecho (sector de Monte Público-Grupo de Tarifa (CA-30007-CAY)).

- Recursos culturales:

El área que ocupa nuestro Parque Natural posee un valor cultural excepcional, enlazando el continente africano y europeo y erigiéndose como la gran encrucijada en los tránsitos culturales entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico desde el albor de los tiempos. El PORN lleva inventariados unos 104 elementos clasificados en diferentes categorías (recursos históricos, arqueológicos, artísticos y etnográficos). En la región se documentan todas las fases de la presencia humana en la península Ibérica hasta nuestros días. Dentro del oscuro periodo de la Prehistoria, se llevan registrados hasta ahora treinta cuevas y abrigos con manifestaciones de arte rupestre (pinturas y grabados) tanto del

Paleolítico superior –hace 18.000 años– como del Postpaleolítico. Estas manifestaciones forman parte del llamado Arte Rupestre Sureño propio de nuestra Comarca (la Mancomunidad de Municipios ya propuso el 25 de abril de 2001 la inclusión de dichas representaciones dentro del Arte Rupestre del Arco Mediterráneo peninsular que goza de la categoría de Patrimonio de la Humanidad declarado por la UNESCO). Entre las cuevas estudiadas destacan por su importancia las cuevas del Moro, del Buitre, del Barranco del Arca, de las Palomas, de Atlanterra, de los Alemanes, del Realillo y del Helechar –estas cuatro últimas declaradas Bienes de Interés Cultural (BIC)–. En todas las oquedades citadas hallamos grabados o pinturas esquemáticas de equinos, cervidos, capridos, ursidos, zoomorfos, antropomorfos, zigzags y otros ideomorfos. De la edad del Bronce es destacable la necrópolis megalítica de Los Algarbes, así como numerosas representaciones y restos megalíticos (Dolmen de las Piñas, bloque pétreo grabado de Tapatanilla, Dehesa del Aciscar...). Dentro de la edad Antigua se comienza paulatinamente a ocupar el litoral de nuestro espacio, destacando el asentamiento fenicio de la isla de Tanit o Tarifa, atestiguado por una necrópolis excavada en las rocas del litoral. Pero sobre todo debemos destacar los numerosos hallazgos y vestigios de la huella romana tanto en tierra firme como bajo las aguas del mar. Geógrafos latinos y griegos como Pomponio Mela, Artemídoro de Efeso, Marciano de Heracles, Strabon, Plinio, Ptolomeo o Solino, entre otros, hacen referencia continua en sus obras a la orografía, ciudades, vías de comunicación y leyendas propias de esta región, por entonces *finis terrae* del mundo conocido. Entre las *civitas* latinas inmersas en el ámbito del Parque destacan Iulia Traducta o Izoa (Algeciras), Mellaria o Menralia (entre la urbe de Tarifa y el río del Valle) y, sobre todo, Belo, Belone o Baelo Claudia, diversas denominaciones para nombrar el asentamiento latino mejor conservado de la región. Esta ciudad-factoría data de finales del s. II a.C., resultando famosa por sus factorías de salazón de pescados y la fabricación de la famosa salsa *garum* o *liquamen*. Actualmente goza de un buen estado de conservación, lo que llevó a ser declarada Monumento Histórico Nacional (R.Orden de 19 de enero de 1925), creándose posteriormente el Conjunto Arqueológico de Baelo Claudia (Decreto 129/1989, de 6 de junio) que goza actualmente de un Plan Especial de Ordenación de la Ensenada de Bolonia donde está sita, impulsado por la Consejería de Cultura andaluza. Toda esta sobreprotección legal, que afecta a los restos de la urbe y su entorno o *ager baelonensis* (en éste existen cinco pequeñas *villae rusticae*), se justifica por ser el núcleo central del patrimonio histórico-artístico del Parque Natural. A parte de los asentamientos, destacan diversas construcciones y elementos latinos como la Laja Lasarga, Cortijo de la Jara, un acueducto desvencijado sobre el arroyo de La Chorrera o los restos de canteras de "piedra ostionera" (calcarenitas) de Punta Camarinal, con los que se construyeron los sillares de la urbe latina. Finalmente, de la época medieval existen asentamientos dispersos (necrópolis cristianas), destacando las edificaciones del casco urbano tarifeño y el conjunto de torres de vigía o almenara existentes a lo largo de toda la línea costera. Dentro del perímetro marino del Parque se encuentran numerosos restos de barcos hundidos (pecios) de diferentes épocas, que como "burbujas del tiempo" yacen en espera de su descubrimiento y valoración. En orden a su estudio se han planteado diversos proyectos (Proyecto Trafalgar y Proyecto Tarifa), que pretenden documentar los diversos naufragios y dotarles de la necesaria protección frente al continuo expolio al que se han visto sometidos.

A parte de los recursos históricos, el Parque Natural cuenta con diversas manifestaciones de la arquitectura y arte popular. El PORN vuelve a ser casuístico y recoge todos estos recursos etnográficos definidos por la heterogeneidad de sus elementos. También forma parte de la cultura indígena y de la demanialidad pública –predominante en nuestro espacio– la red de vías pecuarias. Se han inventariado más de 45 km de senderos, algunos bastante largos como la Vía de la Costa (11 km); otros delimitan continentalmente el Parque, formando parte, junto con la zona marítimo-terrestre, aguas adyacentes y los montes públicos, del dominio público. Ejemplo de la importante demanialidad presente en nuestro Parque la tenemos en la variada propiedad pública de los montes, ya sea en propiedad del Estado, la comunidad autónoma o el municipio, ya sea en régimen de uso por medio de las numerosas servidumbres destinadas a la defensa



Figura 2. Entre los recursos culturales del Parque Natural destaca sobremanera el Conjunto Arqueológico de Baelo Claudia. La imagen nos muestra las columnas del mayor edificio de la urbe latina, la basílica, sede de la función judicial. Presidiendo el tribunal se alza la escultura del emperador Trajano, al fondo del cual podemos vislumbrar la gran duna de Bolonia, monumento natural de reciente declaración.

nacional. La propiedad pública municipal del terreno es ciertamente destacable, sólo a título de ejemplo baste recordar que el Ayuntamiento de Tarifa se erige como el mayor propietario público de los montes sujetos al PORN del espacio. Precisamente por este predominio de la propiedad pública y la concentración tradicional de la privada, muchas familias con escasos medios económicos se fueron instalando en la costa, ocuparon terrenos de monte público y usurparon los trazados de las viejas vías pecuarias, incluso ocuparon lugares con yacimientos. Estas huertas familiares o enclavados mantenían una economía de subsistencia, dependiendo prácticamente de la explotación forestal del entorno. Hoy en día no existen las necesidades y la permisibilidad de antaño, convirtiéndose estas usurpaciones en un gran problema al convertirse dichos enclavados en segundas residencias y por la proliferación urbanística costera; el PORN es taxativo al respecto, prohibiendo nuevas edificaciones en montes públicos y costa dentro de su ámbito, especialmente las destinadas a segunda residencia.

- Recursos paisajísticos:

Resulta novedoso en el PORN de nuestro Parque la gran importancia que se le da al paisaje como justificador de su declaración y *nomen*. El paisaje, cambiante con las estaciones, viene enmarcado por las montañas peninsulares y africanas delimitadas por el brazo marino que supone el Estrecho. El entorno se desglosa en un paisaje terrestre,

intermareal y marino. La heterogeneidad del paisaje fomenta una gran biodiversidad de especies presentes en diversos ámbitos: [geográfico-terrestre (cumbres y paredes rocosas, sierras de vegetación autóctona y alóctona, riberas fluviales, piedemontes y espacios interserranos)], ámbito de transición (llanuras costeras o elevaciones sobre áreas dunares), ámbito intermareal (playas, dunas, marismas-estuarios, lagunas costeras, acantilados, cerros, plataformas de abrasión, islas, islotes y tómbolos) y ámbito marino, de paisajes arenosos y suaves o duros y rocosos. En total se han definido 17 unidades paisajísticas en el ámbito terrestre y siete en el marino. El paisaje conforma el entorno donde existen y del que dependen el resto de recursos del Parque, y en el que se ha de llevar a cabo la gestión y planificación integrada de aquellos. Es ciertamente novedoso e importante la referencia del PORN a los *recursos paisajísticos*, algo que usualmente no se cita en los planes de otros espacios naturales, recogiendo así las últimas tendencias conservacionistas que dan gran relevancia al entorno. El Plan de hecho cita la Convención Europea del Paisaje (Florenca, 20, oct., 2000) en la que se destacó el papel importante que tiene éste para la sociedad, cultura, economía y medio ambiente. Según la Convención "el paisaje es una porción de terreno que puede incluir aguas, tanto de costa como de tierra adentro, tal y como la ha recibido la población, siendo su aspecto el resultado de la interacción de factores naturales y factores humanos". El paisaje justifica la declaración, el *nomen* del espacio y determina la planificación ambiental de sus recursos, que tienen en común precisamente ser recursos costeros o litorales.

- Recursos naturales:

Para saber sobre la riqueza animal y vegetal que mora en cada rincón de nuestro Parque, el PORN dedica un extenso estudio sobre su climatología, oceanografía, geología, edafología e hidrología. Este estudio interdisciplinar es prolijo y detallado, en aras a conocer el medio físico del espacio mediante su caracterización ambiental. Los diversos hábitats se dan tanto en el ámbito terrestre como marino, conteniendo especies exclusivas, amenazadas y endémicas. Estos hábitats y comunidades biológicas tienen relevancia autonómica, estatal, europea (vid. Figura. Hábitats Naturales de Interés Comunitario) e internacional.

- Medio terrestre:

El Parque Natural debido a su privilegiada situación geográfica cuenta con una variada y rica flora y fauna. El grupo de las aves es especialmente importante ya que el Estrecho es área de descanso y paso obligado para miles de especies en sus migraciones intercontinentales. Desde el punto de vista biogeográfico, tanto por el aire como sobre las aguas, se producen migraciones, no sólo de aves, también de insectos, quirópteros, peces, cetáceos y multitud de pequeños seres marinos.

La fauna es muy variada –como decimos–, sobre todo entre las aves. Según el programa MIGRES, (AMA- SEO/Bird Life) se llevan censadas más de setecientas mil aves pertenecientes a treinta y cuatro especies distintas. Muchas de éstas están en peligro de extinción o su presencia europea sólo se circunscribe a nuestro espacio, regulándose su protección tanto en la normativa estatal y autonómica, como en la europea e internacional (Directiva Aves Silvestres de 1979, Directiva Hábitats de 1992, Convenio de Berna, Convenio de Bonn...). A título de ejemplo baste citar zancudas como la cigüeña negra (*Ciconia nigra*), rapaces como el buitre negro (*Aegypius monachus*), alimoche (*Neophron percnopterus*), águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*), aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) o el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), entre otros; limícolas como el correlimos tridáctilo (*Calidris alba*) y el ostrero (*Haematopus ostralegus*) o carádridos como el chorlitejo grande (*Ch. hiaticula*). La cohorte de avechillas migratorias es extensa, muchas de éstas tienen un origen norteafricano como es el caso del vencejo culiblanco cafre (*Apus caffer*) y el vencejo moruno (*Appus Affinis*) que sólo tienen presencia europea en nuestro Parque. Entre los mamíferos, destacamos por su interés como bioindicador y su amenazada situación, la nutria (*Lutra lutra*). Y entre los reptiles, además de varias especies de



Figura 2. Los recursos paisajísticos del Parque Natural del Estrecho y el ámbito marino son la seña de identidad y gozan de gran relevancia en el PORN. La imagen muestra un recodo costero junto a Cala Arenas. Se trata de calas –generalmente de guijarros de diferente granulometría– que se distribuyen por el sector oriental del Parque, junto a islotes, islas y tolmos, la mayoría zonas de reserva. Como muestra la fotografía, la cala se enmarca por los acantilados que hunden gradualmente sus plataformas en el mar. A lo lejos se aprecia el Estrecho, flanqueado por la silueta de las estribaciones costeras de las montañas del Atlas marroquí.

lacertidos y ofidios, debemos destacar la presencia escasa del mimético camaleón (*Chamaeleo Chamaeleon*), la lagartija cenicienta (*Psammodromus hispanicus*) o el galápago leproso (*Mauremys caspica*). En los ríos y ramblas de la zona, de marcada estacionalidad, habita un pequeño pez continental en regresión como es la colmilleja (*Cobites paludica*). Entre el pasto y las frondas abundan multitud de moluscos gasterópodos terrestres, algunos exclusivos, tal es el caso de *Oestophora dorotheae* o *Trichia martigena* (endemismos andaluces) y *Ganula gadirana* o *Theba andalusica* (endemismos gaditanos). Finalmente, tanto en el medio aéreo, acuático, terrestre y subterráneo, encontramos una miríada comunidad de insectos. Muchos de éstos tan vistosos como los lepidópteros, entre los que destacan por su rareza el macaón (*Papilio machaon*), podalirio (*Iphiclides feisthamelii*) o la pequeña mariposa de las aristoloquias *Zerynthia rumina*, que comparten hábitat con la mariposa alóctona monarca (*Danaus plexippus*). En el turno de noche hallamos numerosas especies también, como *Catocala elocata*, *Cerura iberica* o el gran pavón nocturno (*Saturnia pyri*), que pasa por ser el mayor lepidóptero nocturno de Europa, llegando a alcanzar los 15cm de envergadura. Muchas de estas mariposas utilizan el Estrecho en sus migraciones costeras y transcontinentales; esfinge de las adelfas (*Daphnis nerii*), esfinge colibrí (*Macroglossum stellatarum*), esfinge de las lechetreznas (*Hyles euphorbiae*). Otros muchos insectos tienen sólo distribución peninsular o bética (endemismos ibéricos o béticos) como *Hydraena servilia*,

H. Exasperata, *Cephalota hispanica*, *Scarites Occidentalis*, *Siphonoperla baetica*, *Protonemura alcazaba* o *Leuctra andalusica*. Hay incluso endemismos locales que se circunscriben al ámbito del Parque y la Comarca como *Macrothele calpetana* o *Pseudotrechus mutilatus*. Incluso existen especies que limitan su existencia a una determinada área, curso de agua o masa forestal, no existiendo en ningún otro lugar. A título de ejemplo debemos citar el raro coleóptero *Acmastes horoldi* sólo conocido de la playa de Los Lances o el tricóptero *Allogamus sp.*, nuevo para la ciencia y limitado al río Guadalmesí.

La flora del Parque es igualmente rica, y viene condicionada por la situación geográfica, climatológica y las presiones antrópicas que modelaron estos lares desde tiempos remotos. El PORN vuelve a recoger –como con la fauna– gran variedad de especies en peligro y/o endémicas de nuestro espacio, citándose un total de 16 especies recogidas en el Catálogo Andaluz de Especies de Flora Silvestre Amenazada (*Narcissus viriflorus*, *Genista triacanthos*, *Chamaespartium tridentatum*, *Drosophyllum lusitanicum*, *Limonium virgatum*, *L. Algarvense*, *Romulea ramiflora s. Gaditana*, *Calendula suffruticosa subsp. tomentosa*, *Crepis erythia*, *Biscutella lyrata*, *Sideritis arborescens*, *Hipocrepis salzmanni*, *Armeria macrophylla*, *A. Pungen*, *Bromus macrantherus*, *Spartina densiflora*, *Corema album* o *Juniperus oxycedrus subsp. macrocarpa*...). La lista es casuística, no citándose algún que otro endemismo. No sólo encontramos especies; también hallamos comunidades vegetales o unidades fitosociológicas exclusivas de la región, catalogándose como "hábitats naturales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación" un total de 18 hábitats, aunque en el espacio cabría citar algún que otro hábitat no recogido en la lista; son todos los que están pero no están todos los que son (vid. Figura. Anexo Iº-Directiva 92/43/CEE).

1. Hábitats costeros y vegetaciones halofíticas:

- 1- Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (fondos de *Cymodocea nodosa*).
- 2- Marismas y estuarios (ríos Valle y Jara).
- 3- Llanos fangosos o arenosos que no se cubren de agua marina cuando hay marea baja (tramo entre Valdevaqueros y Tarifa).
- 4- *Lagunas costeras asociadas a cursos fluviales (lagunas de los ríos Valle y Jara y del arroyo Alpariate).
- 5- Acantilados con vegetación de las costas atlánticas.
- 6- Acantilados y playas de guijarros de las costas mediterráneas con *Limonium* spp. Endémicos (*Limonium virgatum*, *L. Emarginatum*).
- 7- Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritim*).
- 8- Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosa*).

2. Dunas marítimas y continentales:

- 9- Dunas litorales móviles con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).
- 10- *Dunas litorales con matorrales de enebros y sabinas (*Juniperus* spp. –*Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa*–).
- 11- Dunas con vegetación esclerófila del Cisto-Lavanduletalia.
- 12- *Dunas litorales con bosques de *Pinus pinea*.

3. Hábitats de Agua dulce:

- (No se cita ningún hábitat de agua dulce –aguas estancadas o aguas de cursos de agua-ríos y arroyos–)
- 13- *Estanques temporales mediterráneos.

4. Brezales y Matorrales:

- 14- Brezales secos europeos.
- 15- Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp.
- 16- Monte bajo con presencia de *Laurus nobilis*.
- 17- Matorrales termomediterráneos: Fruticedas termófilas.
- 18- Matorrales termomediterráneos: Retamares y matorrales de genistas.

5. Formaciones herbosas naturales y seminaturales:

19- Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molinion-Holoschoenion.

6. Hábitats Rocosos y Cuevas:

(No se hace referencia a los desprendimientos rocosos ni a los cantiles, roquedos y pendientes)

20- Cuevas no explotadas por el turismo.

21- Cuevas marinas o semisumergidas.

7. Bosques:

22- Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.

23- Bosques galería y matorrales ribereños termomediterráneos (Nerio-Tamaricetea y *Securinegion tinctoriae*).

24- Bosques de *Olea* y *Ceratonia*.

25- Bosques de *Quercus suber*.

Comunidades biológicas o "Hábitats Naturales de Interés Comunitario" presentes en el Parque Natural del Estrecho, según recoge el Anexo Iº del Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio, modificador del R. Decreto 1997/1995, de medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la Conservación de Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres (transposición de las Directivas "Hábitats" 92/43/CEE y 97/62/CE): El PORN incluye oficialmente 18 hábitats (en negrita), aunque debido a la estacionalidad del espacio protegido y la insuficiente referencia a diversos hábitats presentes en el Parque, pero no enunciados –como por ejemplo los dulceacuícolas y los rocosos–, el listado podría ampliarse a una veintena. Los posibles hábitats a incluir están en *cursiva*. Los hábitats que se enuncian con (*) se consideran prioritarios, pues son escasos, frágiles o contienen especies amenazadas o endémicas, que a su vez son objeto de protección.

- Medio marino:

El mar y litoral del estrecho de Gibraltar constituye una zona de elevado interés biológico y biogeográfico en el que convergen el Mediterráneo y el Atlántico y tres provincias marinas (Lusitánica, Mauritánica y Mediterránea), que dotan de singularidad y riqueza biológica a esta aguas. En las investigaciones actuales se han citado más de 1.900 especies de flora y fauna marinas, muchas de éstas endémicas o nuevas para la Ciencia, destacando los fondos de la Isla de Tarifa, punto de inflexión costero en el ámbito del Plan:

La fauna marina es compleja y variada, sobre todo entre los seres bentónicos, muchos de ellos endémicos o/y vulnerables. Entre éstos, existen especies nuevas para la ciencia como los poríferos *Haliclone palmonensis*, *Axinella estacioi*, *Ciocalapata almae*, *Dyctionella alonsoi* o *Myxilla tarifensis*; cnidarios como *Merona iberica*, *Cervera atlántica*, *Scleranthelia microsclera*; o briozoos como *Calyptotheca obscura*, *Hemyclopora dentata* y *Sessibugula barrosoi*. Dependientes del sustrato pero con mayor movilidad, hallamos también moluscos y crustáceos endémicos y nuevos para la Ciencia (*Doto furva*, *Onoba tarifensis*, *O. Guzmán*, *Tambja tarifensis*, *T.ceutae*, *Flabellina baetica* o *F.insolita*...). También proliferan especies con distribución localista como *Haliotis lamellosa*, *Conus mediterraneus*, *Charonia lampas*, la bella *Ranella olearium*, el molusco sinistrógiro *Neptunea contraria*, el colorido *Halocynthia papillosa* o el extraño *Astrospartus mediterraneus*... Con los crustáceos la lista es amplia también, hallándose especies nuevas (*Caprellazas santosrosai*, *Pedoculina garciagomezi*, *Ammothella gibraltarensis*, *Tarificola bulbosus*, *Urothoe hesperiae*...), incluso entre los diminutos copépodos (*Anthesius arcuatus*, *Botryllophilus conicus*). Todas estas especies habitan comunidades biológicas bien estructuradas, especialmente sobre sustratos duros entre los 10-50 metros de profundidad, y sirven de bioindicadores de la calidad de estas aguas. En los fondos blandos destacan las formaciones de fanerógamas marinas que dan cobijo a especies protegidas como *Hippocampus hippocampus*, *H. guttulatus* o *Pinna nobilis*. En los rocosos también hallaremos especies amenazadas y en peligro de extinción como



Figura 3. Los recursos naturales del Parque son incontables y diversos. Por ello no es de extrañar que estemos en una de las regiones con mayor número de endemismos, donde hallamos la mayor concentración de aves migratorias de la Europa occidental, en cuyas aguas aun pervive la mayor lapa europea (*Patella ferruginea*) o cuyos bosques y matorrales aun albergan tesoros como el amenazado y bello gran pavón nocturno (*Saturnia pyri*) –en la imagen– que pasa por ser el mayor lepidóptero nocturno de Europa, alcanzando los 15 cm de envergadura.

Centrostephanus longispinus, *Lithopaga lithophaga*, *Scyllarides latus*, la mayor lapa europea (*Patella ferruginea*) o el apreciado coral rojo (*Corallum rubrum*). En total el Plan recoge 23 especies de protección estricta, muchas de ellas engrosan la lista del Catalogo Andaluz de Fauna Amenazada que se está elaborando. Por lo que respecta a la ictiofauna debe citarse la presencia del amenazado mero (*Epinephelus guaza*). En la columna de agua reinan las especies pelágicas, destacando las migraciones reproductivas de otro amenazado pez, el atún rojo (*Thunnus thynnus*). El carácter de ecotono del Estrecho se hace patente también en la variedad de tortugas marinas (laúd, carey y golfina), en especial (*Caretta caretta*) y la larga lista de cetáceos que habitan sus aguas [marsopa (*Phocoena phocoena*), delfín mular (*Tursiops truncatus*), delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), delfín común (*Delphinus delphinus*), rorcual aliblanco (*Balaneoptera acutorostrata*), rorcual común (*Balaneoptera physalus*), cachalote (*Physeter macrocephalus*), orca (*Orcinus orca*), calderón común (*Globicephala melas*), calderón gris (*Grampus griseus*), etc...]. El Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, la Directiva europea Hábitats, el Convenio sobre el Mediterráneo o el ACCOBAMS, son algunas de las normativas nacionales, europeas e internacionales que dan cobertura protectora a todas estas especies de cetáceos y tortugas marinas amenazadas, entre otras muchas.

La flora marina debido al sistema de corrientes, la heterogeneidad de los fondos y la accidentada batimetría también es muy rica. En la zona intermareal rocosa del extremo oriental del espacio –hasta la Isla de Tarifa– encontramos gran

profusión de flora ficológica. Dignos de mención son los "fondos de Maërl", constituidos por algas rojas calcáreas (*Lithothamnion coralloides* y *Phymatolithon calcareum*) localizados a partir de los 20 m, de gran diversidad biológica. Los fondos blandos y arenosos se prolongan más allá de la Isla de Tarifa. En éstos destacan las formaciones de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa*) –intervalo batimétrico de 5 a 15 m– fundamentales en la oxigenación de las aguas, protección de fondos y costas, lugares de refugio, alimentación y alevinaje para multitud de seres marinos. Acompañando a las fanerógamas desde los 5 metros de profundidad hallamos algas laminarias como *Saccorhiza polyschides*, que es sustituida a partir de los 30 m por *Laminaria ochroleuca*, conformando densos bosques submarinos entre los que se refugian gran variedad de especies.

LA DECLARACIÓN DE PARQUE NATURAL Y APROBACIÓN DE SU PLAN DE ORDENACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES (PORN)

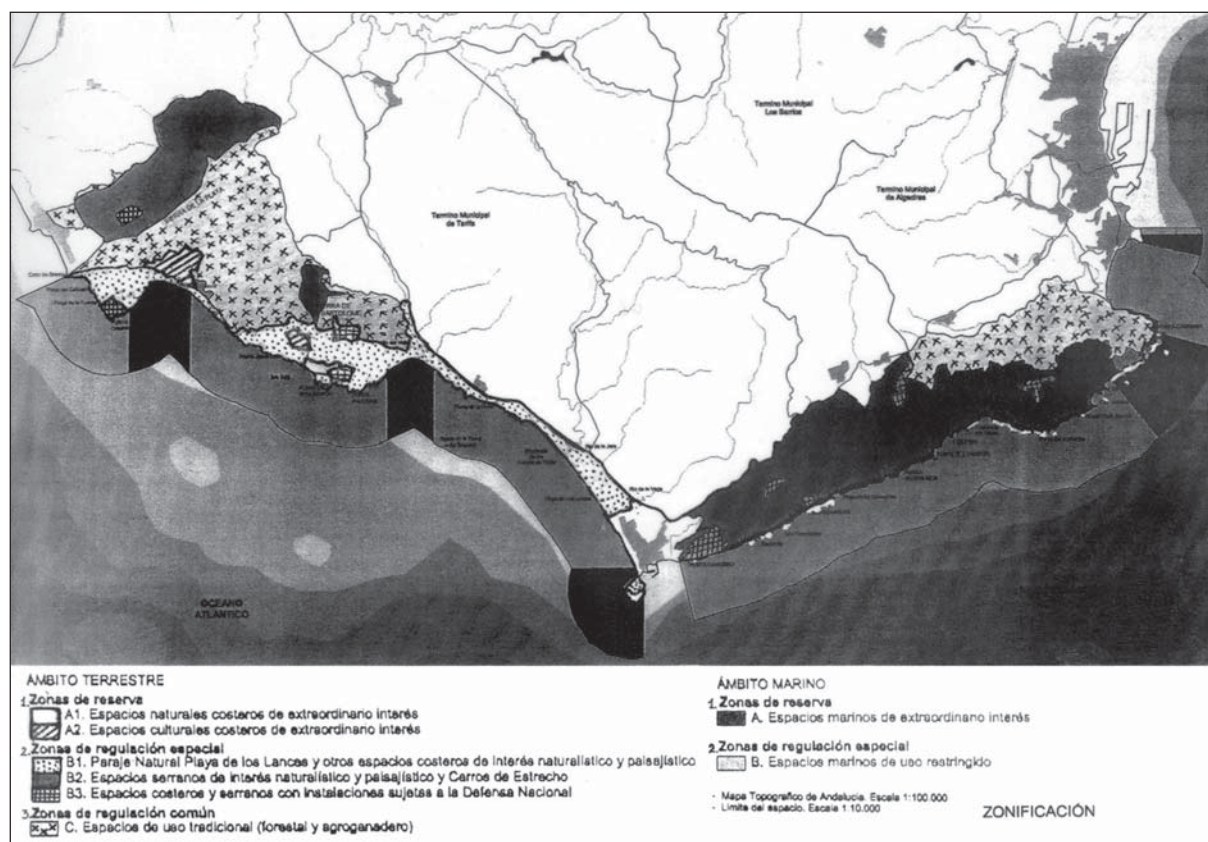
Tanto la Ley 4/1989 estatal sobre Espacios Naturales Protegidos y Flora y Fauna Silvestre como la Ley autonómica 2/1989 creadora de la actual Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía –RENPA– determinan que antes de declarar un espacio como protegido debe planificarse la ordenación y gestión de sus recursos. Hasta fechas recientes, los parques andaluces en base a la Ley 2/89 se declaraban, y después se aprobaban los PORNs respectivos. Ello era una excepción de la Ley 4/89 que permitía declarar antes que planificar siempre y cuando se aprobará el respectivo PORN en el plazo máximo de un año. Nuestro Parque Natural del Estrecho pertenece a esa vanguardia de espacios donde la regla es una novedad, pues primero se planifica y después se declara. La génesis comenzó con el acuerdo pionero de 1999 que ya se refería al PORN futuro como "el marco de referencia ambiental dentro del que deben operar el resto de instrumentos de planificación tanto de naturaleza ambiental como sectorial". Con ello presente, se creó un órgano ad hoc, una comisión interdepartamental que elaboró los informes técnicos y el proyecto de ordenación y gestión de los recursos (Universidades de Sevilla y Cádiz), con la participación de las Consejerías autonómicas implicadas y la Subdelegación de Gobierno. El proyecto, presidido por el principio de participación, tomó cuerpo en el referido Decreto 308/2002 aprobador del PORN. El Plan se estructura en siete apartados (presentación, caracterización y diagnóstico, objetivos, propuesta de ordenación y zonificación, normativa aplicable, directrices para la gestión del espacio y cartografía justificativa). La estructura y contenido se realizan en base a una "Planificación y Gestión Integrada de la Zona Costera" (PGIZC) que abarca el Parque. Se trata de una ciencia emergente que tiene presente todos los usos y actividades que recaen sobre los recursos naturales, culturales, paisajísticos y socio-económicos de la zona, los cuales tienen como denominador común el ser "recursos litorales", con todo lo que ello implica. El PORN se erige por ello en integrador de dichos usos y actividades, superando el caduco planteamiento de las Directrices Regionales del Litoral andaluz. En el Apartado 1º sobre la presentación del Plan, es digno reseñar como novedoso la prolija "justificación jurídica de la planificación", haciéndose referencia al Dº Internacional, Comunitario, Estatal y Autonómico, así como a una documentada jurisprudencia, algo no habitual en los PORNs del resto de parques. El 2º apartado recoge la caracterización y diagnóstico del Espacio Natural, polarizado en una detallada caracterización ambiental y socioeconómica del entorno, en línea con la filosofía de la PGIZC. Los recursos naturales ya los hemos analizado –y así los recoge el Plan en este punto–. Sobre los recursos socioeconómicos, la caracterización es completísima, analizando el modelo de poblamiento y demográfico comarcal, las infraestructuras existentes, la calidad ambiental, la tipología de usos del suelo (prima la demanialidad), el papel de las servidumbres militares, las actividades urbanísticas y los demás usos y actividades que soporta el entorno (actividades extractivas –pesca, caza–, primarias –agropecuarias, acuicultura y aprovechamiento forestal–, industriales y comerciales –transporte marítimo y energía eólica– y turísticas o de servicios). Ante todos estos intereses, políticas y planeamientos, el PORN se erige en instrumento integrador, así "cualquier instrumento de planificación que se desarrolle en el espacio natural debe tener en cuenta los objetivos del PORN,

del mismo modo que éste integra la planificación sectorial y considera los objetivos de dichos planes, con la finalidad de establecer un modelo de desarrollo sostenible para el espacio y su área próxima". Tras el estudio de los diversos planeamientos en concierto con el planeamiento ambiental –el cual no deja de ser un uso más que soporta la zona costera–, termina el diagnóstico socioeconómico con un estudio DAFO, que permitirá crear futuros planes estratégicos que hagan compatible la conservación con el desarrollo endógeno del entorno del Parque y la Comarca en general. El apartado 3º recoge los objetivos del PORN, desglosado en un corolario de objetivos generales y específicos. El 4º apartado es crucial, pues se recoge la propuesta de ordenación y zonificación del Parque natural: En la ordenación se hace referencia a la caracterización ambiental y socioeconómica y se analizan los problemas que afectan a cada recurso y su legislación propia. Novedoso resulta la importancia que se da al turismo rural y activo, la educación ambiental y la investigación en el entorno del Parque. Además se regula la situación legal del resto de espacios protegidos insertos en el Parque, justificándose la figura jurídica de parque natural, ya que nuestro espacio natural es extenso y posee "áreas naturales poco transformadas por la explotación u ocupación humana que, en razón a la belleza de sus paisajes, la representatividad de sus ecosistemas o la singularidad de su flora, fauna o formaciones geomorfológicas, posee unos valores ecológicos, estéticos, educativos y científicos cuya conservación merece una atención preferente" (Arts. 12-13 Ley 4/89). La categoría de parque natural conjuga bien la preservación del entorno y el desarrollo, es reclamo turístico y económico y es signo de calidad ambiental, pues el propósito último de la ordenación del Parque es mantener esa "calidad ambiental que las actividades tradicionales han otorgado al territorio y así evitar el desarrollo desproporcionado de fenómenos como la ocupación de suelo no urbanizable por edificaciones de segunda residencia y la sobreexplotación de los recursos del medio intermareal y marino". Junto a la ordenación se establece la zonificación del Parque (vid. Cartografía sobre Zonificación del P.N. del Estrecho). El territorio del espacio se divide en zonas que van a estar sujetas a una total, mayor o menor restricción de usos y actividades antrópicas según el interés mayor o menor natural, cultural o paisajístico que posea cada una. La zonificación del PORN propone en este sentido tres tipos de zonas (A-B y C):

1. **Zonas de Reserva (Grado A):** Estas zonas "se caracterizan porque presentan un valor ambiental excepcional, tanto por la presencia de recursos naturales como culturales que tienen una alta singularidad". Las razones que justifican estos reservorios costeros o marinos derivan del hecho de que se trata de espacios de valor ecológico excepcional, frágiles, dinámicos y biodiversos, con una singular geomorfología (turbiditas calcáreas-formaciones "flysch"), paisaje, flora, fauna y valores culturales. Son zonas situadas generalmente en terrenos de dominio público con una nula o mínima capacidad para soportar la presión antrópica:

1.1. **Medio Terrestre e Intermareal:** Según la presencia de recursos naturales o paisajísticos en la costa o medio terrestre se distinguen dos áreas: La zona A1 sobre "Espacios naturales costeros de extraordinario interés" recoge áreas con especies y biotopos prioritarios, prohibiéndose en general todo uso o actividad que altere las condiciones ambientales actuales. Específicamente se prohíbe actividades extractivas y primarias; nuevas infraestructuras permanentes; desmontes, aterramientos y rellenos; recolección de minerales, fósiles, animales, plantas y hongos; soportes de publicidad; edificaciones; y las actividades de uso público en general. Igual prohibición general y específicas son válidas para las áreas de la Zona A2 de "Espacios culturales costeros de extraordinario interés" que recaba zonas con recursos históricos, artísticos o etnográficos. La Zona A1 está constituida por las marismas y estuario de Los Lances, islotes de Cabrita y Paloma, Isla de Tarifa (orla rocosa sur) y las plataformas de abrasión desde Tarifa hasta Los Paretones y desde la ensenada del Tolmo hasta Punta Carnero. La Zona A2 a su vez está constituida por el Conjunto Arqueológico "Baelo Claudia", Los Algarbes y los restos de canteras romanas de Punta Camarinal.

1.2. **Medio Marino:** Esta zona no sufre divisiones y en su seno alberga recursos naturales, culturales y paisajísticos sin parangón que hacen de estas zonas "espacios marinos de extraordinario interés". Los espacios así catalogados son



Mapa 2. Zonificación del Parque Natural del Estrecho recogida en su PORN. Se distinguen zonas de reserva, regulación especial y común que se despliegan tanto sobre el ámbito terrestre como sobre el marino (E-1:10.000-Fuente: AMA).

la Isla de Tarifa (frente sur-oriental) desde la línea de costa hasta el límite exterior del Parque; el entorno sumergido de la Isla de las Palomas, bajo de La Perla y el extremo oriental entre Cala Arenas e Isla Cabrita y el límite externo del plan; los asentamientos de praderas de *Cymodocea nodosa* frente a las playas de Los Lances y Bolonia; y Punta de San García, desde la costa hasta el límite externo de una milla náutica. Tanto en aguas interiores como exteriores se reproduce la prohibición general citada de no alterar las condiciones ambientales actuales, estableciéndose prohibiciones específicas sobre pesca, buceo, fondeo o hundimiento de embarcaciones, instalación de arrecifes artificiales o extracción de especies marinas. Toda actividad que se despliegue estará sujeta a la previsión del futuro PRUG y a la autorización de la Consejería de Medio Ambiente o Consejería de Agricultura y Pesca, según el caso.

2. **Zonas de Regulación Especial (Grado B):** Estas zonas "poseen un alto valor ambiental con un buen nivel de conservación de los recursos naturales y culturales, normalmente debido a la propia acción antrópica, que ha influido en las características ambientales que encierran estos ecosistemas":

2.1. **Medio terrestre e intermareal:** En la costa se diferencian tres áreas (B1, B2 y B3): Las zonas B1 incluyen el "Paraje Natural de la playa de Los Lances y otros espacios costeros de interés naturalístico y paisajístico" (playas, formaciones dunares, lagunas costeras, ríos de la zona, Punta Paloma y Camarinal, cabo de Gracia, frente costero desde Los

Parentones hasta la Ensenada del Tolmo, llanuras costeras e Isla de Tarifa –istmo y orla rocosa norte–), constituyendo zonas con gran número de endemismos y especies amenazadas. Las zonas B2. "Espacios serranos de interés naturalístico - paisajístico y Cerros del Estrecho" (áreas rocosas y laderas de las sierras de La Plata y San Bartolomé y los Cerros del Estrecho –del arroyo Petalmeros hasta el río Guadalmesí y desde el límite del término municipal algecireño hasta la urbanización Getares-B) comprende áreas poco transformadas, destinadas a usos agropecuarios y forestales tradicionales. Las zonas B3 recoge los "Espacios costeros y serranos con instalaciones sujetas a la Defensa Nacional", es decir, áreas con enclaves militares y sus zonas de seguridad. En las tres zonas se repite la prohibición general citada así como otras específicas.

2.2. **Medio Marino:** Los Espacios Marinos de Uso Restringido o Zona B comprende toda el área que no ha sido catalogada como de extraordinario interés, con el límite de la franja marina de una milla perpendicular a la costa. Se vuelven a reproducir la prohibición general y particulares ya citadas para la Zona A marina.

3. **Zonas de Regulación Común (Grado C):** Se trata de zonas muy transformadas que soportan gran cantidad de usos, actividades, construcciones y edificaciones, por tanto afectan al ámbito terrestre no al marino. Estos "Espacios de uso tradicional (forestal y agropecuario) y huertas familiares (enclavados)" se hallan dispersos y en manos privadas mayoritariamente, prohibiéndose en general todo uso y actividad que altere gravemente o degrade irreversiblemente las condiciones ambientales. Aquí la prohibición general resulta matizada por la "gravedad" o "irreversibilidad" de las acciones, debido a la presión antrópica que tradicionalmente han sufrido estas zonas. En el proyecto de PORN existía unas zonas C1 y C2, refundidas hoy en un único apartado, además esta Zona C afectaba también al ámbito marino, y el actual Plan lo ha descartado quizá debido a una simplificación, hasta qué punto comprensible. También cabe decir –y ello es criticable– que el proyecto contenía una Zona D sobre "Espacios para uso de carácter intensivo" que hacía referencia a diversos asentamientos (El Lentiscal, Casas del Porro, urbanización Getares-B...). El Plan actual lo ha suprimido desafortunadamente. Su existencia cerraría el ciclo de usos y actividades permitidas, poniendo coto a los asentamientos existentes y neutralizando la existencia futura de otros, al delimitar específicamente las áreas destinadas a estos usos intensivos y urbanísticos. La supresión de este Grado D deja los usos intensivos del espacio en la ambigüedad y desde luego no aparecen reflejados dentro del Grado C, limitado a usos tradicionales de carácter extensivo y vinculados a "huertas familiares" o "enclavados".

Tras la zonificación, el apartado 5º trata la normativa general y particular aplicable a cada recurso, destacando una serie de prohibiciones o restricciones de usos y actividades encuadradas dentro del amplio concepto de Derecho administrativo-sancionador. Así hay actividades prohibidas (total o parcialmente) y restringidas, otras muchas necesitan del acto administrativo previo habilitante en forma de autorización, licencia o informe favorable de la Consejería competente. Este apartado trata también sobre la evaluación y prevención ambiental en el contexto del Parque, así como la vigencia temporal del propio PORN que es indefinida, pudiendo ser revisado o modificado. Al respecto, y en lo que afecta al cambio de nomen actual y la ampliación de límites, "no se considera revisión ni modificación cualquier adaptación literaria o gráfica de los límites como consecuencia de los avances tecnológicos que se puedan producir en la información gráfica relativa al espacio o para su adecuación a escalas cartográficas más detalladas". El apartado 6º sobre las Directrices para la Gestión del Espacio analiza, por un lado el futuro PRUG, que deberá ser aprobado en el plazo máximo de dos años desde la constitución de la Junta Rectora del Parque (D.Ad.2ª-D.57/2003) y las materias prioritarias a tratar por los Programas Básicos de Actuación (PBA); por otro, las directrices a seguir en la aprobación de los futuros PDS, cuyo denominador común es la "dinamización de las estructuras socioeconómicas salvaguardando la estabilidad ecológica medioambiental". Finaliza el Plan con un apartado 7º sobre cartografía (Escala-1:10000), la cual se intercala también a lo largo del PORN.

Tras la planificación recogida en el PORN analizado, el Decreto 57/2003 declara formalmente el Parque Natural del Estrecho. Comienza la Norma con la antigua nomenclatura de "Litoral de Tarifa-Algeciras", justificando la competencia autonómica sobre la materia ambiental y la categoría de "parque natural" asignada, declarándolo formalmente. Destaca su art.5º sobre la "gestión del Parque", compartida por la AMA y la futura Junta Rectora y Director Conservador del Parque. La Junta Rectora deberá constituirse en el plazo máximo de seis meses desde la entrada en vigor del citado decreto. Finaliza éste con un Anexo Iº sobre los "límites del Parque" (ortofotografía) y un Anexo IIª sobre la "modificación de los límites sur-este del vecino Parque Natural Los Alcornocales".

SITUACIÓN JURÍDICA DE LAS FIGURAS DE PROTECCIÓN MENORES INSERTAS DENTRO DEL PARQUE NATURAL DEL ESTRECHO Y OTRAS FORMAS DE PROTECCIÓN LEGAL

Dentro del ámbito territorial del Parque Natural encontramos tres espacios naturales protegidos como son el Paraje Natural de la Playa de Los Lances, el Monumento Natural de la Duna de Bolonia y la porción meridional del vecino Parque Natural Los Alcornocales:

1. El Parque Natural Los Alcornocales es contiguo al Parque Natural del Estrecho, constituyendo la mayor extensión de esta querciana en Europa. La declaración actual ha conllevado la anexión de sus límites sur-este a nuestro Parque. En total 169,419 Has. de monte público que pasan a formar parte del nuevo espacio "con la finalidad de lograr una gestión más coherente e integrada de todos los recursos naturales del litoral", previsión recogida en la D. F. 1ª del Decreto 57/2003. Simplemente existe una modificación territorial.
2. El Paraje Natural de la Playa de Los Lances se recoge en el PORN como Zona de Regulación Especial (B1). Cuenta con una extensión de 226 Has. y se creó a raíz de la Ley 2/89 autonómica. Tanto la figura de paraje natural como de reserva natural es la más usada para áreas costeras y marinas, pues compatibiliza bien la explotación de los recursos con la protección de los ecosistemas, comunidades o elementos biológicos que por su rareza, fragilidad, importancia o singularidad merecen tal calificación. El Plan es claro al remitir la regulación del Paraje a su normativa específica, aplicándose éste como supletorio en lo no especificado por su normativa o cuando ésta fuera menos restrictiva que la recogida en el PORN.
3. El Monumento Natural de la Duna de Bolonia goza de un plus de protección –como el paraje estudiado– al incluirse como Zona B1 de regulación especial en el PORN y luego tener su regulación propia en el Decreto 225/1999 y Decreto 226/2001. Está constituido por una duna activa de más de 30 m. situada en el istmo de Punta Camarinal, próxima al yacimiento romano de Baelo Claudia, y tiene una extensión de 13.2 Has. La figura de "monumento natural" se asigna a espacios, yacimientos, elementos de la naturaleza o formaciones geológicas que tienen gran singularidad e importancia por sus valores científicos, culturales o paisajísticos. Como en el caso anterior, este espacio tendrá su propia regulación, acudiendo supletoriamente al PORN del Parque –en el que está inserto– en los dos supuestos citados. Los monumentos naturales pueden ser de carácter biótico, ecocultural o geológicos. Nuestra Duna se incluye dentro de los de carácter geológico. Su gestión se llevará a cabo por la AMA o por la Corporación tarifeña, resultando competente la futura Junta Rectora del Parque en todas las actividades de participación social y voluntariado ambiental. Se pretende una cogestión tanto del Monumento como del Paraje natural.
4. El Monumento Nacional de las Ruinas Romanas de Baelo Claudia (actual Conjunto Arqueológico) no es un espacio natural protegido, pero protege en su perímetro tanto el yacimiento como el entorno. Se sujeta a su regulación propia, pero goza del plus protector que le brinda el PORN del Parque en el que se ubica (Zona A2 de reserva). Tiene una

superficie de 99 Has., y teniendo presente que la urbe tiene 13 Has., el margen de protección del paisaje que rodea las ruinas es bastante amplio.

5. Otras formas de protección –que refuerzan el PORN del Parque– es la derivada de la Ley de Costas y los diversos planeamientos y proyectos que regulan directa o indirectamente sobre el medio (Planificación Turística, P. de los B.P.C, P. de Infraestructuras, P. Forestal; P. Hidrológica, P. Urbanística...). Entre esta protección local, autonómica y estatal deben destacarse; por un lado, el Plan Andaluz de Humedales (PAH), cuyo inventario recoge como futuro Humedal Andaluz las zonas encharcadas aledañas a la playa de Los Lances y el resto de parajes comarcales; por otro, debe destacarse el Plan Andaluz de Áreas Marinas Protegidas (AMP), que acoge dentro de la región de dominio nerítico-costero, la AMP del Estrecho (desde Cabo Trafalgar hasta Pta. Europa). También existen diversas formas de protección de ámbito regional o europeo que operan sobre nuestro Parque, el cual forma parte de los Lugares de Importancia Comunitario (LIC's) que conformarán las Zonas Especiales de Conservación (ZEC's) de la futura Red Natura 2000 (Directiva Hábitats). Igualmente se hallan propuestas como Zonas Especiales de Protección para las Aves Silvestres –ZEPA's– (Directiva Aves) amplias zonas húmedas del Parques. La protección afecta a la costa y al mar, pero también se puede restringir exclusivamente a éste. A título de ejemplo baste citar el Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y Diversidad Biológica del Mediterráneo (surgido del Convenio de Barcelona sobre Protección del M.Mediterráneo de 1976) que ha elaborado un listado de especies amenazadas y ha impulsado una lista de Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). Este Protocolo, junto con el Acuerdo sobre Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, M. Mediterráneo y Zona Atlántica (ACCOBAMS), ha propiciado que una de las ZEPIM's propuestas sea el área del Estrecho. Es más, actualmente, y en base al Proyecto Mediterráneo, se está proponiendo ampliar la LIC actual, y por ende la ZEPIM, desde el Estrecho hasta Barbate, además se pretende crear un área de especial protección para cetáceos. También existen formas de protección de ámbito universal o internacional derivadas de fuentes dispersas y que afectan al Parque. Así sobre la playa de Los Lances sobrevuela la propuesta de Zona Húmeda de Importancia Internacional, en base al PAH y la última Conferencia Mundial del Convenio RAMSAR celebrado en Valencia el 26, nov. de 2002. También es digno citar el Programa Operativo Interreg IIC Sudoe 2000-2006, en base al cual, y la cooperación del AMA con el Ministerio homólogo marroquí, actualmente se lleva a cabo la consecución del proyecto de la Reserva de la Biosfera transcontinental del Bosque Mediterráneo y el Estrecho de Gibraltar. Este proyecto afecta a nuestro Parque, es más, lo alienta, encuadrándose dentro de los macroespacios protegidos internacionales de similares caracteres, tales como el Estrecho de Bering (Rusia-USA) o el Corredor biológico Mesoamericano de Centroamérica (México-Panamá). Estos proyectos –como el nuestro– se enmarcan dentro de los denominados "ecoespacios" (término acuñado por la UICN a raíz del Congreso Mundial de la Naturaleza de Amman (Jordania)), que trascienden las fronteras políticas en aras de las naturales y la conservación de estos corredores biológicos.

CONCLUSIONES

El PORN del Parque Natural del Estrecho es un referente a seguir y su declaración es el inicio de un futuro esperanzador. Se puede criticar que el PORN no haya incluido determinados enclaves en las zonas de reserva y especiales; que haya eliminado la zona de grado C sobre el ámbito marino y obviado aquella zona D delimitadora de los espacios de uso intensivo (urbanístico); que no haga converger sus límites hasta conectarlos con los del vecino Parque Natural Los Alcornocales; o que no se hayan incluido algún que otro hábitat de interés comunitario presente en el Parque –junto a los 18 oficiales– o que la lista de especies sea casuística. Pero en general, el PORN está bien elaborado y documentado, erigiéndose en

elemento integrador de la normativa y planificación sectorial afecta al entorno del Parque, de acuerdo con la PGIZC inspiradora de éste. La planificación y gestión integral del Parque resulta pionera y viene impulsada por la Junta y la Comunidad Europea, adoptando un modelo mixto, donde el PORN integra la legislación de costas y conservacionista con el resto de normativa y planificación sectorial operativa en la zona. Novedoso es también que se cumpla la regla de planificar antes de declarar, así como el tratamiento del paisaje, recurso más y a la vez instrumento de diagnóstico socioambiental. El Plan resulta igualmente novedoso al recoger la realidad de la zona, tanto natural como socioeconómica, refiriéndose a problemas graves como los enclavados, la urbanización costera, el transporte marítimo peligroso o el drama de la inmigración, pero también a sectores emergentes como el turismo rural y activo o la educación ambiental. El PORN, además de novedoso, realista y actual, auna el compromiso social conservacionista, proponiendo la ampliación de la zona de servidumbre de protección a 200m en la zona costera y denunciando el desconocimiento y desprotección de gran parte del patrimonio histórico (pecios), la usurpación del dominio público o la falta de saneamientos y depuración en la mayoría de asentamientos rurales o secundarios..., pero también hace hincapié en la divulgación e investigación de los diversos recursos naturales, culturales y paisajísticos del Parque. El poder demanial exorbitante de la Ley de Costas y toda la miscelánea de figuras protectoras potencian la labor integradora y protectora de un PORN previsor, que ha puesto las bases del futuro PRUG y PDS. El fin último no es otro que seguir conservando los encantos de aquella clásica *terra incognita*, fuente de leyendas. La protección lleva a la conservación y ésta engendra respeto y admiración. El Parque es un instrumento en nuestras manos, potenciador del desarrollo local, pero también protector. Con su eficaz aplicación seguirá reinando el ulular del viento sobre los cerros y el rumor atemporal de las olas sobre las interminables y néveas playas de estas costas bendecidas por la luz, para que sigan maravillándonos durante muchos lustros más.

BIBLIOGRAFÍA

- Acuerdo de 9/3/1999, de formulación del PORN del "Frente Litoral Algeciras-Tarifa" (BOJA nº 25, 27/2/99).
 Resolución DGP 24/6/2002 sob. Información Pública del Proyecto de PORN del Parque Natural del Estrecho (BOJA nº 85, 20/7/02).
 Decreto 308/2002, de 23 diciembre aprobador del PORN del Parque Natural del Estrecho (BOJA nº 18, 28/1/03).
 Decreto 57/2003, de 4 de marzo de Declaración del Parque Natural del Estrecho (BOJA nº 54, 20/3/2003).
 Ley 4/89, de 27 de marzo sobre Conservación de Espacios Naturales y Flora y Fauna (BOJA nº 74, 28/3/89).
 Ley 2/89, de 18 de julio creadora de la RENPA (BOJA nº 60, 27/7/89).
 Directiva 92/43/CEE de Hábitats y Flora y Fauna Silvestres (DOCE nº L206, 22/7/92); D. 97/62/CE (DOCE nº L305, 8/11/97).
 R. Decreto 1193/1998, de 12 de junio, modificador del RD. 1997/1995 (BOE nº 151, 25/6/98).
 Directiva 79/409/CEE, sobre Conservación de Aves Silvestres (DOCE nº L103, 2/4/79); Directiva 97/49/CE (DOCE nº L223, 13/8/97).
 Protocolo sob. ZEPIM y Diversidad Biológica del Mediterráneo (DOCE nº L322, 14/12/99).
 Decreto 225/1999, de 9 de noviembre, sobre la fig. Monumento Natural de Andalucía (BOJA nº 146, 16/12/99).
 Decreto 226/2001, de 2 de octubre declarativo del Monumento Natural Duna de Bolonia (BOJA nº 135, 22/11/01).
 R. Orden de 19 de enero de 1925 declarativa del Monumento Nacional de las Ruinas de Belone (Gaceta de Madrid-nº24, 24/1/25).
 Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas (BOE nº 181, 29/7/88).
 Decreto 118/1990, de 17 de abril sob. Directrices Regionales del Litoral de Andalucía.
 Decreto 155/1998 sob. Vías Pecuarias de la CA Andalucía (BOJA nº 87, 4/8/98).
 R. Decreto 439/1990, de 30 de marzo, sob. Catálogo General de Especies Amenazadas de España (BOE nº 82, 5/4/90).
 Decreto 104/1994, de 10 de mayo sob. Catálogo Andaluz de Especies de Flora Silvestre Amenazada (BOJA nº 107, 14/7/94).
 Aula del Mar -Málaga-. *Espacios Naturales Protegidos del Litoral Andaluz*. Edit. CMAA, Málaga-2000.
 ANDREU, J. F. "Algunos curiosos coleópteros Campogibraltares". *Almoraima*, nº 23/2000. Ed. MMCG.
 BARRAGÁN, J. M. *Introducción a la planificación y gestión integrada de las Áreas Litorales*. Ed. Oikos-tau, Barcelona 2002.
 BARROS y RÍOS, *Guía de aves del estrecho, Parque Natural Los Alcornocales y comarca de La Janda*. Ed. Orni Tour-2002.
 BLANCO y otros. *Guías Naturalísticas de la Provincia de Cádiz: El Litoral*. Edita Diputación de Cádiz. 1991.
 CABELLO, J. "Parque Natural del Estrecho, un nuevo futuro". *Medio Ambiente*, nº 43/2003. Edit. CMAA.
 CASADO, F. y otros. "Aproximación al estudio de los cetáceos en el Estrecho...", *Almoraima* nº 23/2000. Ed. MMCG.
 CASTAÑEDA. "Estudio de las sociedades del paleolítico en el Campo de Gibraltar", *Almoraima* nº 25/2001-MMCG.
 CLAVERO, M. "Distribución y dieta de la nutria en el medio heterogéneo del Campo de Gibraltar", *Almoraima* nº 27/2002-MMCG.
 CLAVERO, M. "D. y conservación de la Ictiofauna continental en pequeños cursos del Campo de Gibraltar", *Almoraima* nº 27/2002-MMCG.
 CORNELLA, M. M. *Manifestaciones rupestres prehistóricas de la zona gaditana*. Ed. Consj. Cultura de Andalucía-2000.

- CORZO, R. *Historia de los pueblos de la provincia de Cádiz*. Ed. Diputación Prov. de Cádiz, 1984.
- DÍAZ, M. *Manual de identificación de las mariposas diurnas y nocturnas de Andalucía*. Ed. Centro Andaluz del Libro-1998.
- GALLARDO, A. "Macroinvertebrados acuáticos de la Red Hidrográfica del Campo de Gibraltar", *Almoraima*, nº 27/2002. Ed. MMCG.
- GARCÍA GÓMEZ J. C. y J. M. Guerra. "La Fauna submarina de la Isla de Tarifa". *Almoraima-Cuaderno II*. Ed. MM.CG. 2000.
- GUERRA, J. M. "Descripción de las comunidades de algas de la Isla de Las Palomas-Tarifa...", *Almoraima*, nº 23/2000. Ed. MMCG.
- HERRERA, A. T. "El Reto de implantar un E. N. protegido: F. Litoral Algeciras-Tarifa...", *Almoraima*, nº 23/2000. MMCG.
- MARISCAL y otros. "Pautas de poblamiento en el Campo de Gibraltar en la antigüedad", *Almoraima* nº 29/2002.MMCG.
- SÁNCHEZ, F. J. *Guía de mamíferos andaluces*. Ediciones Magina-2000.
- SÁNCHEZ GARCÍA. *Flora amenazada del litoral gaditano*. Edita Diputación de Cádiz. CMAA, Cádiz-2001.
- SILVA LÓPEZ, R. "Parque Natural del Litoral Algeciras-Tarifa...", *Medio Ambiente*, nº 35/2000. Edit. CMAA.
- VV.AA. *Libro Rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía*. Edita CMAA. Sevilla. 1999.
- VV.AA. "Los Moluscos terrestres testáceos del Campo de Gibraltar", *Almoraima*, nº 27/2002. Ed. MMCG.
- VV.AA. *Guía de la fauna submarina del litoral mediterráneo continental español*. Ed. Pirámide, Madrid-1992.
- VV.AA. *Guía oficial del conjunto arqueológico de Baelo Claudia*, Ed. Conj. Cultura de la Junta de Andalucía, 2003.

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA DE LAS POBLACIONES DE 'LIMONIUM EMARGINATUM' EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR

O. Garzón / J. M. Castillo / M. E. Figueroa

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla

INTRODUCCIÓN

El endemismo *Limonium emarginatum* habita en el estrecho de Gibraltar, en la costa de acantilados, tanto en continente europeo como africano.

La naturaleza extrema del hábitat que ocupa, caracterizado por un sustrato rocoso, exposición directa al spray salino, intensa radiación solar, estrés hídrico y una intensa evaporación debida a los fuertes vientos del Estrecho, hace del estudio de esta especie un elemento de interés.¹ A esto hay que sumarle lo restringido de la distribución de este endemismo y el estado de conservación deficitario que parecen mostrar algunas de sus poblaciones y la total ausencia de estudios sobre esta especie. En este trabajo se exponen los resultados preliminares sobre el estado de conservación de las poblaciones de *L. emarginatum* en el Campo de Gibraltar, centrándonos en aspectos geomorfológicos y de vegetación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el estudio de las poblaciones existentes se realizó el recorrido por el litoral, fijando las zonas con presencia de *L. emarginatum* y determinando en cada lugar las distintas zonas de distribución de esta planta. Una vez definidas, dependiendo del área de estudio y sus características geomorfológicas, se realizaron una serie de transectos lineales en número de cuatro por cada medición; a excepción de Punta Paloma, debido a lo reducido de su población, donde en la medición se realizaron ocho transectos lineales. La toma de datos se hizo en los transectos lineales por cada centímetro,

¹ V. J. Chapman, *Coastal vegetation*, second edition, Pergamon Press 1976, p.263.

en transectos cuya longitud podía oscilar entre los 4m y 80m (caso de isla de las Palomas). Los transectos fueron realizados entre noviembre de 2002 y mayo de 2003. En las anotaciones de campo se señalaban la presencia de superficie libre y la de toda especie vegetal encontrada que posteriormente era identificada. Junto a la toma de muestras se realizaba un reconocimiento fotográfico de las especies y de la zona.

Los datos obtenidos eran tratados en el programa informático Microsoft Excel. Para el trasvase de datos se utilizaban las tablas de este programa, donde se registraba la presencia de cada especie o superficie libre de modo binario. La resolución era de cada 5cm. Para los estudios comparativos y de relación de distintos parámetros, se utilizó el programa estadístico Sigma plot 7. Los resultados estadísticos presentes han sido elaborados con este programa.

RESULTADOS

A continuación se exponen los resultados obtenidos en las diferentes poblaciones de *L. emarginatum* en el Campo de Gibraltar respecto a la geomorfología y vegetación.

Población de Gibraltar (36° 06' 35" N - 005° 20' 43" W, suroeste; 36° 08' 40" N - 005° 20' 23" W, noreste).

1. Geomorfología

El peñón de Gibraltar está constituido por rocas de edad mesozoica, con un grupo de litologías agrupadas bajo la denominación de Tariquídes. Estas rocas calizas y dolomías, correspondientes al Jurásico inferior, se diferencian en dolomías oscuras, dolomías y caliza compactas y calizas compactas claras.² La explanada situada en Punta Europa corresponde a una plataforma de abrasión de un periodo en el que el nivel del mar estuvo 30 o 40m más alto. Existe otra plataforma de abrasión más elevada que cuyo origen se interpreta en un nivel del mar 90m por encima del actual.³

El buzamiento de los sustratos sobre los que se asentó *Limonium emarginatum* osciló entre los 0° y 90°. Los transectos se realizaron sobre buzamientos comprendidos entre los 0° y 50°.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Asteriscus maritimus*, *Carpobrotus edulis*, *Suaeda vera*, *Chritmum maritimum*, *Lotus creticus*, *Elymus farctus*, *Sporobolus pungens*, *Frankenia hirsuta* y *Limonium sinuatum*.

La proporción de superficie libre fue la más baja de todas las poblaciones, mientras que el número de especies vegetales presentes fue elevado; así como la presencia de *Limonium emarginatum* (Tabla 1).

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
25,4%	33,1%	18,5%	54,4%

Tabla 1. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último con otras especies y abundancia del total de las demás especies vegetales.

² J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p.131.

³ Francisco Javier López Gómez, *Itinerarios naturalistas del Campo de Gibraltar*, Edita Mancomunidad de municipios del Campo de Gibraltar, 2000, p. 119.

La distribución de *L. emarginatum* solapó con diferentes especies según las zonas (Tabla 2). Existió una relación directa entre superficie libre de vegetación y la presencia de *Limonium emarginatum*.

	<i>Suaeda vera</i>	<i>Asteriscus maritimus</i>	<i>Lotus creticus</i>	<i>Chritum maritimum</i>	<i>Sporobolus pungens</i>	<i>Carpobrotus edulis</i>	<i>Limonium sinuatum</i>	<i>Silene obtusifolia</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
1	0,49	0,58	0,9	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	0,94	0,55	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	1	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	0,91	0,91	0,91
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 2. Valores de R para las rectas de regresión que relacionan el solapamiento de las especies descritas y *Limonium emarginatum*. (P<0,05)

Población de Punta Carnero (36° 04' 38" N - 005° 25' 30" W, noreste; 36° 04' 22" N - 005° 25' 46" W, suroeste).

1. Geomorfología

Los materiales geológicos que componen la zona se corresponden con los *flyschs* terciarios de la Unidad de Algeciras. Los sedimentos que constituyen la zona de Punta Carnero se corresponden con las edades comprendidas entre el Oligoceno superior y el Aquitaniense (Mioceno inferior). Se observaron potentes sucesiones de materiales turbidíticos, constituidas por areniscas micáceas con intercalaciones margosas grises, en el denominado "flysch margo-areniscoso-micáceo".⁴

Los sustratos sobre los que se asentó *L. emarginatum* presentaron un buzamiento que osciló entre los 0° y 75°. De modo predominante el sustrato fue roca.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Asteriscus maritimus*, *Chritum maritimum*, *Lotus edulis*, *Reichardia picroïides*.

El valor de superficie libre fue elevado, posiblemente una manifestación de la abundancia de sustrato de roca, con la dificultad de implantación de especies vegetales. La presencia mayoritaria de *L. emarginatum* con respecto al total de especies podría ser reflejo de su capacidad elevada de colonización de estos sustratos. El solapamiento en la distribución de *L. emarginatum* y las otras especies fue elevado (Tabla 3).

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
49,4%	29,6%	25,9%	31,0%

Tabla 3. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último y abundancia del total de las demás especies vegetales.

La única especie que presenta unos valores de solapamiento significativos fue *Chritum maritimum*, especie que ocupó el mismo hábitat de acantilados que *Limonium emarginatum* (Tabla 4).

	<i>Chritum maritimum</i>	<i>Lotus edulis</i>	<i>Bellis sylvestris</i>
1	0,84	0,54	-
2	-	-	-
3	-	-	0,5
4	-	-	-

Tabla 4. Valores de R para las rectas de regresión que relacionan el solapamiento de las especies descritas y *Limonium emarginatum*. (P<0,05)

⁴ J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p. 119.

Los valores altos del coeficiente de Pearson en la Tabla 6 se corresponden a zonas de roca y los valores bajos se corresponden a zonas con alternancia de rocas y desarrollo edáfico. *L. emarginatum* solía aparecer en zonas desnudas en sustrato rocoso, mientras que esto no sucedía así en zonas con suelo desarrollado, donde lo acompañaban otras especies (Tabla 5).

Superficie libre / <i>Limonium emarginatum</i>	1	2	3	4
R	0,97	0,35	0,99	0,1

Tabla 5. Valores de R para las rectas de regresión que relacionan la superficie libre de vegetación y la abundancia de *Limonium emarginatum* para cada transecto. (P<0,05)

Población de Punta Chorlito (36° 03' 44" N - 005° 26' 42" W; 36° 03' 43" N - 005° 26' 42" W).

1. Geomorfología

Los materiales geológicos que componen la zona se corresponden con los *flyschs* terciarios de la Unidad de Algeciras. Los sedimentos que constituyen la zona de Punta Chorlito se corresponden con las edades comprendidas entre el Oligoceno superior y el Aquitaniense (Mioceno inferior). Se observaron potentes sucesiones de materiales turbidíticos, constituidas por areniscas micáceas con intercalaciones margosas grises, en el denominado "flysch margo-areniscoso-micáceo".⁵

Una de las población de menor extensión, con buzamientos elevados en el sustrato, oscilando entre 60° y 80°.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Asteriscus maritimus*, *Calendula suffruticosa*, *Hedysarum coronarium*.

La presencia de otras especies vegetales fue relativamente alta y sin embargo el grado de soleamiento con *L. emarginatum* fue bajo (Tabla 6), apareciendo *L. emarginatum* principalmente en zonas desnudas (R = 0,99; P < 0,05). Se registró la aparición de *L. emarginatum* junto con *Asteriscus maritimus* y *Calendula suffruticosa* (Tabla 7). Estas dos especies son las presentan una identidad total por el sustrato con *L. emarginatum* y a las que corresponde la totalidad del valor de solapamiento.

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
38,3%	22,2%	10,5%	43,8%

Tabla 6. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último y abundancia del total de las demás especies vegetales

	<i>Asteriscus maritimus</i>	<i>Calendula suffruticosa</i>
1	0,99	-
2	-	0,98

Tabla 7. Valores de R para las rectas de regresión que relacionan el solapamiento de las especies descritas y *Limonium emarginatum*. (P<0,05)

⁵ J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p. 119.

Población de Isla de las Palomas (36° 00' 19" N - 005° 36' 23" W noreste; 36° 00' 03" N - 005° 36' 45" W suroeste)

1. Geomorfología

Los materiales de la Isla de Tarifa se corresponden con los denominados tradicionalmente como *Flysch* del Campo de Gibraltar, más en concreto, los *Flysch* terciarios de la Unidad de Algeciras. Desde el punto de vista estratigráfico se correspondería con sedimentos de edades comprendidas desde el Cretácico superior al Eoceno inferior y medio (Gutiérrez Mas *et al.* 1991). Son materiales constituidos por arcillas versicolores con intercalaciones de margas blancas, microbrechas calcáreas y areniscas en el Senonense superior; calizas con *Microcodium* en el Paleoceno; y calizas detríticas de origen turbidítico con nummulites en el Eoceno. Durante el Eoceno superior, los niveles de calizas detríticas se hacen especialmente frecuentes, alternando con margas y arcillas rojas. Estas calizas se explotan como roca de cantera, siendo conocida en la provincia como "piedra de Tarifa".⁶

El sustrato alternado de roca y arena posee pendientes suaves, comprendidas entre 0° y 10°.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Sporobolus pungens*, *Silene obtusifolia*, *Carpobrotus edulis*, *Lotus edulis*, *Spergularia fimbriata* y *Frankenia hirsuta*.

En esta población aparecieron dos tipos: rocoso (70%) y arenoso (30%). *Limonium emarginatum*, *Silene obtusifolia*, *Sporobolus pungens* y *Spergularia fimbriata* aparecieron preferentemente en sustrato rocoso. *Elymus farctus*, *Carpobrotus edulis*, *Hyoseris radiata*, *Limonium sinuatum* colonizaron sustrato no rocoso, preferiblemente arenoso. En estas zonas también aparecieron *Paronychya argentea*, *Plantago coronopus* y *Reichardia tingitana*, aunque con abundancias menores. Finalmente, *Lotus edulis*, *Frankenia hirsuta* aparecieron en ambos tipos de sustrato. La superficie libre fue mayor en el sustrato de roca (39,76%) que en el de arena (12,75%) (Tabla 8).

	<i>Limonium emarginatum</i>	<i>Lotus edulis</i>	<i>Silene obtusifolia</i>	<i>Sporobolus pungens</i>	<i>Elymus farctus</i>	<i>Carpobrotus edulis</i>	<i>Hyoseris radiata</i>	<i>Frankenia hirsuta</i>	<i>Spergularia fimbriata</i>	<i>Paronychya argentea</i>	<i>Limonium sinuatum</i>	herbacea	<i>Plantago coronopus</i>	<i>Reichardia tingitana</i>	libre
DURO	36,03%	9,68%	12,90%	13,93%	1,98%	0,00%	0,67%	3,49%	5,67%	0,48%	1,79%	5,04%	0,00%	0,00%	39,76%
BLANDO	14,86%	8,77%	2,68%	5,36%	15,80%	80,43%	13,41%	5,65%	2,54%	2,54%	5,00%	0,87%	3,84%	2,90%	12,75%

Tabla 8. Abundancia específica (%) en dos tipos de sustrato (duro=roca; blando=aenoso).

Se apreció una presencia mayoritaria de *Limonium emarginatum*, que colonizó principalmente zonas con cobertura de vegetación escasa, con respecto a otras especies, con un grado de solapamiento elevado (Tabla 9). Las especies que más coincidieron en su distribución con *L. emarginatum* fueron *Silene obtusifolia*, *Chritmum maritimum*, *Spergularia fimbriata* y *Sporobolus pungens*.

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
49,6%	28,6%	21,7%	32,7%

Tabla 9. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último y abundancia del total de las demás especies vegetales.

⁶ J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p. 119.

Población de Punta Paloma (36° 04' 03" N - 005° 44' 16" W).

1. Geomorfología

El cabo de Punta Paloma está tallado en el espolón rocoso que la sierra de San Bartolomé proyecta sobre el mar, con una orientación general NW-SE. El sustrato sobre el que se asienta la población de *Limonium emarginatum* es de tipo arenoso. La acumulación de arena es debida a la deriva litoral, que transporta arena a lo largo de la costa y, este transporte se ve interrumpido por una serie de rocas desprendidas y que han determinado este acumulo de material arrastrado por el mar. La costa en Punta Paloma está configurada con una serie de salientes de trazado triangular, con vértices poco apuntados (es el caso que nos afecta), y de ensenadas ampliamente abiertas al mar.⁷ Este sustrato constituye una peculiaridad con respecto a las distintas zonas, donde el *Limonium emarginatum* suele estar asentado sobre rocas.

Las rocas presentes en la zona pertenecen a conglomerados conchíferos llamados popularmente "piedra ostionera" y "piedra de la mar". Constituyen un paquete de arenas calizas amarillentas y otro de capas delgadas de calizas toscas fosilíferas. Se corresponden con calcarenitas biogénicas del Mioceno superior.⁸

Se presenta como una cuña de arena rodeada de rocas desprendidas de gran tamaño que están en contacto con el mar. Los ejemplares estudiados se encontraron a una altura mínima de 5m y máxima de 9m. La distancia al mar osciló entre los 10m y los 14m en el núcleo de la población. La orientación de la población es de tendencia SW. La pendiente media fue de un 43%.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Sporobolus pungens*, *Lotus creticus*, *Plantago coronopus* y *Chritum maritimum*.

Esta fue la única población que se encontró exclusivamente sobre arena. El valor de la superficie libre fue bajo y el de *L. emarginatum* es alto. El grado de solapamiento fue alto y el global de la cobertura de las demás especies vegetales también, ya que el sustrato arenoso permitió el desarrollo de distintas especies vegetales (Tabla 11). *Chritum maritimum* y *Lotus creticus* fueron las únicas especies que aparecían junto con *L. emarginatum*. La relación entre la superficie libre y la presencia de *L. emarginatum* fue inexistente en este enclave arenoso.

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
37,3%	30,4%	27,9%	55,0%

Tabla 11. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último y abundancia del total de las demás especies vegetales.

⁷ A. Fernández-Palacios Carmona, et al, *Guías naturalistas de la provincia de Cádiz I. El Litoral*, Edita Diputación de Cádiz, 1998, p.173.

⁸ J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p. 119.

Población de Punta Camarinal (36° 05' 13" N-005° 47' 05" W al noreste; 36° 05' 00" N- 005° 48' 07" W al noroeste; 36° 04' 43" N-005° 47' 37" W al sur).

1. Geomorfología

Dentro de la serie estratigráfica de las unidades *flychoides* del Campo de Gibraltar, Punta Camarinal se correspondería con la unidad de Bolonia, de una edad correspondiente al Eoceno medio -Eoceno inferior, constituida por calcarenitas y margas blancas. Los depósitos marinos –depósitos neógenos– están constituidos por arenas, margas, calcarenitas (calizas organógenas muy porosas y con abundante cuarzo muy rodado) y lumaquelas. Estos depósitos constituyen el sustrato de Punta Camarinal, pero al estar cubierto por otros depósitos posteriores, sólo aflora en la zona estrictamente litoral, que es la que nos ocupa en el trabajo.⁹

El sustrato fue mayoritariamente de roca y arena, con algunas zonas dispersas de arena. El buzamiento osciló entre los 0° y 60°.

2. Vegetación

Las especies más representativas en cuanto a su abundancia fueron: *Limonium emarginatum*, *Asteriscus maritimus*, *Salsola brevifolia*, *Carpobrotus edulis*, *Elymus farctus*, *Sporobolus pungens*, *Chritum maritimum*, *Plantago coronopus*.

El valor de la superficie libre (rocosa) fue alto. La abundancia de *L. emarginatum* no era alta y si su solapamiento, siendo elevada la abundancia de otras especies vegetales (Tabla 12). Fue significativa la correlación entre la presencia de *L. emarginatum* y dos especies, *Carpobrotus edulis* y *Sporobolus pungens*.

Superficie libre	Abundancia <i>Limonium emarginatum</i>	Solapamiento de <i>Limonium emarginatum</i>	Global de especies vegetales
51,1%	17,3%	28,0%	40,2%

Tabla 12. Valores correspondientes a superficie libre, abundancia de *Limonium emarginatum*, grado de solapamiento de este último y abundancia del total de las demás especies vegetales.

Se registraron dos tipos de sustrato: duro (roca) y blando (arena). *L. emarginatum* colonizó principalmente el sustrato rocoso (Fig. 1), donde solía aparecer mucho espacio libre. Cuando colonizaba zonas arenosas solía aparecer acompañado de otras especies y con una alta cobertura vegetal (Tabla 13).

	Superficie libre / <i>Limonium emarginatum</i>	Sustrato duro	Sustrato blando
1	0,33	0,69	0,21
2	0,35	0,83	0,26
3	0,62	0,86	0,2
4	0,40	0,78	0,25
5	0,16	0,41	0,07
6	0,33	0,78	0,17

Tabla 13. Valores de R para las rectas de regresión que relacionan la superficie libre de vegetación y la abundancia de *Limonium emarginatum* para cada transecto. (P<0,05)

⁹ J. M. Gutiérrez Mas, et al, *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 1991, p. 123.

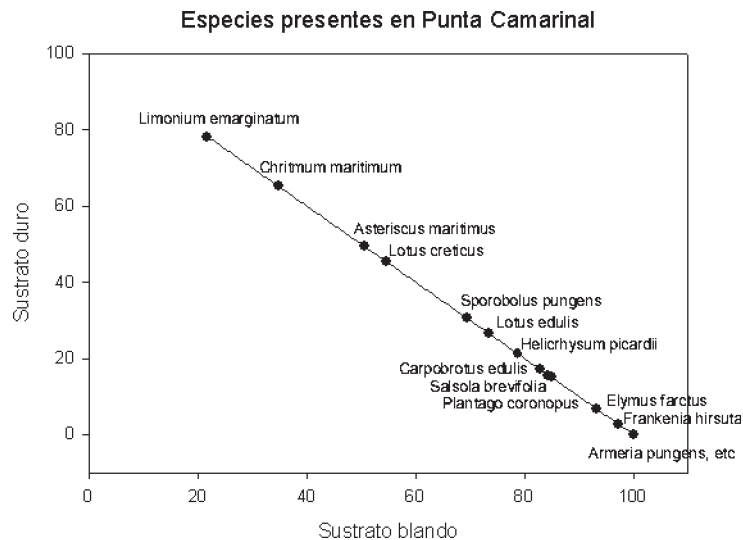


Figura 1. Representación espacial de la afinidad por el sustrato de cada especie.

Las especies con afinidad exclusiva por sustrato blando fueron *Armeria pungens*, *Limonium sinuatum*, *Hyoseris radiata* y *Reichardia tingitana*. Otras especies (*Frankenia hirsuta*, *Elymus farctus*) aparecieron preferentemente en arenas. *Plantago coronopus*, *Salsola Brevifolia*, *Sporobolus pungens*, *Lotus creticus*, *Carpobrotus edulis*, *Helicrhysum picardii* y *Lotus edulis* colonizaron mayoritaria zonas de arenas, aunque fueron relevantes en sustrato duro. Finalmente, *Asteriscus maritimus*, *Chritmum maritimum* y *Limonium emarginatum* aparecieron principalmente sobre sustrato duro.

DISCUSIÓN

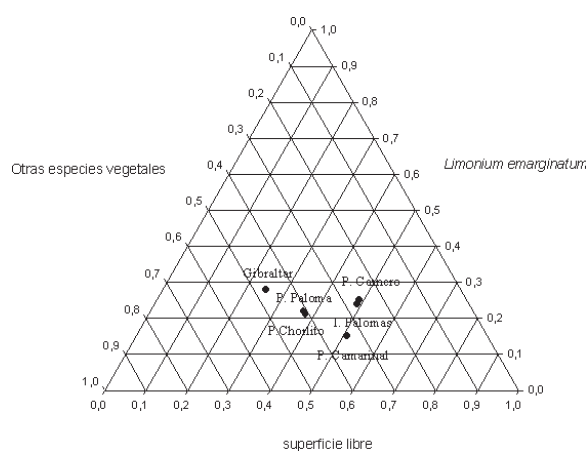
Limonium emarginatum parece no ser muy exigente respecto a la naturaleza del sustrato, ya que apareció colonizando zonas con características muy contrastadas como calizas y dolomías del peñón de Gibraltar y los *flysch* margo –arenisco–misco de Punta Carnero. Sin embargo, fue más abundante en sustratos rocosos que arenosos. Las evidencias de los muestreos y el análisis de sus resultados señalan a la competencia interespecífica como el factor que limitaría su distribución en sustratos arenosos. Así, la distribución de *L. emarginatum* quedaría restringida a zonas rocosas con sustrato libre, hábitat no favorable para otras especies más competidoras. Esta relación entre sustrato libre y presencia de *L. emarginatum* fue especialmente significativa cuando el buzamiento era elevado y no se registró en sustrato arenoso.

Los valores de solapamiento de especies vegetales altamente competitivas (como la invasora *Carpobrotus edulis*, *Lotus creticus*, *Lotus edulis*, *Plantago coronopus*, *Helicrhysum picardii*, *Elymus farctus*, *Chritmum maritimum*) con *L. emarginatum* parecen señalar a procesos de competencia interespecífica que acabarían desplazando a *L. emarginatum*. En el caso de algunas especies (*Silene obtusifolia*, *Spergularia fimbriata*, *Frankenia hirsuta*, *Chritmum maritimum*, *Asteriscus maritimus*) estos datos podrían apuntar hacia procesos de facilitación por parte de *L. emarginatum* (colonizadora primaria) en el desarrollo de la sucesión ecológica de los acantilados.

Las especies acompañantes de *L. emarginatum* que variaron marcadamente entre poblaciones, debido probablemente a las condiciones ambientales de cada zona y la capacidad de dispersión de cada especie.

Estos datos parecen indicar que el límite inferior de distribución de *L. emarginatum* en los acantilados estaría determinado por su tolerancia a factores ambientales (salinidad, impactos mecánicos de las olas, nutrientes, disponibilidad de grietas en las rocas, etc.), mientras que su límite superior estaría condicionado principalmente por competencia interespecífica con otras especies. Esta competencia aumentaría en zonas arenosas con respecto a las rocosas.

En función de los parámetros establecidos para cada población: superficie libre, abundancia de *L. emarginatum* y abundancia del global de especies vegetales, podemos establecer una distribución de las poblaciones tal y como aparece en el diagrama ternario siguiente:



La población de Gibraltar se presenta más desarrollada, junto a una mayor abundancia de especies vegetales diferentes y menor superficie libre. El factor antrópico es determinante en esta situación. La competencia interespecífica sobre *L. emarginatum* fue mayor.

La población de Punta Carnero fue la que poseyó menor abundancia de especies vegetales y valores altos de superficie libre. Factores abióticos estresantes como un elevado buzamiento y la abundancia del sustrato rocoso podrían ser determinantes. Es la segunda población en cuanto abundancia de *L. emarginatum*.

Punta Camarinal fue la población con menor abundancia de *Limonium emarginatum*. Si atendemos a la superficie sobre la que se extiende, los resultados serían distintos, siendo la segunda población más abundante después de la Isla de las Palomas. Posee la mayor superficie libre y un valor intermedio de otras especies vegetales.

La población de la Isla de las Palomas poseyó la mayor biodiversidad y un mejor estado de conservación. Mostró un elevado valor de superficie libre, menor de especies vegetales y de los más altos de *Limonium emarginatum*. Si se tiene en cuenta la extensión de la población, tanto en el margen costero como en profundidad, sin duda es la población más desarrollada.

Tanto Punta Paloma como Punta Chorlito son las poblaciones más reducidas de las descritas. Su estado de conservación es especialmente delicado por el número bajo de individuos.

En vista de los resultados obtenidos parece evidente la necesidad de limitar la invasión de *Carpobrotus edulis* en los acantilados del Campo de Gibraltar en pro de la conservación de *L. emarginatum*.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAM, Paul. *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press. 1990.
- CASTROVIEJO, S., et al. *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e islas Baleares*. Real Jardín Botánico, CSIC. 1993.
- CHAPMAN, V. J. *Coastal Vegetation*. Second Edition. Pergamon Press, 1976.
- DE LEÓN LLAMAZARES, A., et al. *Caracterización aroclimática de la provincia de Cádiz*. Ministerio de Agricultura pesca y alimentación. 1989.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS CARMONA, A., et al. *Guías naturalistas de la provincia de Cádiz I. El Litoral*. Edita Diputación de Cádiz. 1988.
- GUTIÉRREZ MAS, J. M. et al. *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*. Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz. 1991.
- IBARRA BENLLOCH, Paloma. *Naturaleza y hombre en el sur del campo de Gibraltar: un análisis paisajístico integrado*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 1993.
- JEFFERIES, R. L. & DAVY, A. J. *Ecological Processes in Coastal Environments*. Blackwell Scientific Publications, 1977.
- LINARES, L., HARPER, A. & CORTES, J. *The Flowers of Gibraltar. Flora Calpensis*. Editorial Rueda. 1996.
- LÓPEZ GÓMEZ, F. J. *Itinerarios naturalistas del Campo de Gibraltar*. Edita Mancomunidad de municipios del Campo de Gibraltar. 2000.
- MITSCHEW, W. J. & GOSSELINK J. G. *Wetlands*. Second Edition. Van Nostrand Reinhold. 1993.
- RANWELL, D. S. *Ecology of Salt Marshes and Sand Dunes*. Halsted Press. 1972.
- SÁNCHEZ GARCÍA, Iñigo. *Flora Amenazada del Litoral Gaditano*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Diputación Provincial de Cádiz. 2000.
- VALDÉS, B., et al. *Flora Vasculosa de Andalucía Occidental* vols. 1 a 3. Ketres editora S.A. 1987.

LOS CAPRÉLIDOS (CRUSTACEA: AMPHIPODA) DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR Y SU UTILIDAD COMO BIOINDICADORES MARINOS

José M. Guerra-García / J. Emilio Sánchez-Moyano / J. Carlos García-Gómez
Laboratorio de Biología Marina, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla.

RESUMEN

Los caprélidos son pequeños crustáceos marinos que viven asociados a algas e invertebrados marinos principalmente. Aunque son fundamentales en las redes tróficas marinas y sirven de alimento a muchas especies de peces, han sido muy poco estudiados. El laboratorio de Biología Marina ha desarrollado en los últimos años un estudio exhaustivo de las comunidades de caprélidos del Campo de Gibraltar. Se han descrito 10 especies nuevas para la ciencia y seis nuevas citas para el estrecho de Gibraltar ascendiendo hasta 28 el número de especies conocidas para el Campo de Gibraltar. La mayoría de las especies de caprélidos se han encontrado sobre algas e hidrozoos, aunque algunos se han encontrado asociados al sedimento. En cuanto al modo de alimentación, existen especies filtradoras, depredadoras y depositívoras y se concluye que la estrategia alimentaria está claramente relacionada con el comportamiento de sujeción al sustrato (posición erguida *versus* paralela). Se ha observado canibalismo en la especie *Phtisica marina* y cuidado parental de los juveniles en *Pseudoprotella phasma*. Al carecer de fase larvaria planctónica, los caprélidos tienen limitada la capacidad de dispersión. Se ha demostrado también el valor de los caprélidos como bioindicadores; estudiando la comunidad de caprélidos puede conocerse, sin necesidad de realizar costosos análisis fisicoquímicos, la calidad ambiental de las zonas costeras.

INTRODUCCIÓN

El Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla viene desarrollando desde 1990 proyectos de investigación relacionados con las comunidades marinas del estrecho de Gibraltar. Muchos de los estudios se han centrado en la fauna epífita asociada a algas y a invertebrados marinos como esponjas, ascidias, hidrozoos, briozoos, antozoos, etc. Esta epifauna está integrada fundamentalmente por pequeños crustáceos, anélidos poliquetos, moluscos y equinodermos. Dentro de los crustáceos, el orden Amphipoda es uno de los más representados incluyendo a los gammáridos (suborden Gammaridea) y a los caprélidos (suborden Caprellidea).

Los anfípodos caprélidos, aunque desempeñan un papel fundamental en las redes tróficas de los ecosistemas marinos, habían sido muy poco estudiados en el estrecho de Gibraltar. De hecho este grupo ha sido escasamente investigado a nivel mundial (McCain y Steinberg, 1970). Sin embargo, en los últimos años, el Laboratorio de Biología Marina ha desarrollado una línea de investigación centrada en los caprélidos que ha contribuido al conocimiento de estos pequeños crustáceos. Entre los principales resultados puede destacarse el descubrimiento, en aguas del Campo de Gibraltar y áreas próximas, de diez especies nuevas para la ciencia (Sánchez-Moyano *et al.*, 1995a,b; Guerra-García *et al.*, 2001a,b,c,d, 2002a; Guerra-García y Takeuchi, 2002): *Caprella caulerpensis*, *C. ceutae*, *C. monai*, *C. paramitis*, *C. pseudorapax*, *C. sabulensis*, *C. santosrosai*, *C. takeuchii*, *Parvipalpus onubensis* y *Pedoculina garciagomezi* (Figura 1). Por otra parte, otras seis especies se han encontrado por primera vez en aguas del estrecho de Gibraltar y han sido redescritas por los autores (Guerra-García y Takeuchi, 2000, 2002; Guerra-García *et al.* 2000; Guerra-García *et al.* 2001a): *Caprella erethizon*, *C. fretensis*, *C. grandimana*, *C. hirsuta*, *C. tuberculata* y *Pseudoprotella inermis* (Figura 2). Además de estos trabajos de carácter taxonómico, se han desarrollado estudios sobre el comportamiento, la alimentación y el hábitat de los caprélidos en el estrecho de Gibraltar (Guerra-García *et al.*, 2002b) y sobre su utilidad como organismos bioindicadores de la calidad ambiental de las aguas en las zonas costeras (Guerra-García y García-Gómez, 2001). En total, son 28 las especies de crustáceos caprélidos encontradas hasta el momento en el Campo de Gibraltar.

MORFOLOGÍA

Los crustáceos caprélidos tienen una morfología muy peculiar (Figura 3) que recuerda por su aspecto a la de los insectos del Orden Ortópteros (grupo de las mantis). Tienen dos pares de antenas. El cuerpo está formado por siete segmentos (pereonitos). Presentan dos pares de pinzas a las que se denominan gnatópodos; el primer par suele ser más pequeño que el segundo y normalmente los segundos gnatópodos suelen estar más desarrollados en los ejemplares machos que en las hembras. El número de patas (pereiópodos) es variable, pueden aparecer los cinco pares (desde el pereonito 3 hasta el 7) o bien sólo tres pares en los pereonitos 5-7. En muchos géneros los pereiópodos 3 o 4 están reducidos o ausentes, como en el género *Caprella*, que es el más extendido (aproximadamente 100 de las 350 especies de caprélidos que se han descrito en todo el mundo pertenecen al género *Caprella* (Guerra-García *et al.*, 2000)). El número de branquias también es variable, entre dos y tres pares. Una de las características diagnósticas de los caprélidos es la presencia de un abdomen extremadamente reducido con pleópodos microscópicos.

Dentro del suborden Caprellidea, además de los típicos caprélidos, existe un pequeño grupo de organismo parásitos de cetáceos que integran la familia Cyamidae y tienen una morfología muy diferente debido a su forma de vida parásita. Este grupo aún no se ha estudiado en las poblaciones de cetáceos del estrecho de Gibraltar.

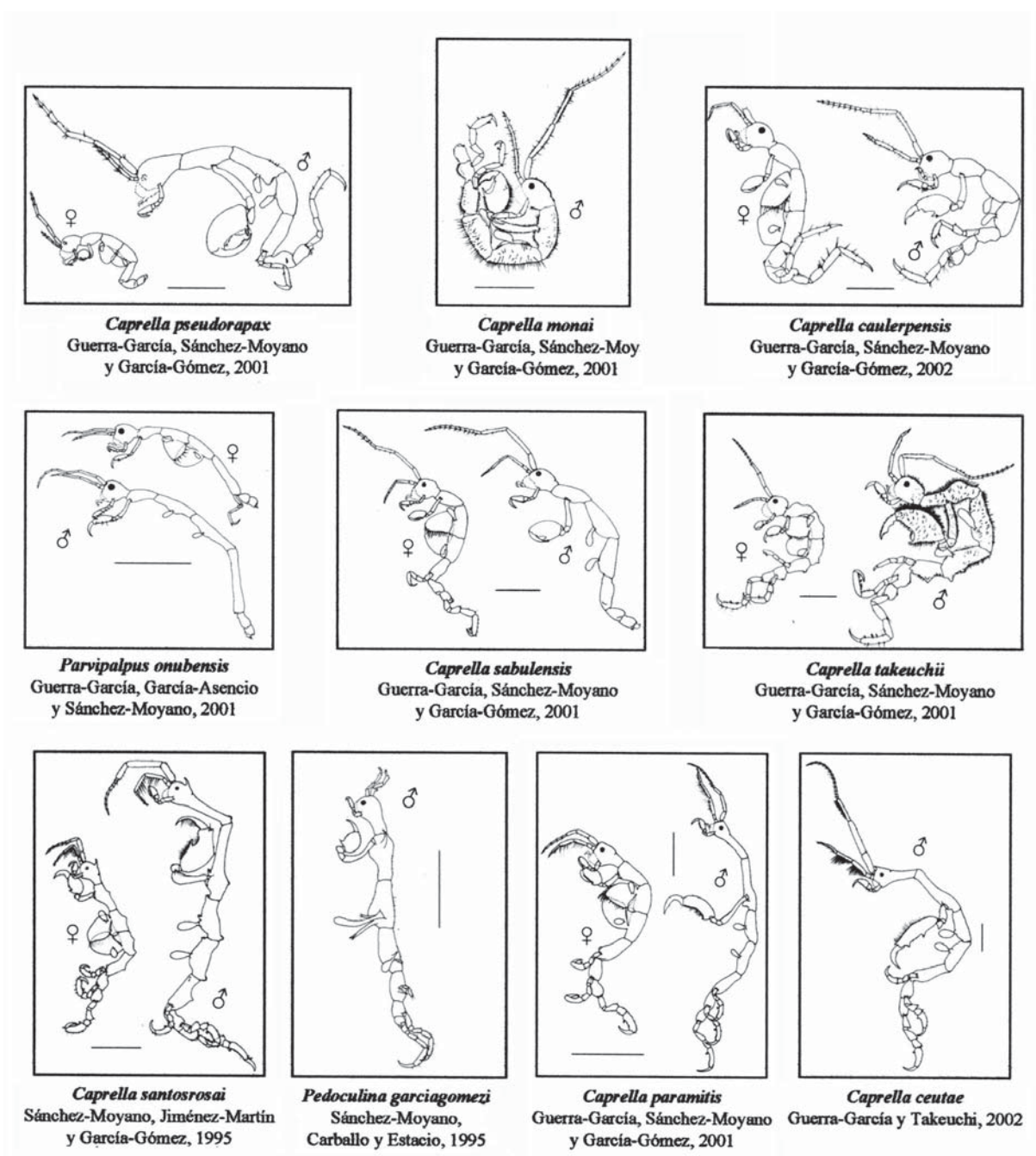


Figura 1. Especies nuevas de caprelidos descritas por los autores en el Campo de Gibraltar y áreas próximas. Escalas: 1mm.

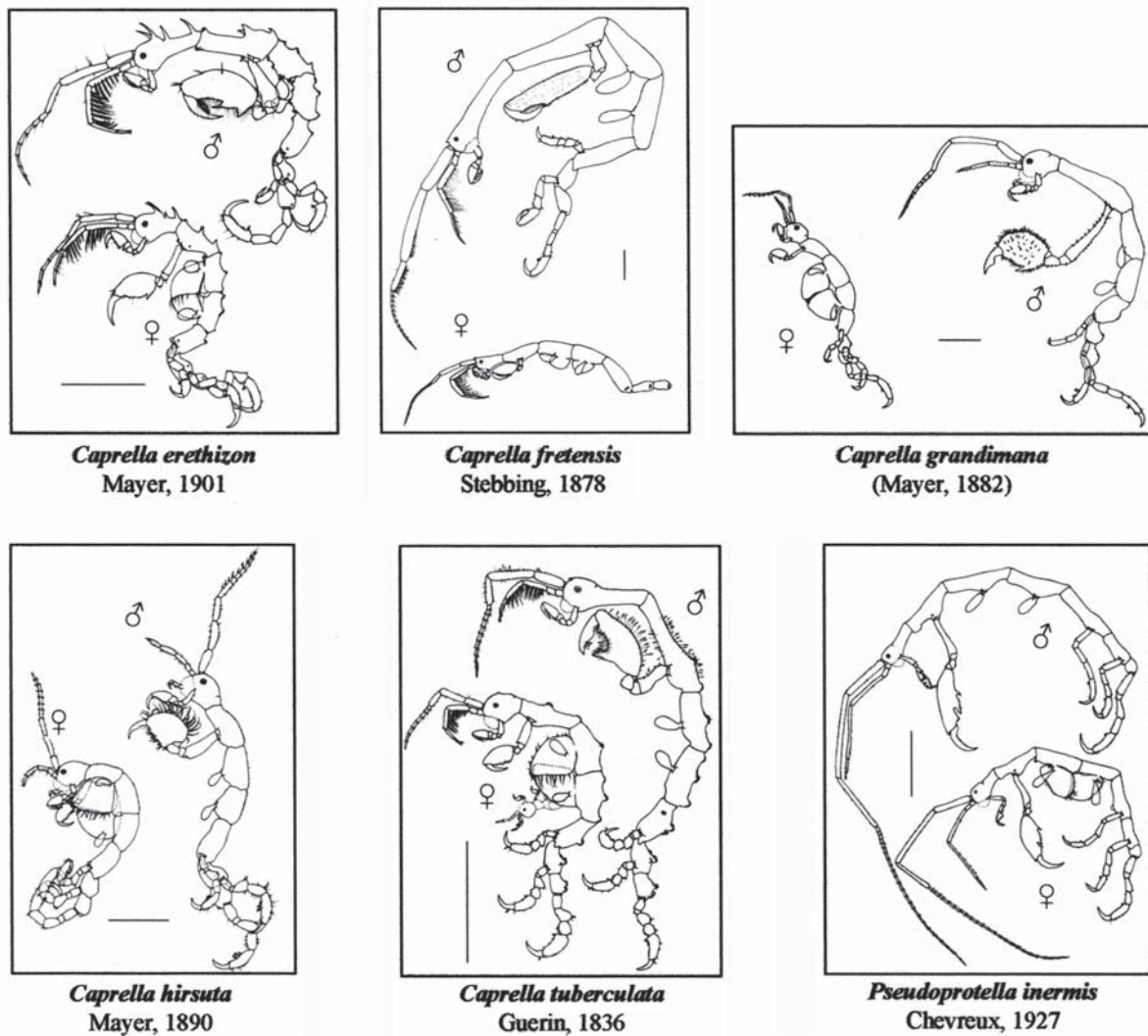


Figura 2. Nuevas citas de caprélidos para el Campo de Gibraltar. Escalas: 1mm

HÁBITAT

Los caprélidos viven en el medio marino desde los trópicos a las zonas polares y desde las zonas intermareales hasta los 5.000 metros de profundidad. En el estrecho de Gibraltar hemos recogido muestras desde el intermareal hasta los 45 metros de profundidad y la mayoría de los caprélidos se han encontrado sobre algas, especialmente sobre especies del género *Cystoseira*, *Halopteris*, *Gelidium*, *Cladostephus* y *Sargassum*. Algunas especies de caprélidos como *Caprella erethizon*, *C. tuberculata*, *C. ceutae* y *P. inermis* mostraron preferencia por los hidrozoos, fundamentalmente de los géneros *Eudendrium* y *Sertularella*. También se han encontrado caprélidos viviendo sobre ascidias, sobre todo sobre *Synoicum blochmanni*, sobre antozoos como la gorgonia *Paramuricea clavata*, sobre equinodermos como *Holoturia sanctori*, esponjas como *Spongia officinalis* y briozoos como *Pentapora fascialis*. Algunos caprélidos (p.e. *Caprella pseudorapax*,

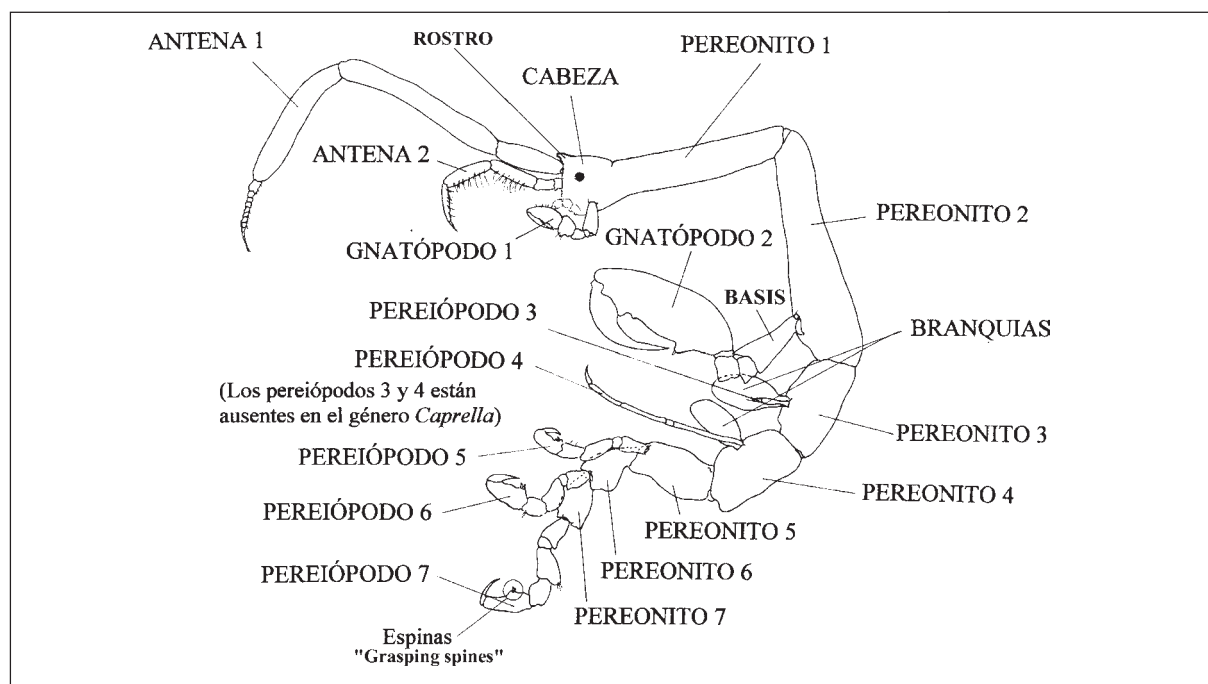


Figura 3. Vista lateral de un caprellido generalizado mostrando los términos básicos empleados en las descripciones taxonómicas.

C. sabulensis, *Pariambus typicus* y *Parvipalpus onubensis*) viven en sedimentos, algunas de estas especies tienen los pereiópodos muy alargados y los ojos muy reducidos, como adaptaciones a la vida en el sustrato blando.

ALIMENTACIÓN

Los caprellidos pueden alimentarse de formas muy diversas. Muchas especies son filtradoras, alimentándose de pequeñas partículas en suspensión en la columna de agua que quedan retenidas en las sedas de las antenas. Con ayuda de los primeros gnatópodos y de las piezas bucales ingieren esas partículas que incluyen algas microscópicas, materia orgánica particulada, etc. Otras especies se alimentan por raspado de las superficies donde viven, alimentándose de perifiton (microalgas, diatomeas fundamentalmente, que viven adheridas a los sustratos) y también de detritus que existe sobre los hidrozooos, esponjas o algas en las que viven los caprellidos. Algunos caprellidos son capaces de capturar activamente otros organismos con ayuda de los segundos gnatópodos. Pueden capturar copépodos, pequeños gammáridos, larvas de crustáceos, e incluso otros caprellidos. Existen especies, como *Phthisica marina*, que son caníbales y pueden llegar a devorar completamente a otros individuos de la misma especie (obs. pers.).

Por regla general, cada especie desarrolla un tipo de alimentación, pero en muchas ocasiones, la misma especie puede adoptar un modo de alimentación u otro dependiendo de la disponibilidad de recursos en el medio.

Estudios recientes han demostrado que el modo de alimentación se relaciona directamente con el comportamiento de sujeción al sustrato (Guerra-García *et al.*, 2002b). Los caprellidos pueden asociarse a su sustrato adoptando una postura erguida (Figura 4A) o bien una postura paralela (Figura 4B). En el primer caso se sujetan al alga o hidrozoo sobre el que

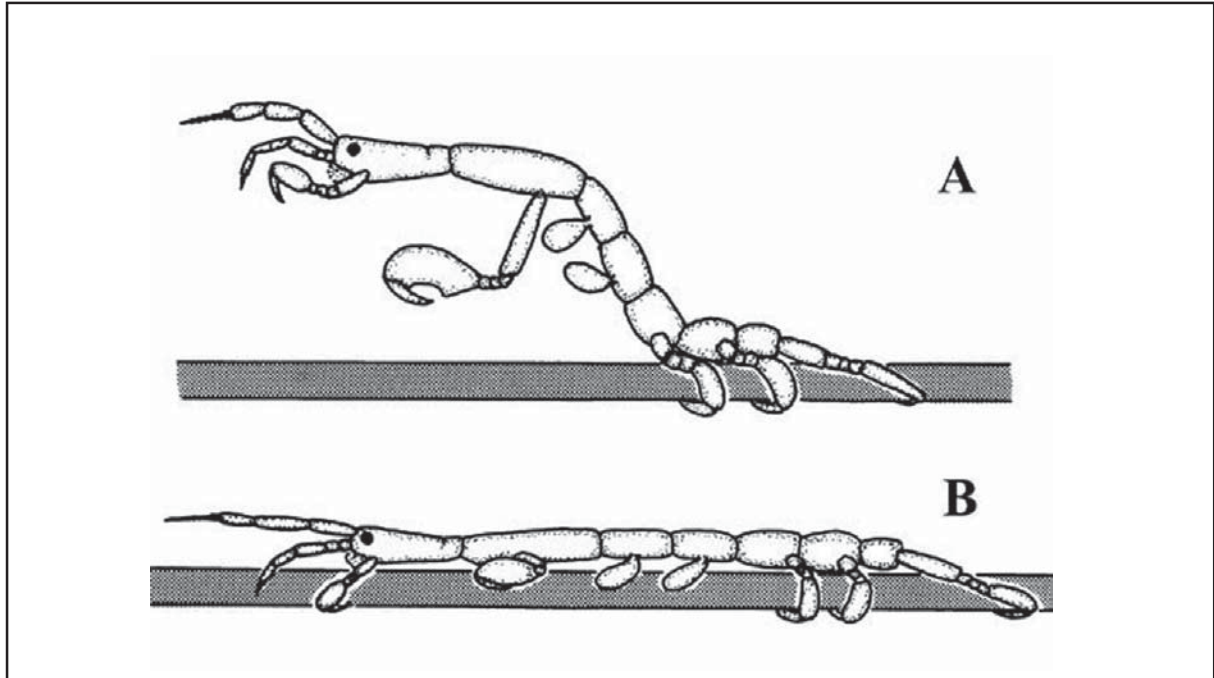


Figura 4. Comportamiento de sujeción al sustrato en los caprélidos. A. posición erguida; B. posición paralela.

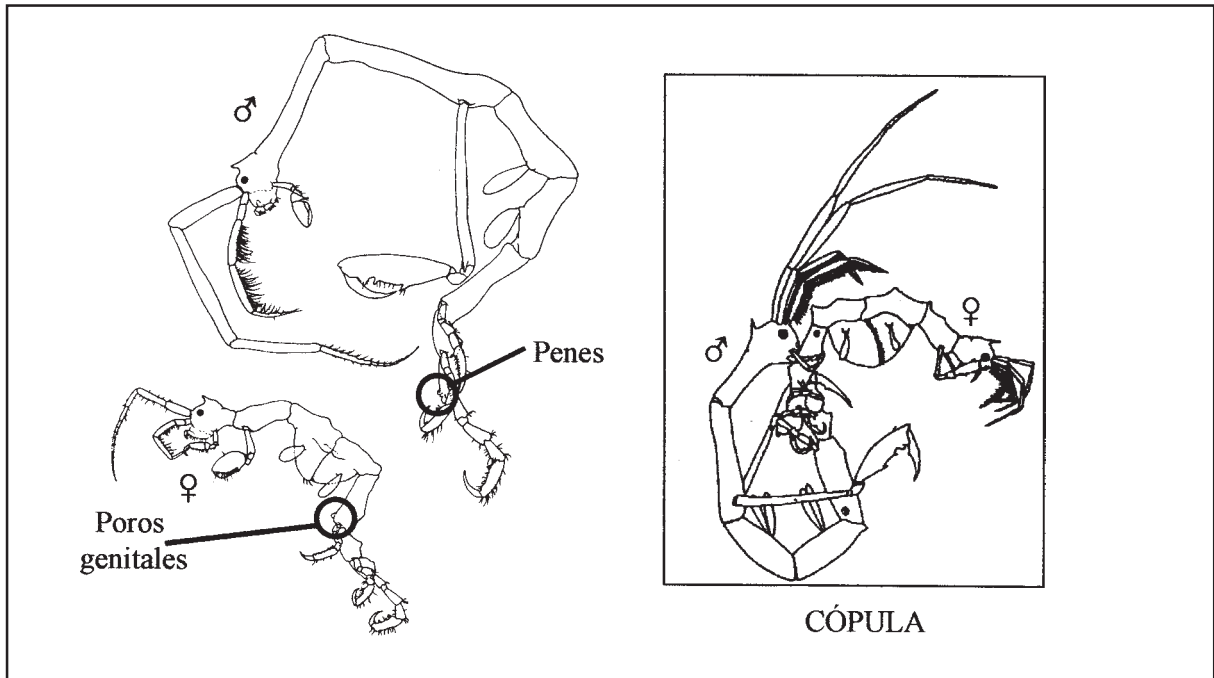


Figura 5. Localización de los penes y los poros genitales en los caprélidos y esquematización de la cópula.

viven utilizando los pereiópodos exclusivamente, mientras que en el segundo caso se ayudan también de las branquias y de los gnatópodos para adherirse al sustrato. Las especies que se alimentan por filtración o depredación suelen encontrarse en la posición erguida, mientras que las especies que se alimentan por raspado adoptan la postura paralela. Así de las ocho especies de Caprélidos de las que hemos estudiado el comportamiento en el estrecho de Gibraltar (Guerra.-García *et al.*, 2002b), *Caprella danilevskii* y *C. penantis* pasan la mayor parte del tiempo en la postura paralela alimentándose por raspado. Las siete especies restantes adoptan la postura erguida como pauta dominante. *Caprella equilibra* y *Pariambus typicus* mueven frecuentemente las antenas para facilitar la alimentación por filtración, mientras que *Caprella santosrosai*, *Phthisica marina* y *Pseudoprotella phasma* muestran menor movilidad en las antenas ya que el porcentaje de tiempo que pasan filtrando es significativamente menor que el tiempo empleado en la depredación. *Caprella acanthifera* es capaz de adoptar varias estrategias alimenticias, aunque pasa la mayor parte del tiempo filtrando en la postura erguida.

REPRODUCCIÓN Y DISPERSIÓN

Los caprélidos presentan un ciclo de vida muy corto (varios meses). El desarrollo es directo y no presentan fase larvaria planctónica. En otros crustáceos, como los cangrejos, de los huevos nacen larvas que pasan a formar parte del plancton y que pueden desplazarse a merced de las corrientes. En el caso de los caprélidos, de los huevos nacen directamente juveniles que tienen el mismo aspecto que los adultos (aunque son de menor tamaño) por tanto la capacidad de dispersión de estos organismos está muy limitada por la ausencia de larvas planctónicas. Resulta paradójico, entonces, que muchas especies de caprélidos sean cosmopolitas. La explicación la encontramos en que muchas especies de caprélidos viven habitualmente sobre sustratos artificiales y son capaces de sobrevivir sujetas a trozos de madera, cuerdas, boyas a la deriva o bien fragmentos de algas o de invertebrados que se han desprendido del fondo y viajan arrastrados por la corriente. Es el llamado "rafting" o "drifting" de los caprélidos, que les permite desplazarse largas distancias y colonizar nuevas zonas (Thiel *et al.*, 2003).

Alcanzada la madurez sexual (normalmente en varias semanas desde el nacimiento) se pueden diferenciar en el macho un par de penes en el pereonito 7 y en la hembra un par de poros genitales en el pereonito 5. Durante la cópula los penes se introducen en los poros femeninos y se deposita el esperma. Los huevos, normalmente varias decenas, se almacenan en el marsupio de la hembra que los incuba durante varios días. Una vez completado el desarrollo de los huevos, los juveniles emergen del marsupio. En algunas especies existe cuidado parental y los juveniles permanecen adheridos al cuerpo de la madre (Figura 6) durante los primeros días (e incluso semanas) de vida, recibiendo protección frente a los depredadores. De las especies del estrecho de Gibraltar, hasta el momento, sólo hemos observado cuidado parental en *Pseudoprotella phasma*. En el resto de las especies los juveniles, tras emerger de los huevos abandonan el cuerpo de la madre y se sujetan a pequeñas ramas de algas o hidrozoos donde comienzan a alimentarse para completar el desarrollo a lo largo de varias mudas.

UTILIDAD COMO BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN EL MEDIO MARINO

Ya hemos comentado la importancia de los caprélidos en las redes tróficas de los ecosistemas marinos, filtrando, depredando y como depositívoros. Además constituyen una fuente de alimento muy importante para muchas especies de peces (Caine, 1989, 1991). Pero uno de los aspectos aplicados más interesantes que justifica el interés de los caprélidos es su uso como bioindicadores de la calidad ambiental de las zonas costeras. Hemos demostrado recientemente en el estrecho de Gibraltar que estudiando la comunidad de caprélidos de una zona determinada podemos conocer, sin necesidad

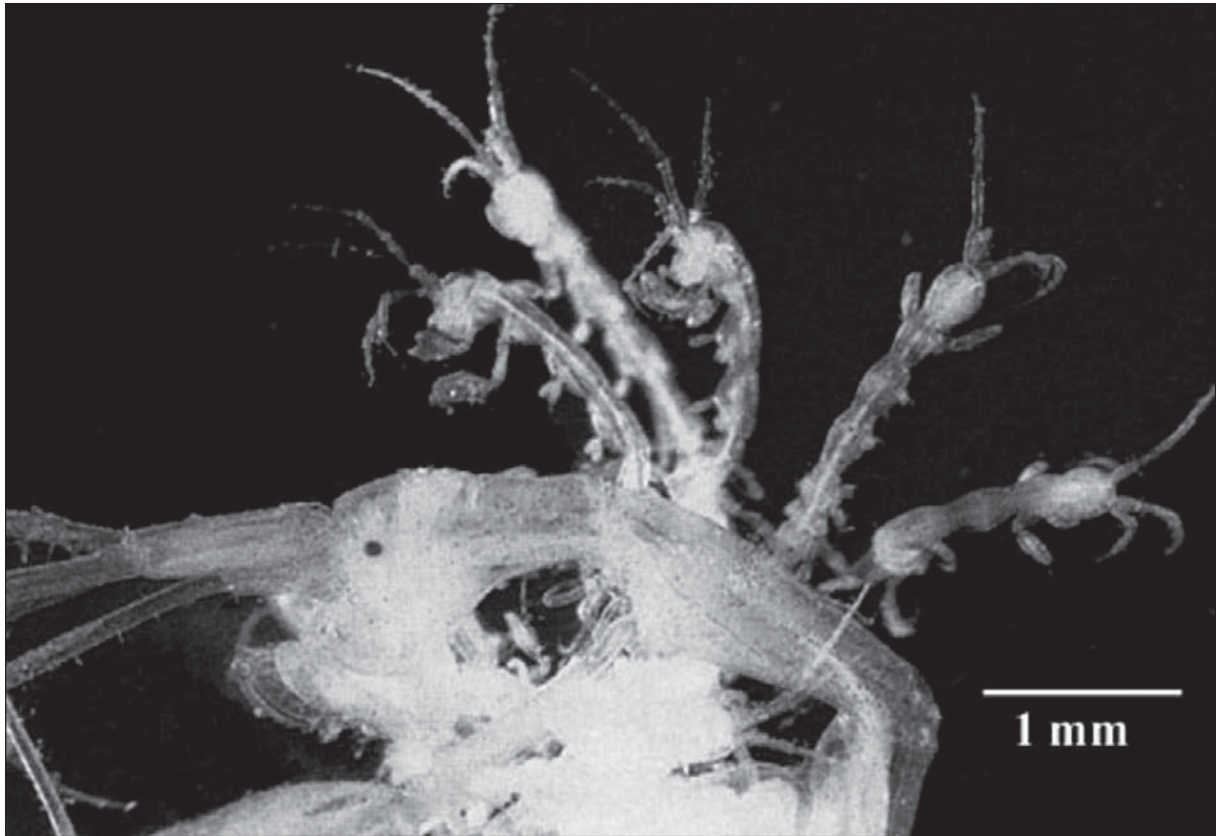


Figura 6. Hembra con juveniles adheridos a la superficie del cuerpo en una especie de caprélido con cuidado parental. Foto de Thiel (1997).

de llevar a cabo costosos análisis físico-químicos, si la zona en cuestión está o no contaminada (Guerra-García y García-Gómez, 2001). Esto se debe a que distintas especies de caprélidos tienen requerimientos diferentes. Cuando en una zona encontramos especies como *Caprella santosrosai*, *C. ceutae*, *C. danilevskii*, *C. penantis* y *C. liparotensis*, podemos estar seguros de que se trata de una zona de aguas limpias, oxigenadas, con valores altos de hidrodinamismo y niveles bajos de materia orgánica y sólidos en suspensión. Estas especies son muy sensibles a la contaminación orgánica y a la falta de oxígeno y desaparecen en zonas perturbadas por la acción del hombre. Sin embargo otras especies como *Phtisica marina*, *Pseudoprotella phasma* y *Caprella acanthifera* son capaces de soportar valores elevados de materia orgánica y valores muy bajos de hidrodinamismo y pueden resistir incluso ambientes portuarios altamente contaminados por hidrocarburos y metales pesados. De este modo, estudiando los caprélidos podemos conocer la calidad ambiental de nuestros fondos. En todo el Estrecho de Gibraltar hay 28 especies de caprélidos y de éstas, unas 15 son bastante raras y sólo se encuentran de forma esporádica. Por tanto, familiarizándonos con menos de una quincena de especies podemos obtener una información muy valiosa. Teniendo en cuenta que nuestros ecosistemas marinos están cada vez más afectados negativamente por la acción humana, en la actualidad se hacen imprescindibles estudios de impacto ambiental rápidos y efectivos en las zonas costeras. El estudio de los caprélidos se presenta como herramienta biológica útil y alternativa para el monitoreo de la calidad de los fondos marinos del estrecho de Gibraltar.

BIBLIOGRAFÍA

- CAINE, E. A. 1989. "Caprellid amphipod behaviour and predatory strikes by fish". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126: 173-180.
- CAINE, E. A. 1991. "Caprellid amphipods: fast food for the reproductively active". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 148: 27-33.
- GUERRA GARCÍA, J. M. y I. Takeuchi. 2000. "Redescription of *Pseudoprotella inermis* Chevreux, 1927, a rare species of caprellidean amphipod (Crustacea) from Ceuta, North Africa". *Proceedings of the Biological Society of Washington* 113: 980-988.
- GUERRA GARCÍA, J. M. y J. C. García Gómez. 2001. "The spatial distribution of Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): a stress bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar area)". *PSZN Marine Ecology* 22: 357-367.
- GUERRA GARCÍA, J. M. y I. Takeuchi. 2002. "The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Ceuta, North Africa, with the description of three species of *Caprella*, a key to species of *Caprella* and biogeographical discussion". *Journal of Natural History* 36: 675-713.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. E. Sánchez Moyano y J. C. García Gómez. 2000. "Redescription of *Caprella hirsuta* Mayer, 1890 (Crustacea, Amphipoda, Caprellidea) from the Strait of Gibraltar". *Miscellània Zoològica* 23: 69-78.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. E. Sánchez Moyano y J. C. García Gómez. 2001a. "Two new hairy species of *Caprella* (Amphipoda) from the Strait of Gibraltar, with a redescription of *Caprella grandimana*". *Journal of Crustacean Biology* 21: 1014-1030.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. E. Sánchez Moyano y J. C. García Gómez. 2001b. "Two new species of *Caprella* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) collected from sandy bottoms in the Strait of Gibraltar". *Hydrobiologia* 448: 181-192.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. E. Sánchez Moyano y J. C. García Gómez. 2001c. "A new species of *Caprella* (Amphipoda, Caprellidea) from Algeciras Bay, Southern Spain". *Crustaceana* 74: 211-219.
- GUERRA GARCÍA, J. M., I. M. García Asencio y J. E. Sánchez Moyano. 2001d. "*Parvipalpus onubensis*, a new species (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) from the Atlantic coast of Southern Spain". *Scientia Marina* 65: 333-339.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. E. Sánchez Moyano y J. C. García Gómez. 2002a. "*Caprella caulerpensis* (Crustacea: Amphipoda), a new species associated with *Caulerpa prolifera* from the Strait of Gibraltar". *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom* 82: 843-846.
- GUERRA GARCÍA, J. M., J. Corzo y J. C. García Gómez. 2002b. "Clinging behaviour of the Caprellidea (Amphipoda) from the Strait of Gibraltar". *Crustaceana* 75: 41-50.
- McCain, J. C. y J. E. Steinberg. 1970. "Amphipoda 1, Caprellidea 1. Family Caprellidae". En: Lano, G. A. y Warren, I. E. (eds), *Crustaceorum Catalogus* 2: 1-78.
- SÁNCHEZ MOYANO, J. E., J. L. Carballo y F. J. Estacio. 1995a. "*Pedoculina garciagomezi* (Amphipoda, Caprellidea), a new species from Bahía de Algeciras (southern Spain)". *Crustaceana* 68: 418-427.
- SÁNCHEZ MOYANO, J. E., J. A. Jiménez Martín y J. C. García Gómez. 1995b. "*Caprella santosrosai* n. sp. (Amphipoda: Caprellidea) from the Strait of Gibraltar (southern Spain)". *Ophelia* 43: 197-204.
- THIEL, M., J. M. Guerra García, D. A. Lancellotti y N. Vásquez. 2003. "The distribution of littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) along the Pacific coast of continental Chile". *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 203-218.

Almoraima, 31, 2004

RESULTADOS PRELIMINARES DEL ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE CETÁCEOS EN LA BAHÍA DE ALGECIRAS

Francisco Ruiz-Girádez / Aurora Montero / Rafael Gálvez / J. Carlos García-Gómez
Laboratorio de Biología Marina. Departamento de Fisiología y Zoología. Facultad de Biología.
Universidad de Sevilla

RESUMEN

Este trabajo, desarrollado en la bahía de Algeciras, constituye un estudio preliminar enmarcado en el proyecto Migraciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar en el ámbito del programa MIGRES.

Las tres especies observadas fueron: delfín común (*Delphinus delphis*), delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) y delfín mular (*Tursiops truncatus*).

Se realizaron campañas de observación durante el mes de agosto del año 2002, y se obtuvieron datos *ad libitum* de comportamiento, así como fotografías de las diferentes especies de delfines, para una identificación individualizada.

La especie más avistada y con un número mayor de individuos por manada fue *D. delphis*, seguida de *T. truncatus* y, por último, *S. coeruleoalba*. Se apreciaron diferencias circadianas con respecto a la presencia en la Bahía de las tres especies, avistándose delfines comunes durante todo el día, mulares únicamente por la mañana y listados sólo por la tarde. Parece existir competencia interespecífica entre los delfines comunes y mulares, no así, en el caso de los delfines comunes y listados, siendo frecuente el avistamiento de manadas mixtas. Los ejemplares de *D. delphis* realizaron más desplazamientos rápidos y dedicaron más tiempo a la alimentación que los de *T. truncatus*, los cuales realizaron desplazamientos lentos, y socializaron (esto es, ejecutando juegos y otras interacciones entre individuos) durante más tiempo que *D. delphis*.

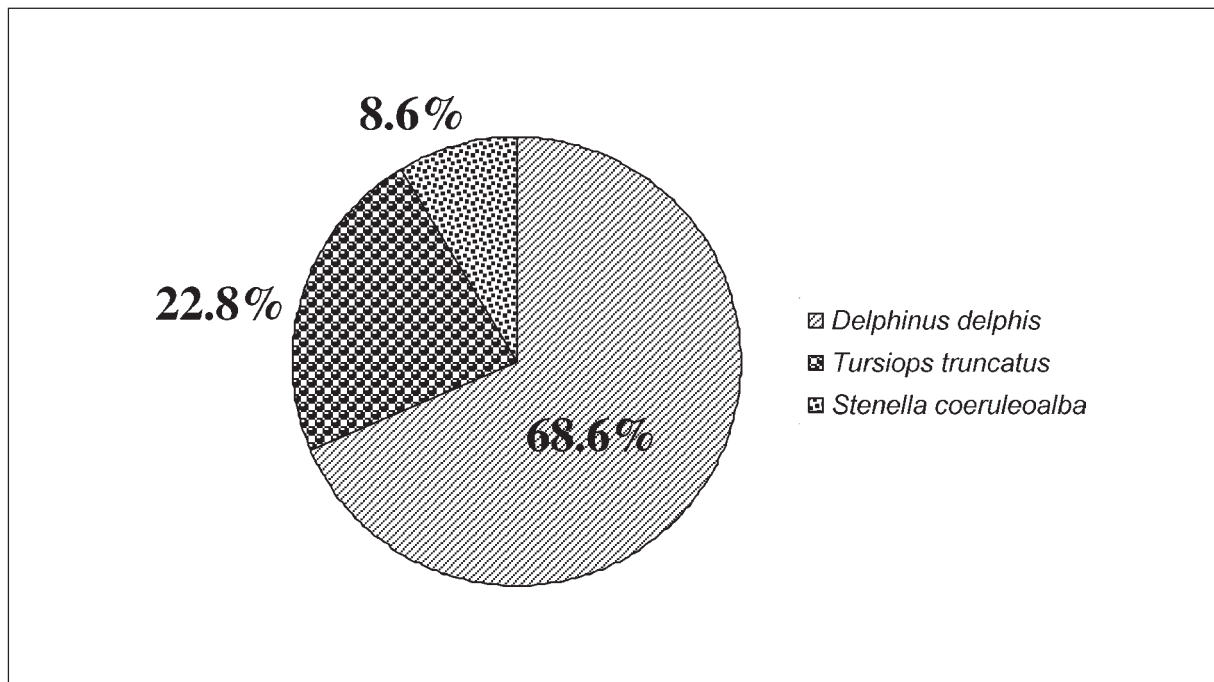


Figura 1. Porcentaje de avistamientos respecto al total de los avistamientos.

INTRODUCCIÓN

Este estudio preliminar, enmarcado dentro del proyecto Migraciones de Cetáceos en el Estrecho de Gibraltar en el ámbito del programa MIGRES, se desarrolló en la bahía de Algeciras, donde se han citado poblaciones de delfines listados (*Stenella coeruleoalba*), comunes (*Delphinus delphis*) y mulares (*Tursiops truncatus*) (Shaw, 1997).

La bahía de Algeciras, por su profundidad y riqueza en ictio y malacofauna (principalmente cefalópodos) es una zona propicia para la existencia de estos mamíferos marinos. A pesar de ello constituye un enclave muy antropizado, lo que insta, para su mejor conservación y gestión, a profundizar en el conocimiento de estas especies, consideradas por la Directiva Hábitats 92/43 CEE, como de “protección estricta”.

MATERIAL Y MÉTODOS

En esta primera aproximación al estudio de los cetáceos de la bahía de Algeciras se optó por realizar campañas de observación de direccionalidad azarosa (Weigle, 1990). Se desarrollaron durante el mes de agosto de 2002 con un tiempo total de avistamiento de 48 horas y 36 minutos.

Se utilizó una embarcación de 5,10 metros de eslora y un motor Mercury de 60 CCV. La velocidad de búsqueda nunca fue superior a 8 nudos. El número de tripulantes osciló entre dos y cuatro personas.

En cada contacto se tomaron datos *ad libitum* (Altmann, 1974) de comportamiento y meteorológicos. Estos factores son importantes ya que, la capacidad para identificar estos animales depende de la claridad del agua, del estado del mar y del

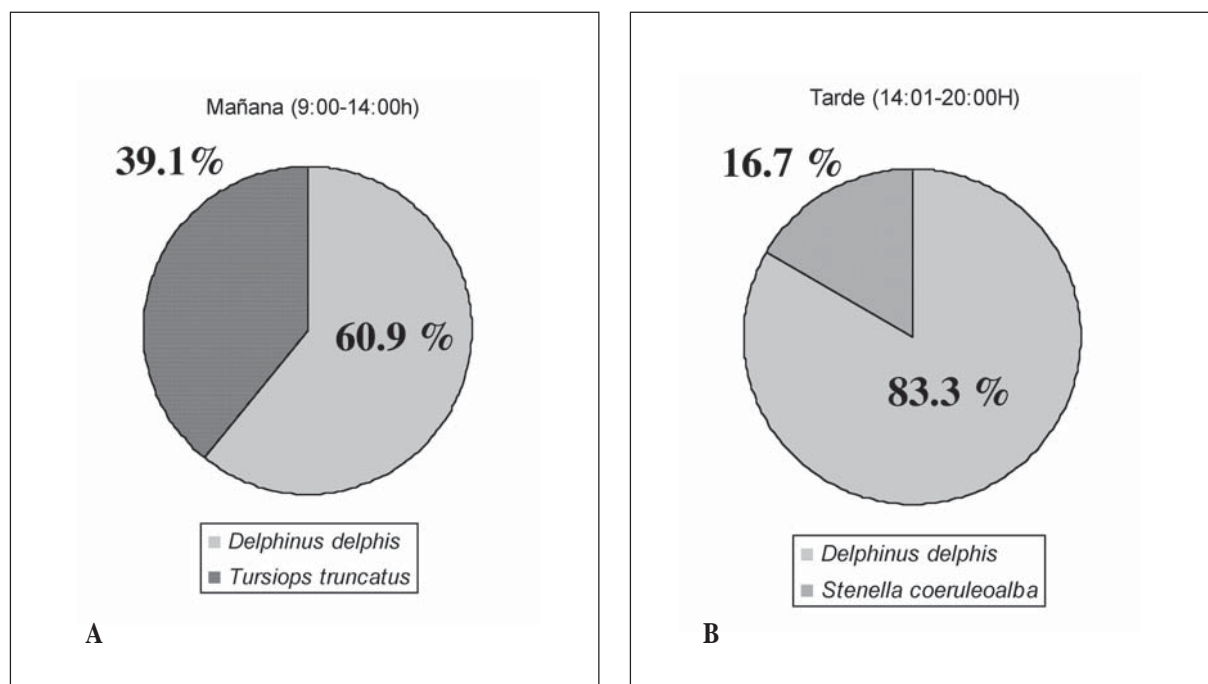


Figura 2. Porcentaje de avistamientos durante la mañana (A) y la tarde (B).

comportamiento del animal (Davis *et al.*, 2002), Por ello, se considera esfuerzo de búsqueda nulo, cuando el estado del mar es de marejada o superior (a partir de 3 en la escala de Douglas) o la fuerza del viento superior de 3 a 4 en la escala de Beaufort, y visibilidad mala (SEC, 1999; Cañada *et al.*, 2002).

Además, se fotografiaron los delfines para una posterior identificación individualizada (Weigle, 1990; Whitehead *et al.*, 2000).

Para verificar la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas se utilizaron los tests de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Cuando los datos no fueron normales se sometieron al test de Kruskal-Wallis (ANOVA no paramétrico) para contrastar la igualdad de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizaron un total de 35 avistamientos, de los cuales 24 correspondieron a *Delphinus delphis*, ocho a *Tursiops truncatus* y tres a *Stenella coeruleoalba* (Figura 1). Aunque los cetáceos son depredadores altamente móviles y de distribución dinámica, con frecuencia la selección de hábitat parece corresponderse con dominios hidrográficos asociados a las características batimétricas (Baumgarther, 1997; Moore *et al.*, 2000). Un estudio realizado por Cañadas *et al.* (2002) demostró la preferencia de *S. coeruleoalba* por profundidades superiores a 600 metros. En cambio *D. delphis* y *T. truncatus* prefieren aguas más someras (≤ 400 m) (Cañadas *et al.*, 2002). Esto concuerda con que *S. coeruleoalba* sea la especie menos avistada dado que la profundidad máxima de la bahía de Algeciras (zona más externa) es de 500 m (De Buen, 1924).

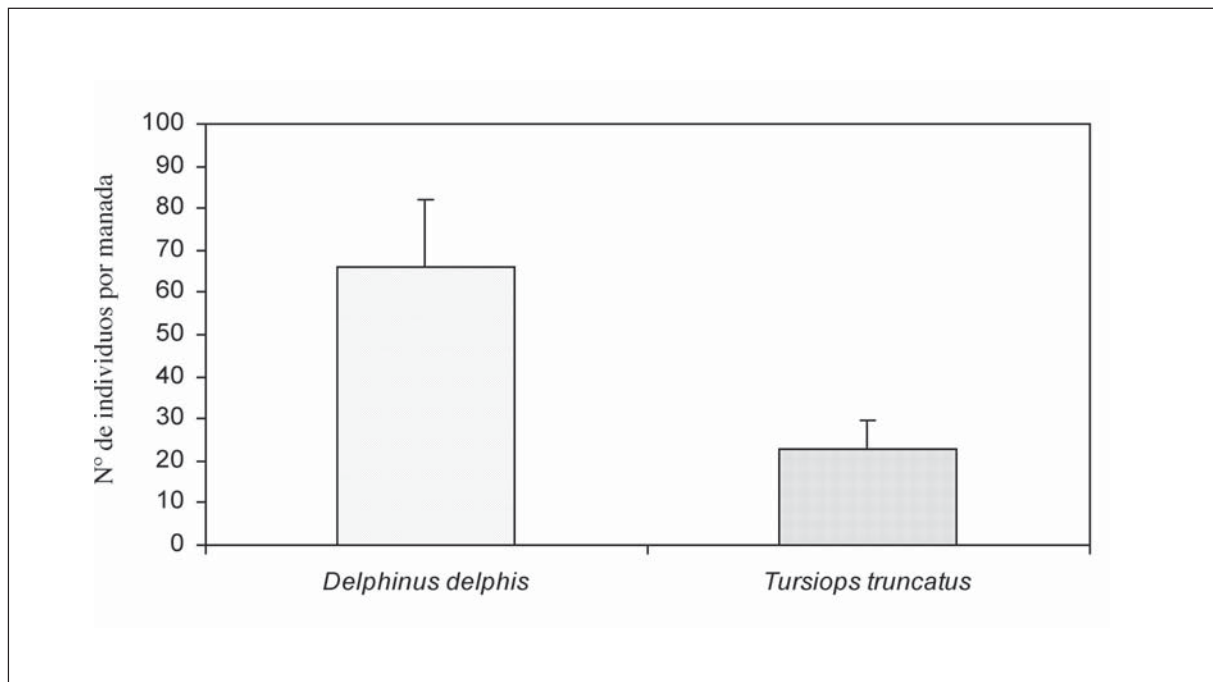


Figura 3. Número medio de individuos por manada de *D. delphis* y *Tursiops truncatus*. Las barras indican el error estándar de la media.

Además, a pesar de que el número estimado de *S. coeruleoalba* y *D. delphis* en el mar de Alboran es de 17.728 ± 5.850 (media \pm error estándar) y 14.736 ± 5.894 (media \pm error estándar), respectivamente (Forcada, 1996), el número de avistamientos de delfines comunes es mayor que el de listados, sobre todo en zonas próximas al estrecho de Gibraltar (Forcada y Hammond, 1998).

Se apreciaron diferencias circadianas en la presencia de estas especies en la bahía de Algeciras. Los delfines comunes se encontraron tanto por la mañana (9:00-14:00h) como por la tarde (14:01-20:00h). En cambio, los delfines mulares se observaron únicamente por las mañanas y los listados sólo por las tardes (Figura 2). Esto puede deberse a la existencia de competencia interespecífica. Por otra parte, como señalaron Clua y Grosvalet (2000) los delfines mulares ahuyentan a los delfines comunes cuando se disponen a comer. La observación de delfines comunes saliendo de la Bahía a elevada velocidad y en un grupo muy compacto, seguidos a cierta distancia por los mulares (obs. pers.), lo corrobora. El hecho de apreciar delfines en agrupaciones compactas denota que están en una situación de sorpresa, amenaza o peligro, ya que esta forma parece proporcionarles protección (Johnson y Norris, 1986).

Respecto al número de individuos por manada, sólo delfines comunes y mulares ofrecen datos representativos. Las manadas de comunes son más numerosas que las de mulares (65.9 ± 16.22 y 22.7 ± 6.86 , respectivamente), aunque no se han encontrado diferencias estadísticas entre ellos (Figura 3). Estos datos son bastante similares a otros tamaños de manada encontrados en la Bahía y en otras partes del mundo (Shaw, 1997; Evans, 1987; Weigle, 1990; Forcada y Hammond, 1998).

De manera similar, los datos de comportamiento sólo resultan representativos para delfines mulares y comunes (Figura 4). Las diferentes pautas consideradas son: alimentación, socialización, natación lenta, media y rápida, reposo y remoloneo (SEC, 1999). Los delfines comunes pasaron la mayor parte de su tiempo ejecutando desplazamientos rápidos (> 5 nudos). Sin embargo, también fue notoria su actividad alimenticia. Por el contrario, los delfines mulares, realizaron nataciones

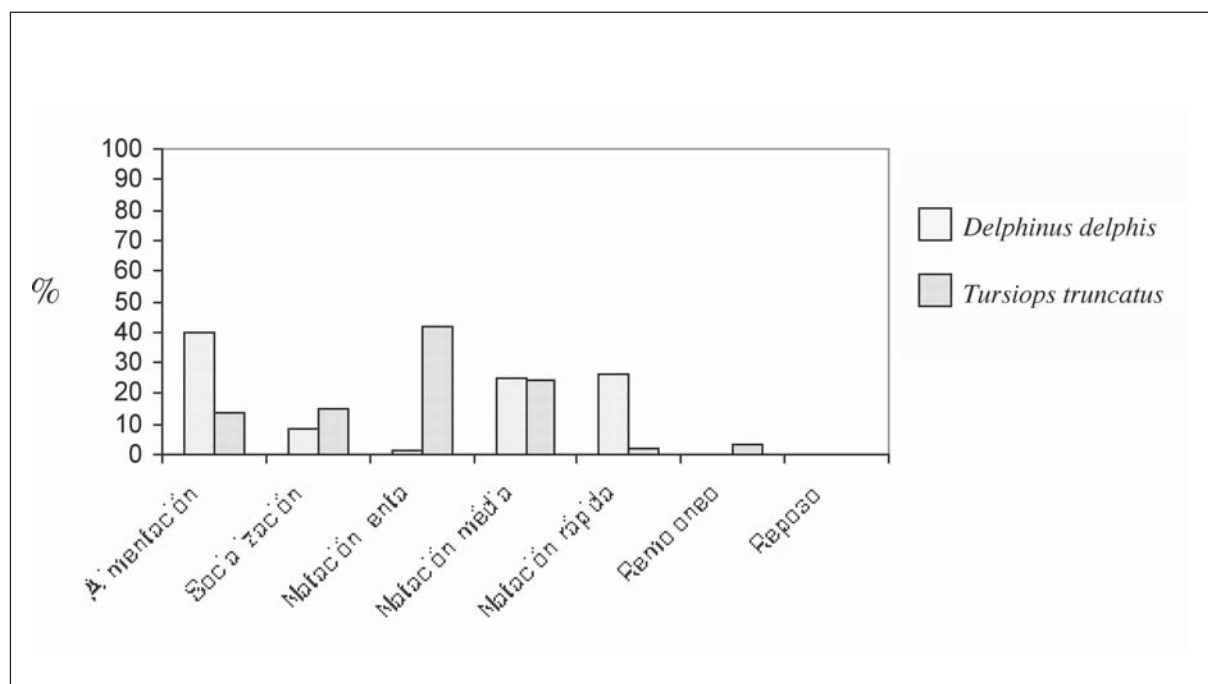


Figura 4. Porcentaje medio de tiempo dedicado a pautas de comportamientos en *D. delphis* y *Tursiops truncatus*.

lentas (< 3 nudos) y medias (entre 3 y 5 nudos) con mayor asiduidad. También que se observaron con similar frecuencia los delfines mulares socializando y alimentándose.

Los delfines comunes parecen ser consumidores oportunistas (Klinowska, 1991; Young y Cockcroft, 1994). Principalmente se alimentan de peces pequeños, neríticos y epipelágicos, especialmente de la familia Clupeidae y algunos de la familia Gadidae, además de una pequeña cantidad de cefalópodos (Young y Cockcroft, 1994; Kenney *et al.*, 1995; Santos *et al.*, 1996). En la bahía de Algeciras existe cierta riqueza respecto a este tipo de recurso trófico, por lo que, constituye una zona importante de alimentación para estos cetáceos.

En cuanto a la socialización (juegos e interacciones entre los individuos) por parte de los delfines mulares, podemos decir que, la época de apareamiento para estos está comprendida aproximadamente entre septiembre y diciembre (verano austral), aunque pueden existir agrupaciones en ciclos no conceptivos relevantes en los meses previos al invierno austral (mayo-agosto), posiblemente como parte de una estrategia de la hembra para aparearse con múltiples machos o paternidad confusa (Connor *et al.*, 1996).

No se ha detectado ningún comportamiento de reposo en ninguna de las dos especies. Por el contrario, la mayor proporción de tiempo lo pasan desplazándose, lo que puede deberse al elevado tránsito marítimo existente en la bahía de Algeciras.

BIBLIOGRAFÍA

- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49:227-267.
- BAUMGARTNER, M. F. 1997. The distribution of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science*, 13:614-638.
- CANADAS, A., Sagarmínaga, R. y García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-sea research* 49:2053-2073.
- CLUA, E. y Grosvalet, F. 2001. Mixed-species feeding aggregation of dolphins, large tunas and seabirds in the Azores. *Aquat. Living. Resour.* 14:11-18.
- CONNOR, R.C., Richards, A. F., Smolker, R.A. y Mann, J. 1996. Patterns of female attractiveness in Indian Ocean bottlenose dolphins. *Behaviour*. 133:37-69.
- CONNOR, R.C., Wells, R.S., Mann, J. y Read, A.J. 2000. The bottlenose dolphin. Social relationships in a fission-fusion society. En: Mann J., Connor R.C., Tyack P.L., Whitehead H. (eds). *Cetacean Societies. Field Studies of Dolphins and Whales*. The University of Chicago Press, USA. Pp 91-126.
- DAVIS, R.W., Ortega-Ortiz, J.G., Ribic, C.A., Evans, W.E., Biggs, D.C., Ressler, P.H., Cady, R.B., Leben, R.R., Mullin, K.D. y Würsig, B. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep-sea research*. 49:121-142.
- DE BUEN R. 1927. Avance al estudio oceanográfico de la bahía de Algeciras. *Boletín de pesca*. 89:1-35.
- EVANS, P.G.H. 1987. *The natural history of whales and dolphins*. New York: Facts on File Publications.
- FORCADA, J y Hammond, P. 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of sea research*. 39:313-325.
- FORCADA, J. 1996. Abundance of common and striped dolphins in the southwestern Mediterranean. En : Evans, P.G.H. y Nice, H. (eds.). *European Research on Cetaceans*. 9, pp 153-155.
- JOHNSON, M.C. y Norris, K.S. 1986. Delphinid social organization and social behavior. En: Thomas, J.A. y Wood, F.G. (eds.). *Dolphin Cognition and Behavior: A Comparative Approach*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, pp. 335-346.
- KENNEY, R.D., Scott, G.P., Thompson, T.J. y Winn, H.E. 1995. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic fishery science*. 22:155-171.
- KLINOWSKA, M.M. 1991. Dolphins, Porpoises and Whales of the world. *The IUCN red data book*. IUCN, Cambridge, U.K., Gland.
- MOORE, S.E., DeMaster, D.P. y Dayton, P.K. 2000. Cetacean habitat selection in the Alaskan Arctic during summer and autumn. *Arctic*. 53:432-447.
- SANTOS, M.B., Pierce, G.J., López, A., Barreiro, A. y Guerra, A. 1996. Diets of small cetaceans stranded NW Spain. *International council for the exploration of the sea*. 11. Marine Mammal Committee.
- SEC. 1999. Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las labores de observación, asistencia a varamientos y recuperación de mamíferos marinos de las Aguas Españolas. Informe técnico. Sociedad Española de Cetáceos.
- SHAW, E. 1997. Dolphins in the Bay of Gibraltar. *Almoraima* 19:161-171.
- WEIGLE, B. 1990. Abundance, Distribution and Movements of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Lower Tampa Bay, Florida. *Rep. Int. Whal. Commn.* Special issue 12:195-201.
- YOUNG, D.D. y Cockcroft, V.G. 1994. Diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) off the southeast coast of southern Africa: Opportunism or specialization. *Journal of zoology*. London. 234: 41-53.

VARAMIENTOS DE MAMÍFEROS MARINOS Y TORTUGAS MARINAS EN EL CAMPO DE GIBRALTAR

Cristina Vázquez Torres / José Luis Muñoz Ferrera de Castro

RESUMEN

En esta Comunicación se pretende exponer el trabajo que, en materia de varamientos de mamíferos y tortugas marinas, lleva realizando el núcleo del Campo de Gibraltar de la Red de Voluntarios Ambientales del Litoral Andaluz, recientemente constituido como la asociación Nerita, desde el año 1998 hasta la actualidad en el litoral de nuestra Comarca, y, ocasionalmente, en localidades adyacentes como Barbate o Manilva.

Al cierre del presente artículo, hemos podido registrar un total de 129 varamientos de 12 especies diferentes, de los cuales 83 corresponden a cetáceos y los 46 restantes a tortugas marinas.

INTRODUCCIÓN

La situación geográfica y el sistema de corrientes del estrecho de Gibraltar hacen de éste un importante enclave natural. En él existen poblaciones residentes de cetáceos y es de vital importancia para la migración entre el Atlántico y el Mediterráneo de otras especies de cetáceos y tortugas marinas y el correspondiente intercambio genético entre las poblaciones de ambos mares. Esta importancia del Estrecho en la biología de estas especies hace fundamental el estudio de las amenazas que existen en esta zona.

La Asociación para las Ciencias Marinas del Estrecho, Nerita, anteriormente constituida como el núcleo del Campo de Gibraltar de la Red de Voluntarios Ambientales del Litoral Andaluz, colabora con el CREMA desde finales de 1998 en la atención de los cetáceos y tortugas marinas varados en nuestra Comarca.

METODOLOGÍA

El ámbito de actuación de la asociación Nerita en la red de varamientos, coordinada por el CREMA, es el de las costas del Campo de Gibraltar. Este hecho no impide que, en caso de ser necesario, los voluntarios se desplacen a poblaciones cercanas a nuestra Comarca para apoyar a otros núcleos en la atención de un animal varado. Así pues, además de en Tarifa, Algeciras, Los Barrios, San Roque y La Línea de la Concepción, se han atendido animales en Manilva, Barbate o Vejer de la Frontera. La red de varamientos propiamente dicha viene trabajando desde octubre de 1998 hasta la actualidad, aunque varios de sus miembros ya colaboraban en estas tareas con el CREMA con anterioridad a esta fecha.

Ante un aviso de varamiento, el cometido principal de la red es el de dispensar una atención primaria al animal varado hasta la llegada, si procede, del equipo veterinario del CREMA. Los avisos de varamientos pueden ser tanto internos, si proceden del propio grupo de voluntarios, como externos. Los avisos externos pueden llegar o bien por comunicación directa del comunicante con el coordinador de la red de varamientos, o bien a través del CREMA. La figura 1 recoge el porcentaje de procedencia de avisos.

Entre los comunicantes, cabe destacar la labor del SEPRONA, con un 26% de los avisos totales. Por otra parte, la categoría de avisos de procedencia desconocida se corresponde con aquellos avisos cuyos comunicantes no se identificaron convenientemente y a aquellos otros procedentes del CREMA en los que no se especificó el primer comunicante. Los avisos de particulares y de Cruz Roja presentan una marcada estacionalidad, coincidiendo en su mayoría con los meses de verano y la temporada de playas.

Una vez recibida la comunicación del varamiento, es importante la coordinación entre CREMA y los voluntarios, y sobre todo la coordinación de ambos con el comunicante. Esta coordinación es especialmente importante en el caso de varamientos de animales vivos, con el objeto de conseguir que el animal esté adecuadamente atendido hasta la llegada de los voluntarios en primer lugar, y la posterior del equipo veterinario del CREMA. El tiempo de llegada de los voluntarios al lugar de un varamiento de un animal vivo es de entre 10 y 30 minutos desde la recepción del aviso, dependiendo de la localización del varamiento, estado del tráfico y condiciones meteorológicas.

Una vez desplazados al lugar del varamiento, la forma de proceder será distinta si se trata de un animal vivo o de uno muerto:

Varamiento de un ejemplar vivo

Se establece un perímetro alrededor del animal para evitar aglomeraciones de curiosos, ruidos o cualquier situación estresante para éste. Por la misma razón, sólo dos voluntarios atienden al animal al mismo tiempo, estableciéndose un sistema de turnos. Siempre y cuando las condiciones meteorológicas y el oleaje lo permita, en el caso de los cetáceos, se mantiene al ejemplar en el agua, evitando que ésta le entre en el espiráculo. Se remojan constantemente las partes del animal expuestas al aire, con el fin de que no aumente su temperatura corporal. Si el oleaje es peligroso tanto para el animal como para los voluntarios, se procede a sacarlo a la playa, donde se mantiene a la sombra y humedecido constantemente con agua y con paños húmedos. Durante todo el proceso se monitorizan la frecuencia respiratoria y la cardíaca, con las que se puede determinar el nivel de estrés que padece, y se informa de cualquier aumento de ambas o de cualquier otra eventualidad al equipo veterinario del CREMA, con el que se está constantemente en contacto hasta su llegada al lugar del varamiento. En el caso de las tortugas marinas, el modo de proceder varía; si el animal no está muy debilitado, se traslada al centro de depuración de moluscos de Palmones, que para tal fin presta el Ayuntamiento de Los Barrios, y se mantiene en uno de los tanques que permanecen sin uso hasta la llegada del personal del CREMA.



Figura 1. Porcentajes de aviso según su procedencia.

Varamiento de un ejemplar muerto

En estos casos, se procede a tomar todos los datos posibles. Se determinan la especie, el sexo y el estado de conservación del animal y se rellena la correspondiente ficha con una serie de medidas morfométricas. Se contemplan cinco estados de conservación:

- Estado 1: animal muerto hace apenas unas horas, con presencia de *rigor mortis*.
- Estado 2: animal muerto hace 2-3 días; piel con signos evidentes de desecación, y el cuerpo puede comenzar a oler de forma desagradable.
- Estado 3: animal que empieza a presentar señales de descomposición: mal olor patente, piel totalmente resquebraja, sin brillo, y, a menudo, protusión de lengua y del pene, si se trata de un macho.
- Estado 4: animal en un estado de putrefacción avanzado. En algunas partes del cuerpo es posible que sea visible la estructura ósea y la piel está en tan mal estado que se hace muy difícil la identificación de la especie.
- Estado 5: sólo restos óseos y poco más.

Se realiza, además, un examen físico exterior, que en algunos casos, puede servir para determinar la causa de la muerte. Se buscan con especial interés heridas, amputaciones, marcas en la piel, marcas de nacimiento, presencia de parásitos externos, obstrucciones en la cloaca en el caso de las tortugas, presencia de artes de pesca (enmallamientos, anzuelos de palangre...) y, en definitiva, cualquier situación que se salga de lo habitual. Todo ello es documentado fotográficamente, haciéndose tomas del cuerpo completo, del lugar del varamiento, de todas las aletas (para consultas de fotoidentificación)

y de todo aquello que sea reseñable. Si el estado de conservación es de 1 o de 2, se toman muestras de piel, grasa y músculo, y en ocasiones, dientes. Una vez terminada la exploración y toma de datos, se avisa a las entidades locales correspondientes para la retirada del ejemplar. Las muestras y los datos obtenidos son enviados al CREMA. Además, con los datos recogidos se elabora una base de datos y fotográfica propia, que es la base del presente artículo.

RESULTADOS Y OBSERVACIONES

Distribución temporal de los varamientos

Desde sus inicios a finales de 1998 hasta finales de agosto de 2003, fecha en la que se cierra este artículo, la red de varamientos ha atendido y documentado un total de 129 varamientos, 83 de los cuales corresponden a cetáceos, y 46 a tortugas marinas. En la figura 2 aparece representada la evolución del número de varamientos atendidos en los seis años de trabajo.

La red de varamientos empezó a trabajar en septiembre de 1998, lo que explica el bajo número de varamientos registrados ese año. Desde 1999 a 2002, se puede observar que el número de varamientos es más o menos estable, situándose entre los 21 y los 25. Sin embargo, el año 2003, rompe totalmente con la tónica, elevándose la cifra a 35 (hay que tener en cuenta que los datos de este año no están completos, faltando los meses de septiembre a diciembre, con lo cual es esperable que la cifra aumente aún algo más). Tal aumento de los varamientos es explicable por los fuertes temporales acaecidos en el Campo de Gibraltar entre los meses de febrero y mayo. Los varamientos registrados en esos meses son sensiblemente mayores a la media de otros años, dándose el caso extremo del mes de marzo, con 11 varamientos frente a los 2'5 de media para dicho mes en años anteriores.

	Año 1998	Año 1999	Año 2000	Año 2001	Año 2002	Año 2003
Enero	-	2	4	2	4	3
Febrero	-	2	2	0	1	5
Marzo	-	1	4	3	2	11
Abril	-	1	4	2	1	4
Mayo	-	2	2	3	0	5
Junio	-	2	4	3	3	1
Julio	-	0	3	3	2	2
Agosto	-	3	1	3	4	4
Septiembre	1	3	0	2	1	-
Octubre	0	2	1	1	0	-
Noviembre	2	1	0	0	1	-
Diciembre	0	3	0	1	2	-

Tabla II. Número de varamientos registrados por mes y año.

Aunque la población de datos es aún escasa para llegar a conclusiones sólidas, sí parece existir una determinada estacionalidad en la aparición de animales varados. En la figura 3, en la que se representan el número de varamientos cada mes, se pueden observar dos picos, uno correspondiente a los meses de invierno, y otro a mediados de verano. Entre ambos picos, en primavera, el número de varamientos decae ligeramente. En los meses de otoño, sin embargo, los varamientos son escasos. Aunque la gráfica se ve afectada por el atípico mes de marzo de 2003, esta tendencia se observa en mayor o menor medida año por año, y coincide con la registrada por el CREMA en toda Andalucía. Una posible explicación al pico de invierno es el aumento del número de temporales; estos no sólo afectan a la salud de los animales más debilitados, sino que favorece la llegada de los animales débiles o muertos a las playas. El aumento de registros en los meses de verano suele ser achacado al mayor número de observadores en las playas.

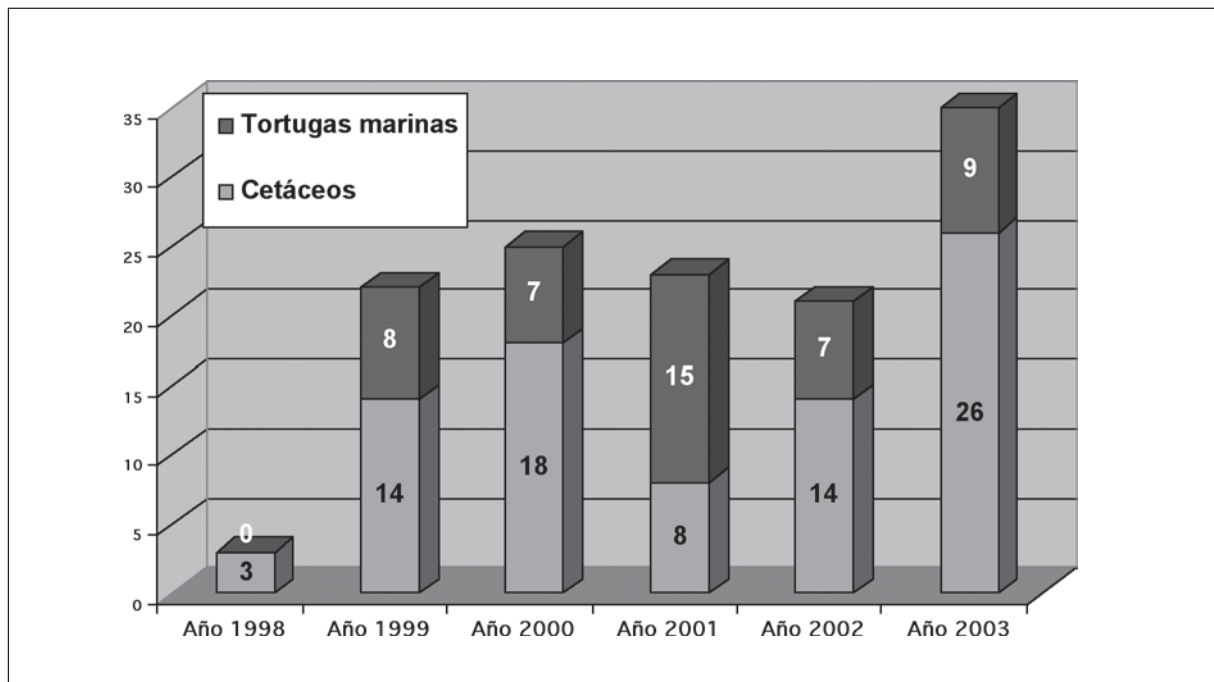


Figura 2. Varamientos de cetáceos y tortugas marinas en el Campo de Gibraltar por año.

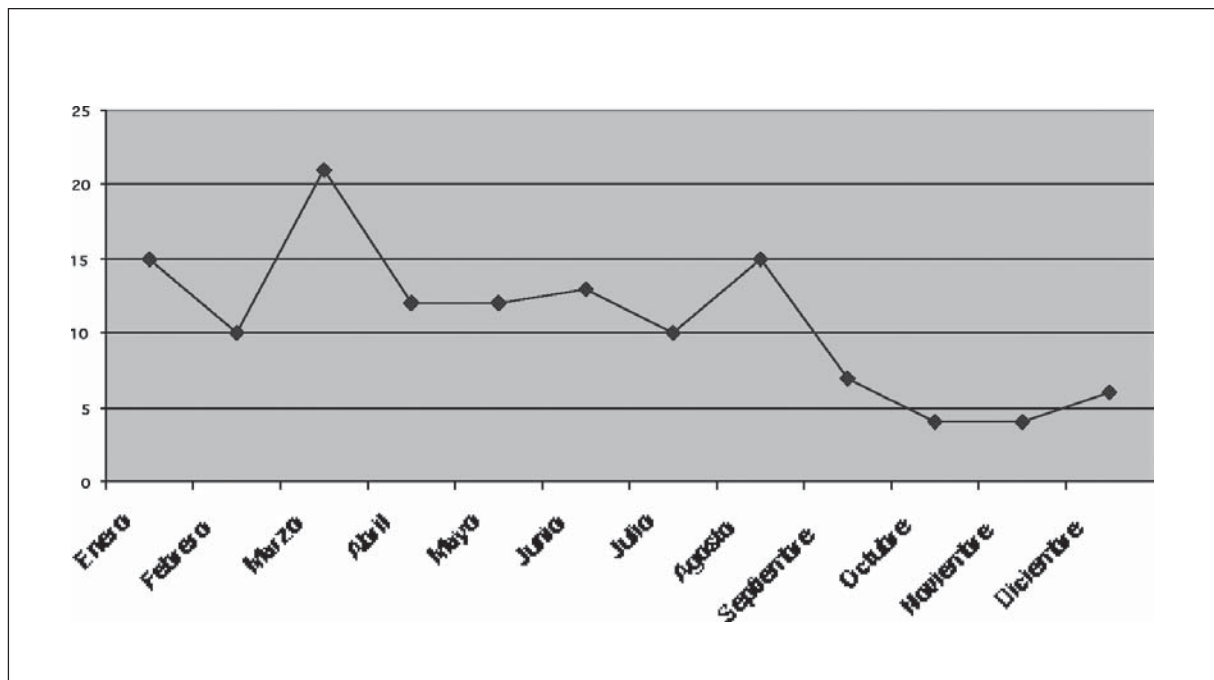


Figura 3. Número de varamientos por mes.

Distribución espacial de los varamientos

En la tabla I se muestran los varamientos de cetáceos y tortugas marinas registrados en cada localidad:

Localidad	Nº de varamientos de cetáceos	Nº de varamientos de tortugas	Nº de varamientos totales
Tarifa	19	15	34
Algeciras	17	13	30
Los Barrios	1	2	3
La Línea de la Concepción	27	8	35
San Roque	12	2	14
Zahara de los Atunes	2	2	4
Manilva	1	0	1
Vejer de la Frontera	0	1	1
Barbate	2	2	4
Aguas del estrecho de Gibraltar	2	1	3

Tabla I. Varamientos registrados por localidad.

Se puede apreciar que son tres localidades las que registran un mayor número de varamientos: La Línea de la Concepción (35), Tarifa (34) y Algeciras (30). Sin embargo, estos datos están referidos en términos absolutos. Si definimos un índice de varamientos (tabla II) como el número de varamientos por kilómetro de costa, la situación en las poblaciones del Campo de Gibraltar es la siguiente:

Localidad	Nº de varamientos/km de costa
Tarifa	0.79
Algeciras	1.479
Los Barrios	1.719
La Línea de la Concepción	3.08
San Roque	0.99

Tabla II. Índice de varamientos

Tarifa presenta ahora el índice de varamientos más bajo, mientras que La Línea de la Concepción se destaca mucho de las demás localidades. En esta localidad se registra el mayor número de varamientos de delfines comunes y listados de toda la Comarca, y también el mayor número de interacciones con la industria pesquera. El número de varamientos de tortugas marinas es especialmente importante en Tarifa, debido probablemente a interacciones con la pesca de palangre y de almadraba. El número de varamientos producidos en Algeciras puede resultar engañoso, ya que gran parte de ellos (12 de los 30), se han registrado en el puerto, pudiendo venir estos animales de otras localidades.

Especies registradas y problemática

En cuanto a la diversidad de los animales varados, se han identificado un total 10 especies distintas de cetáceos y dos de tortugas marinas.

Especie	Nº individuos varados	Porcentaje
Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)	29	34'94%
Delfín listado (<i>Stenella coeruleoalba</i>)	27	32'53%
Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>)	6	7'23%
Calderón común (<i>Globicephala melas</i>)	1	1'20%
Calderón gris (<i>Grampus griseus</i>)	1	1'20%
Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)	1	1'20%
Orca bastarda (<i>Pseudorca crassidens</i>)	1	1'20%
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	1	1'20%
Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i>)	2	2'41%
Rorcual aliblanco (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)	7	8'43%
Odontoceto no identificado	7	8'43%

Tabla III. Varamientos de cetáceos ordenados por especies.

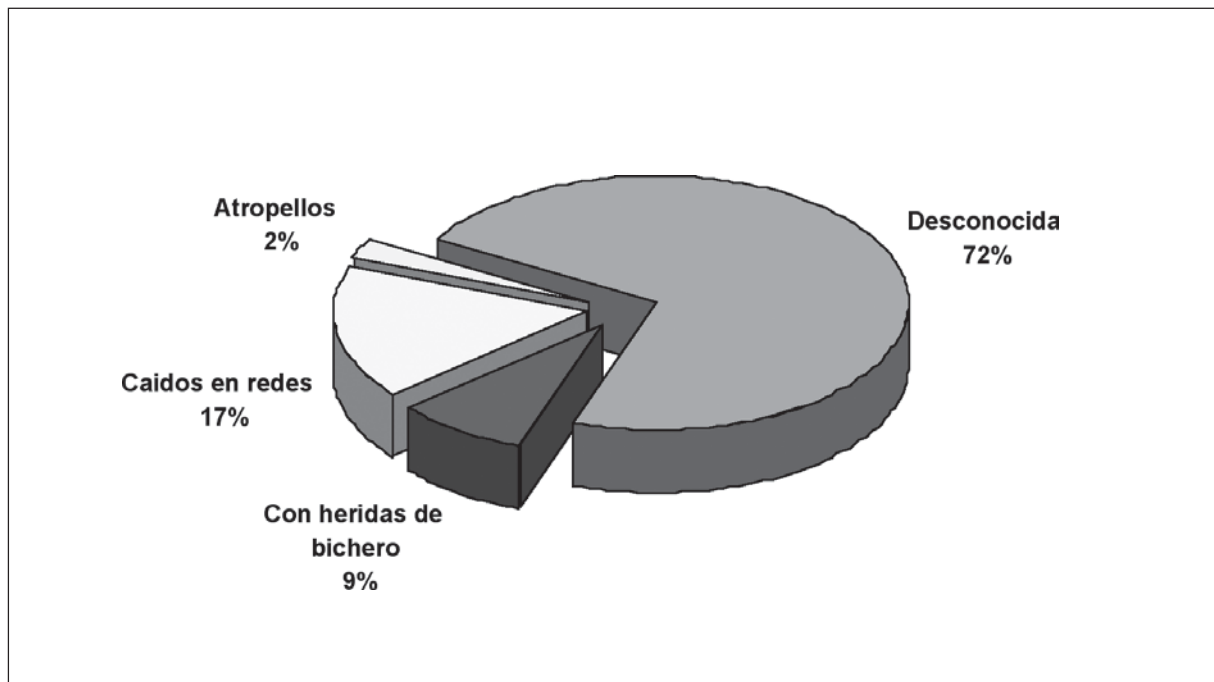


Figura 4. Causas de varamientos observadas en cetáceos.

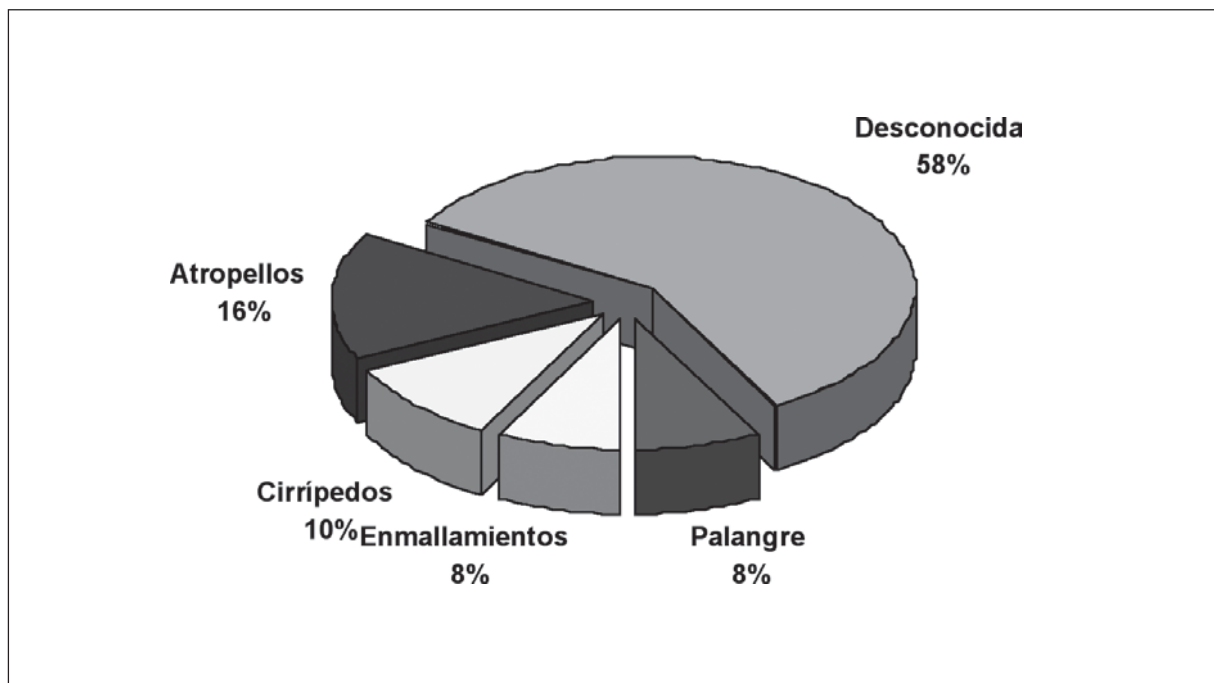


Figura 5. Causas de varamientos observadas en tortugas marinas.

Especie	Nº individuos varados	Porcentaje
Tortuga boba (<i>Caretta caretta</i>)	44	95'65%
Tortuga laúd (<i>Dermochelys coriacea</i>)	2	4'35%

Tabla IV. Varamientos de tortugas marinas ordenados por especies.

La categoría "odontoceto no identificado" de la tabla III, se refiere a aquellos cetáceos odontocetos que, debido a su avanzado estado de descomposición o a otras causas, no pudieron ser identificados adecuadamente. De cualquier forma, todos ellos corresponden a delfínidos de pequeño tamaño, pudiendo pertenecer sólo a dos especies, el delfín común (*Delphinus delphis*) o el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*). Si sumamos los porcentajes correspondientes a estas dos especies al de la categoría "odontocetos no identificados", tenemos que el 75'90% de los cetáceos varados corresponden a estos dos delfínidos, y el 24'10% restante las otras ocho especies. En el caso de las tortugas marinas la polarización es aún más acusada, tratándose, en un 95'65% de los casos, varamientos de tortuga boba.

En el alto número de varamientos registrados de delfines listados y comunes, puede intervenir una combinación de tres factores: son los cetáceos más abundantes en el Campo de Gibraltar, y están presentes en aguas más cercanas a la costa (Fernández-Casado, 2000). Además, junto con las tortugas bobas, son los que más interacciones con la pesca registran. Es llamativo que de las otras dos especies de cetáceos más extendidas en el Estrecho, el delfín mular y el calderón común, apenas se registren varamientos. De calderón común sólo hemos registrado un varamiento de un neonato en marzo de 2003, mientras que de delfín mular, de los seis casos registrados, sólo cuatro llegaron a varar propiamente, volviendo los otros dos a alta mar por sus propios medios. Estos dos animales se distribuyen en aguas más alejadas de la costa que los delfines comunes y listados, lo que indica que la cercanía a la costa puede ser un factor de peso para explicar el número de individuos varados de cada especie.

El rorcual aliblanco es el cetáceo que ocupa el tercer lugar en el número de registros, con siete, destacando que cuatro de esos varamientos se han producido en el 2003. Los varamientos de esta especie son estacionales, produciéndose entre febrero y junio, con un máximo en el mes de abril (cuatro registros) y coincidiendo con su paso migratorio por el Estrecho.

Los varamientos del resto de especies de cetáceos y de tortuga laúd registrados son ocasionales, no pasando de 1 o 2 casos en el periodo de trabajo, pero aunque no sean importantes cuantitativamente hablando, si lo son cualitativamente, ya que indican su presencia, aunque sea en migración, de esas especies en el Estrecho. De esta manera, calderón gris, orca bastarda y zifio de cuvier, son especies que no se registran en los avistamientos en el Estrecho (Alnitak - Universidad Autónoma de Madrid, 2002), pero que sí se registran en varamientos.

De los 129 varamientos atendidos, en 24 ocasiones se trataba de animales vivos, lo cual arroja un porcentaje de un 19% de los varamientos totales. Existe sin embargo, una diferencia notable entre los porcentajes de cetáceos (13%) y de tortugas marinas (28%).

	Cetáceos	Tortugas	Totales
Varamientos vivos	11	13	24
Varamientos muertos	72	33	105

Tabla V. Número de varamientos vivos (nº de individuos).

El 30% de los animales varados presentaron señales inequívocas de interacción con la pesca y/o el tráfico marítimo. El 70% restante no presentó, tras el examen externo, indicios de interacción con el ser humano, pero, a falta de datos de necropsias y análisis toxicológicos, no es descartable que el tanto por ciento de interacciones con el hombre sea aún mayor.

En el año 2001 se registraron cinco ejemplares de tortuga boba profusamente tapizadas por cirrípedos, patología que no se ha observado en ninguno de los otros años de estudio. Este episodio se produjo en toda la costa mediterránea andaluza, considerándose esporádicos los casos en el Campo de Gibraltar (Juan José Castillo, 2001). Las tortugas afectadas presentaban dermatopatías graves y la colonización de cirrípedos en las aletas era tan extensa, que llegaba a impedir su movimiento. Los animales varados por esta patología presentaban en mayor o menor medida un estado de delgadez y debilidad que, unidos a la inmovilidad producida por los cirrípedos, causaban que estos animales vararan. En algunos casos, los cirrípedos llegaban a fijarse en los ojos y en los orificios nasales.

BIBLIOGRAFÍA

- FRANCO RUIZ, Antonio y Manuel Rodríguez de los Santos. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2001.
- FERNÁNDEZ CASADO, Manuel, Ricardo Ploner, Francisco Vargas y Renaud de Stephanis. "Aproximación al estudio de la poblaciones de las diferentes especies de cetáceos en el estrecho de Gibraltar: Resultados preliminares", *Almoraima*, 23 (2000), pp. 209-218.
- SHAW, Eric. "Dolphins in the bay of Gibraltar", *Almoraima*, 19 (1998), pp. 161-171.
- SHAW, Eric. "Dolphins in the bay of Gibraltar (II)", *Almoraima*, 23 (2000), pp. 219-227.
- UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID - ALNITAK. Proyecto de identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español, Volumen IV, Ministerio de Medio Ambiente, 2002.

