núm.
:01
2011

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT.

: ***Génesis y filosofía de Chronica naturae.*** Editorial.

: ***Crear una revista es fácil. Mantenerla y prestigiarla ya no lo es tanto. El ejemplo de Limnetica.*** Julia Toja.

: ***La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia).*** María Antón-Pardo, Carla Olmo, Raquel Ortells y Xavier Armengol.

: ***Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán).*** Enrique Pardo, Ricardo Aguilar, Silvia García, Ana de la Torriente y Jorge Ubero.

: ***Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (Astroides calycularis, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica.*** Alejandro Terrón-Sigler, Patricio Peñalver, Free Espinosa y David León-Muez.

: ***Algo que fascinó a Darwin: la evolución del polimorfismo floral en el género Linum (Lineceae).*** José Ruiz-Martín.

: ***Invasiones biológicas: el caso de las coníferas exóticas.*** Amparo Carrillo-Gavilán.

: ***Pesca de arrastre y tortugas marinas en el golfo de Cádiz.*** Miguel David Aguilar, Sebastián Bitón y Manuel Merchán.

Colaboran en este número:

ASOCIACIÓN HOMBRE Y TERRITORIO (HYT)

UNIVERSIDAD DE SEVILLA

OCEANA

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS (CSIC)

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

ASOCIACIÓN CHELONIA

Chronica naturae, 1 (2011). ISSN: 2253-6280.

diciembre 2011. Sevilla.

contacto@chronicanaturae.org

Chronica naturae es una publicación coordinada, editada y difundida por la Asociación Hombre y Territorio (HyT).

www.hombreyterritorio.org // +34 955 324 985 . 637 524 856 . 645 387 526

Índice.

Editorial :4

: Génesis y filosofía de Chronica naturae.
Comité editorial de *Chronica naturae.*

El investigador invitado :5/9

: Crear una revista es fácil. Mantenerla y prestigiarla ya no lo es tanto. El ejemplo de Limnetica.
Julia Toja. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.

Artículos :10/19

: La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia).
María Antón-Pardo, Carla Olmo, Raquel Ortells y Xavier Armengol. Departamento de Microbiología y Ecología, Universitat de València.

Artículos :20/34

: Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán).
Enrique Pardo, Ricardo Aguilar, Silvia García, Ana de la Torriente y Jorge Ubero. Oceana.

Artículos :35/45

: Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (Astroides calycularis, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica.
Alejandro Terrón-Sigler, Patricio Peñalver, Free Espinosa y David León-Muez. Asociación Hombre y Territorio/Departamento de Fisiología y Zoología. Universidad de Sevilla.

Proyectos de investigación-conservación :46/54

: Algo que fascinó a Darwin: la evolución del polimorfismo floral en el género Linum (Lineceae).
José Ruiz-Martín. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.

Proyectos de investigación-conservación :55/64

: Invasiones biológicas: el caso de las coníferas exóticas.
Amparo Carrillo-Gavilán. Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC)

Proyectos de investigación-conservación :65/71

: Pesca de arrastre y tortugas marinas en el golfo de Cádiz.
Miguel David Aguilar, Sebastián Bitón y Manuel Merchán. Asociación Chelonia.

Editorial

Génesis y filosofía de *Chronica naturae*.

Cuando en 2003 se creó la Asociación Hombre y Territorio, uno de los proyectos que más ilusionaban a Víctor Gutiérrez Alba, su presidente y fundador, era el crear una revista de divulgación ambiental para cubrir las necesidades de información y canalización de muchos investigadores, naturalistas, aficionados en general, que demandaban (y demandan) nuevas fórmulas donde plasmar e informarse de las investigaciones que se realizan sobre el patrimonio natural en Andalucía, sin perder el rigor, incluso el lenguaje y estructura científica, pero facilitando la comprensión de los conceptos, ideas o hipótesis que se plantearan.

La idea era muy buena, e inmediatamente Víctor, Miguel (Aguilar Domínguez) y David (León Muez) se pusieron en marcha: redactaron normas de publicación, mandaron escritos y e-mails a conocidos e investigadores y pusieron anuncios en las facultades de biología, historia del arte y geografía de Sevilla, buscando "llenar" ese primer número que impulsara el proyecto y consiguiera dar a conocer la revista y la Asociación, recién creada.

Como bien apunta nuestro investigador invitado en este "por fin" primer número, la aventura no era tan sencilla: escasos compromisos, falta de tiempo, problemas con la edición y promoción, hicieron que finalmente, tras recibir únicamente dos artículos, el proyecto se aparcara hasta que se tuviera de nuevo la fuerza necesaria para emprender la tarea de convencer a nuevos interesados.

Han pasado seis años, la Asociación se ha afianzado, y de nuevo se remueve la idea de la revista. Gracias a las inquietudes generadas por la entrada de nuevos colaboradores y proyectos de investigación, se trae otra vez la necesidad de canalización de ideas, tanto propias como de los contactos que, con los años, se han generado en los trabajos que cada uno realiza. La formación científica de sus impulsores ha influido en su afán por conseguir dar la mayor difusión posible a trabajos científicos, tan aislados en los círculos profesionales de las distintas áreas. En demasiadas ocasiones, pensamos, tras muchos esfuerzos por parte de jóvenes y no tan jóvenes investigadores, los artículos quedan relegados a lecturas puntuales por parte de un número contado de colegas y/o expertos.; incluso muchos datos interesantes se quedan en el tintero por no pasar los filtros de muchas revistas o por no tener muy claro donde canalizarlos.

Es así como Patricio (Peñalver Duque), Alejandro (Terrón Sigler) y David se ponen fecha y comienzan a trabajar: contactan y hacen contactar al resto de colaboradores de la Asociación con investigadores pertenecientes a destacadas entidades españolas para que escriban en el primer número: "venga, si la idea es buena...", "...nos encantaría que estuvieras en el primer número", "creo que tu trabajo encaja perfectamente en la revista", "podrías dar a conocer tu investigación a los no expertos en la materia" y cosas por el estilo, además de mucha perseverancia, han sido las que han conseguido que finalmente el proyecto vea la luz.

Desde aquí queremos agradecer sinceramente a todos vosotros, autores de los artículos y resúmenes de este primer número, que hayáis hecho el esfuerzo en tiempo, datos y expresión, confiando en nosotros, para que la revista pueda despegar. Nuestro compromiso al crear este medio de difusión, novedoso en su campo, es la difícil tarea de mantener el rigor e interés científico unido a los textos divulgativos, por mucho tiempo.

Esperamos sinceramente que haya valido la pena y que el resultado, tanto visual como de difusión y aceptación, esté acorde a vuestras expectativas. Nosotros pensamos que sí.

Enhorabuena a todos/as y gracias de nuevo. Víctor, lo hemos conseguido.

Comité editorial de *Chronica naturae*. noviembre de 2011.

El investigador invitado

Crear una revista es fácil. Mantenerla y prestigiarla ya no lo es tanto. El ejemplo de Limnetica.

Julia Toja

Catedrática de Ecología. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla. Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla, España.

jtoja@us.es

Ante el nacimiento de esta nueva revista, se me ha planteado el reto de explicar las vicisitudes que pueden pasar hasta que una revista se asienta, prospera y, sobre todo, es lo suficientemente prestigiosa como para tener una amplia difusión. Usaré como ejemplo a la revista LIMNETICA.

Limnetica es el órgano de difusión científica de la Asociación Ibérica de Limnología. Vayamos por partes. Muchos de ustedes se preguntarán ¿Limnología? Y eso ¿qué es?. Pues la Limnología es una rama de la Ecología. Este nombre que deriva de las palabras griegas *limne* (lago) y logos (tratado) puede inducir a error. Es cierto que los primeros estudios con mentalidad ecológica, se realizaron en lagos (el primero en el lago Leman por Forbes en 1887), pero éste no es el único tipo de sistema estudiado, si no que lo son todos los tipos de masas de agua que existen sobre los continentes, es decir, todos los sistemas acuáticos que no son marinos. Como definición podría decirse que **la Limnología es la ciencia que estudia *la ecología de las masas de agua continentales***, tanto estancadas (lagos, lagunas, albuferas, embalses, balsas de riego) como corrientes (arroyos, ríos y sus estuarios, incluyendo a las aguas subterráneas). Para comprender bien esta ecología es preciso conocer el funcionamiento del medio fisicoquímico, que va a determinar el funcionamiento de los organismos y, a su vez, en parte, va a ser modificado por el metabolismo de éstos.

La actual Asociación Ibérica de Limnología nace como Asociación Española de Limnología en 1981 en el Primer Congreso Español de Hidrobiología, aunque desde el principio contó con varios socios portugueses. Desde 2008 es Asociación Ibérica de Limnología. Ya desde el principio se planteó el editar una revista científica, en la que cupieran las investigaciones tanto de los socios como de cualquier investigador en este campo. Aunque abierta a todo el mundo, su vocación era de servir como órgano de difusión de la ciencia limnológica que se hace en el ámbito Iberoamericano, es decir: España, Portugal y todos los países al Sur del río Grande de América. El primer numero sale en 1984 y en él se recoge parte de las comunicaciones presentadas en el II Congreso en 1983. Estaba escrito en español, pero debido a la vocación de convertirse en una revista de difusión internacional, en cada artículo se incluyó un resumen en inglés y también los encabezamientos de las tablas y los pies de figura eran bilingües español-inglés. Este esquema se ha mantenido hasta la actualidad. Independientemente del idioma en que estuviera escrito el artículo, los resúmenes y los pies de figura son bilingües. Sólo unos pocos volúmenes se han publicado completamente en inglés. Corresponden a volúmenes especiales sobre temas concretos como lo que recogen la situación del desarrollo de la limnología española e ibérica (nº 8 de 1992 y 25 (1-2) de 2006) o los que recogen las contribuciones a congresos internacionales (nº 13(2) de 1997).

Primer problema. La Asociación es pobre, se nutre con las cuotas (bajas) de los socios que, en gran parte, son investigadores en formación. Por lo tanto no hay dinero para "liberar" a los editores. Los que han aceptado esta carga y realizado el trabajo, lo han hecho de forma totalmente desinteresada. Carlos Montes, Eduardo Vicente, Mª Rosa Miracle, Miguel Alonso, Narcis Prat, Carlos Duarte, Luis Cruz Pizarro, Joan Armengol

(número 14) e Isabel Muñoz, junto una pléyade de otros socios que han actuado de editores, sobre todo en aquéllos volúmenes que salían de las aportaciones a los distintos congreso.

Segundo problema. La revista quiere tener la misma calidad científica de las revistas internacionales indexadas con índice de impacto. Por lo tanto, los artículos tienen que ser revisados y aceptados por expertos.

Tercer problema. La mayor parte de los socios, como he dicho, eran (y siguen siendo) investigadores en sus fases iniciales de investigación, pero necesitados de publicar para poder optar a alguna plaza en las Universidades o en el Consejo Superior de Investigaciones Científicas. En estos concursos, lo que prima es que los artículos estén en revistas dentro del *Journal Citation Index*. Por lo tanto, ya que tienen que escribir en inglés y sufrir todo el proceso de revisión, intentan hacerlo antes en una revista ya indexada que en una que no lo esté y que, además, es igual de exigente en cuanto a la calidad científica de los trabajos.

¿Qué ha significado todo esto?

En la Figura 1 se puede ver la evolución del número de artículos en los números publicados entre 1984 y 2010.

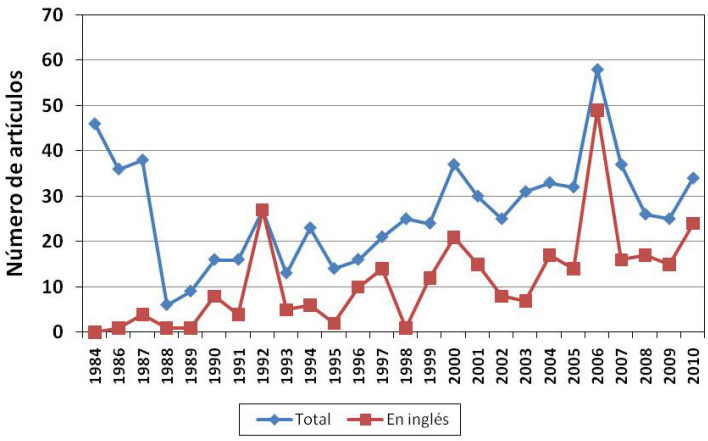


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados en Limnetica, tamto el total, como los que están escritos en inglés.

El 1er número, como he dicho, salió en diciembre de 1984, el 2º en julio de 1986, el 3º tuvo 2 volúmenes, uno publicado en julio y el otro en diciembre de 1987. Hasta aquí la cosa parece que iba bien. Pero, a partir del 4º (abril de 1988) hay una pequeña debacle que dura hasta el nº 8 que sale en 1992.

Este volumen marca un hito en el devenir de la revista. La AEL, recibe el encargo de realizar en XXV Congreso de la Sociedad Internacional de Limnología, en Barcelona, en agosto de 1992. El reto es dar a conocer la Limnología que se hacía en España, por lo que planteamos el reto de que el número 8 de Limnética fuera una publicación completamente en inglés, en el que se recogieran los resultados de los grupos de investigación que entonces había en España. Objetivos: Que la comunidad limnológica mundial nos conociera, que valorara nuestra calidad científica pero, sobre todo que conociera la revista y, en su caso, se animara a enviarnos artículos. En este volumen, que subtitulamos "Limnology in Spain", se recogieron 27 artículos. Uno de ellos, del que fui coautora, recogía el resultado de 17 años de estudios continuados en los embalses de Abastecimiento de agua a Sevilla.

El investigador invitado

Pero, después de este número, aunque empiezan a aparecer artículos de investigadores extranjeros que escriben artículos sobre ecosistemas de otros países (figura 2), se vuelve a entrar en una nueva dinámica de incertidumbre. Aunque desde 1994 se consiguieron publicar 2 volúmenes anuales, lo cierto es que la periodicidad no era real, ya que nunca estaban en la calle en la fecha "oficial" de publicación. Además, la cantidad de artículos era muy baja. Es *la pescadilla que se muerde la cola*. No se publica a tiempo porque no hay suficientes artículos y no hay suficientes artículos porque los investigadores (vista la incertidumbre de cuándo verán la luz sus contribuciones) prefieren mandar sus artículos a otras revistas más consolidadas.

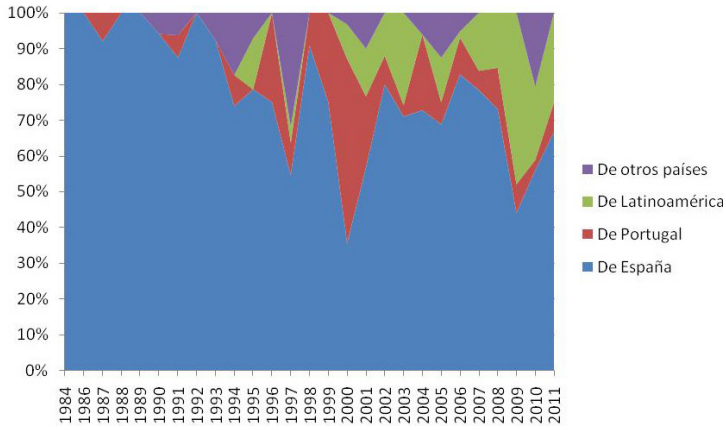


Figura 2. Distribución geográfica (en %) de los ecosistemas acuáticos tratados en los artículos publicados en Limnetica.

Una de las condiciones para que una revista esté indexada (aparte, lógicamente, de la calidad científica de los trabajos), es que se mantenga una periodicidad estricta y que salgan 4 volúmenes al año (aunque pueden estar agrupados de 2 en 2. Esto tardamos en conseguirlo. En 1998 (15 años después del nacimiento de la revista) toma las riendas de la revista Joan Armengol (Catedrático de Ecología de Barcelona) y el panorama empieza a cambiar. El sólo (y posteriormente, con su editora asociada Isabel Muñoz, que actualmente es la Editora) es el que, con su empeño y enorme esfuerzo lo ha conseguido. Todavía pasarían años. Pero, progresivamente, fueron aumentando los artículos en inglés (Figura 1) y la participación de investigadores extranjeros, sobre todo portugueses y latinoamericanos, con lo que también se empieza a alcanzar el objetivo de que esta revista sea plataforma para los investigadores iberoamericanos (Figura 3). También aumentan los artículos realizados por investigadores pertenecientes a varios países, lo que es uno de los indicadores de calidad que se emplean para evaluar a una revista (Figura 5). En el año 2001 se logra tanto la periodicidad real como dos volúmenes anuales con un número de artículos adecuado. Se amplia el Comité editorial incluyendo investigadores extranjeros de prestigio internacional.

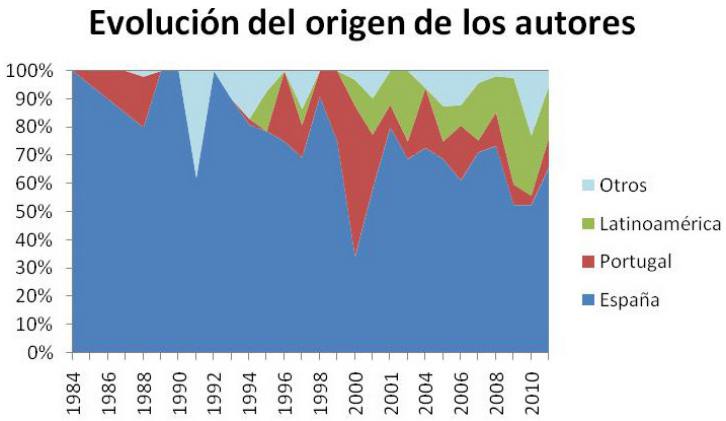


Figura 3. Contribución relativa de autores procedentes de diversos países o áreas geográficas.

El investigador invitado

Desde su fundación hasta su último volumen (junio de 2011), la revista ha publicado 710 artículos con la participación aproximada de una total de 1200 autores, con una media de 1,76 autores por artículo. El 66% de estos autores son españoles. El resto son de otros países del mundo: casi un 9% de Portugal, casi otro 9% procede de otros países europeos. De Latinoamérica (uno de los objetivos de la revista) son más de 14%. El resto son de Norte América (Figura 4). En los últimos años, la contribución de nuevos autores no españoles está cercana al 50% del total.

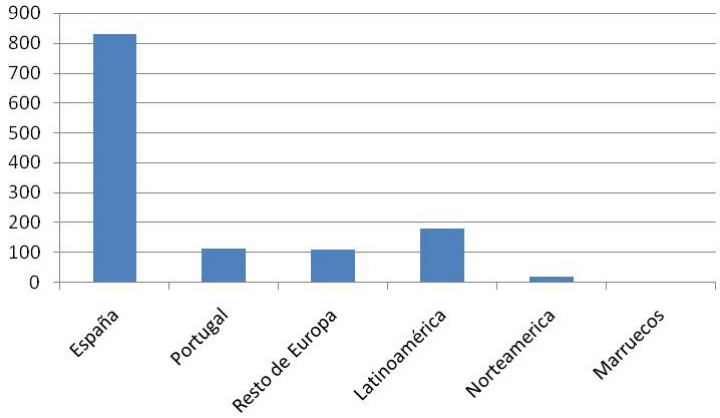


Figura 4. Origen de los autores de Limnetica.

Esta tendencia indica que Limnetica es cada vez más conocida entre los autores de países con tradicionales relaciones con la Península Ibérica, como son los de Centro y Sudamérica. Ellos forman parte de un creciente grupo de investigadores con enrome potencial con una pan-comunidad de más de 500 millones de personas que pueden encontrar un vehículo para diseminar sus trabajos con la posibilidad de hacerlo en español, ya que, aunque se aconseja que los artículos se escriban en inglés (hay que rendirse a la evidencia: es la única forma de tener una difusión mundial) se admiten en español y, como he dicho antes, siempre son parcialmente bilingües. De todas formas también hay un número significativo de autores de otros países de la Unión Europea, especialmente de Portugal (la Asociación, actualmente, es Ibérica), Italia y el Reino Unido. Además cada vez con más frecuencia aparecen artículos realizados en colaboración por autores de diversos países (Figura 5). Es decir, Limnetica ha aumentado notoriamente su dimensión internacional como un resultado positivo de su continuidad y regularidad.

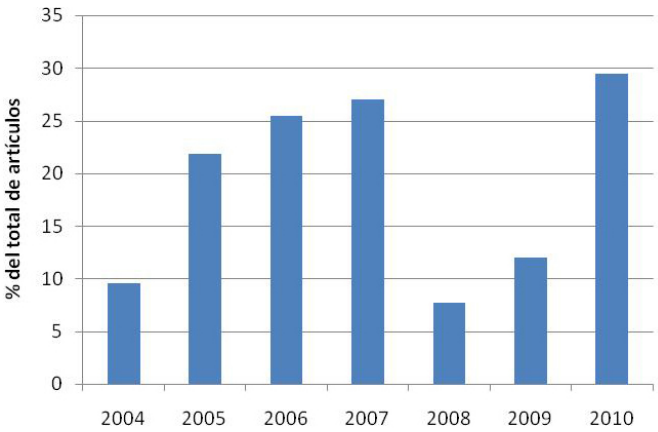


Figura 5. Artículos (% del número total) realizados en cooperación por autores procedentes de distintos países, desde 2004 (año en que comienza la evaluación del SCI).

El investigador invitado

Una de las facetas que, probablemente más ha contribuido a que la revista vaya prosperando es la labor difusora realizada por Internet, poniendo a disposición libre de toda la comunidad científica todos los artículos publicados hasta la fecha, salvo los dos últimos números de los que sólo se facilita el resumen. Esta difusión empezó a hacerse en 2006 y, desde entonces, el número de visitas se sitúa alrededor de 9.000 al mes. En cuanto a la **geografía de las visitas**, España es el primer país, seguido de los demás países de habla hispana ordenados por población (lógicamente como cabría esperar). Hay un número significativo de entradas procedentes de países de habla no hispana, como Japón, Gran Bretaña, Italia, Australia, Estados Unidos, Canadá, Alemania, Francia, que suponen un 4 % de las páginas servidas. En cuanto a la **procedencia de las visitas**, el 21 % accede directamente desde el enlace de Limnetica, escribiendo su dirección o tomándola de los Favoritos que ha guardado; el 72 % accede desde un buscador (prácticamente todos desde Google en sus versiones normal y académica) y el 6 % restante accede desde un enlace de una página externa (desde la de la AIL mayoritariamente y las restantes desde otras páginas que enlazan con esta web como REVICIEN - Red de revistas científicas españolas- y la AFL–Association Française de Limnologie-). De todos los visitantes, un 20 % guarda el enlace como Favorito.

Otro hito en el devenir de la revista fue el volumen 25 (1-2) de 2006. Fue un volumen especial, dedicado al recientemente fallecido Dr. Margalef, una de las figuras españolas señeras de la Ecología (y de la ciencia en general) a nivel mundial. La idea de este volumen fue la misma que la del 8º. Hacer una revisión del estado de la ciencia limnológica en España que sirviera de carta de presentación ante la comunidad científica internacional ya que, en noviembre de 2006, se sometió la revista a la evaluación del Scientific Citation Idex, una vez conseguidos los objetivos. SCI incluye, provisionalmente, a la revista en junio de 2009, estando ahora pendiente de la aplicación del índice de impacto. Este índice tarda 3 años en ser aplicado, por lo que esperamos que en junio de 2012, la revista esté indexada definitivamente. Los indicadores de calidad que está obteniendo hacen prever que entraremos con un índice del orden de 0,56. Es modesto, pero superior al de otras revistas del área que llevan muchos años indexadas. Es decir, han sido casi 30 años de vicisitudes hasta conseguirlo.

Mientras conseguimos ese objetivo, la revista ha ido apareciendo en diversas bases de datos: Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA), Zoological Record of BIOSIS® database, Freshwater Biological Association (FBA), NISSC's FISHLIT database, Sistema de Información en línea para Revistas Científicas de América Latina, Caribe, España y Portugal (LATINDEX), Library of Natural Sciences of Russian Academy of Science (LNS), Índice Español de Ciencia y Tecnología (ICYT), que recientemente a concedido a la revista la calificación de Excelente.

Aunque la revista que ahora nace, *Chronica naturae*, difiere de Limnetica al dar a su contenido un fin más bien divulgativo que puramente científico, podrían tener en común algunos aspectos, como el surgir también a través de una Asociación (Hombre y Territorio), entre cuyos miembros hay jóvenes investigadores, algunos formados en el campo de la limnología y que me consta, por nuestra relación personal, que también están combinando en el proyecto mucha ilusión, tiempo y capacidad de trabajo.

Además, pese a que esta revista no tendrá las mismas dificultades que ha tenido que superar Limnetica por su objetivo inicial de llegar a convertirse en una revista de prestigio internacional y entrar a formar parte del Journal Citation Index, seguramente, encontrará en sus comienzos la misma dificultad de captar a investigadores dispuestos a publicar sus resultados en revistas de nueva generación, en lugar de hacerlo en revistas de prestigio reconocido y con mayor valor curricular.

Dado que los objetivos de esta publicación son, a priori, más modestos, espero que sean pocos años los que le lleven a ser una revista puntera en su género.

Artículos

La restauración de sistemas acuáticos continentales y su interés para la conservación: el ejemplo de las malladas en el Parque Natural de l'Albufera (Valencia).

María Antón-Pardo*, Carla Olmo, Raquel Ortells y Xavier Armengol

Departamento de Microbiología y Ecología, Universitat de València. Dr Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia.

*anparma@uv.es

RESUMEN.

En el Parque Natural de l'Albufera (Valencia), la mayoría de las charcas situadas en la barra arenosa que separa el lago de la Albufera del mar Mediterráneo fueron aterradas en los años 60 para proceder a la urbanización de la zona. Este proceso se paralizó en los 70, y desde finales de los 80 hasta la actualidad se han llevado a cabo proyectos de restauración para la conservación de la zona. Se ha estudiado el resultado de esta restauración utilizando las variables ambientales y la comunidad de zooplancton como indicadores. Los resultados muestran que este proceso ha conseguido crear un conjunto de charcas con gran heterogeneidad ambiental (salinidad, hidroperiodo, etc.) lo que favorecerá una mayor biodiversidad. Además, se ha observado que en poco tiempo estas charcas alcanzan una gran diversidad de especies, con un menor número de especies en las malladas más nuevas debido a las restricciones en cuanto a dispersión y colonización de la comunidad de zooplancton. En el seguimiento de una de las charcas que fue ampliada en 2003, comparando las variables con datos previos a la restauración (1987-1988), se concluye que ha aumentado la calidad del agua (menor nivel trófico), produciendo un aumento en el número de especies presentes.

Palabras clave: biodiversidad, charcas peridunares, restauración, zooplancton.

INTRODUCCIÓN.

La conservación de los ecosistemas naturales y su biodiversidad es uno de los retos más importantes en este nuevo siglo, puesto que muchos indicadores apuntan a una reducción importante y a gran escala de la biodiversidad en los últimos tiempos (Regan *et al*., 2001). Uno de los ecosistemas más amenazados son los humedales, sometidos durante siglos a una fuerte presión antrópica (Mitsch y Gosselink, 1993; Blondel y Aronson, 1999). Concretamente en la región mediterránea, una de las más ricas y diversas del planeta (Myers *et al*., 2000), los humedales constituyen una destacada fuente de biodiversidad, pero al mismo tiempo sobre estos hábitats recaen amenazas importantes como son la desecación, eutrofización, contaminación o introducción de especies exóticas (Pearce y Crivelli, 1994; Blondel y Aronson, 1999). Por otro lado, entre otras funciones beneficiosas, estos ecosistemas juegan un papel importante en el control de las inundaciones, son áreas esenciales como fuente de alimentación y refugio de gran número de espe-

cies silvestres y son zonas importantes para la nidificación de muchas aves (Mitsch y Gosselink, 1993; Williams, 2006). Por ello, estos ecosistemas necesitan figuras de protección que incluyan su gestión y conservación. Sin embargo, en ocasiones, estos hábitats están tan sumamente degradados, que su restauración o incluso la creación de nuevos enclaves que se asemejen a los ya desaparecidos se presentan como mejores opciones de protección. En estos casos, una restauración ecológica exitosa es la que conseguirá el mejor restablecimiento de la funciones ecológicas del ecosistema (Hobbs y Harris, 2001). Para comprobar esto es importante llevar a cabo un seguimiento a largo plazo de estos hábitats, en el que se estudien tanto características ambientales de los nuevos sistemas como comunidades de organismos indicadores de la calidad del agua (Ruiz-Jaen y Aide, 2005). Un ejemplo puede ser la comunidad de zooplancton, formada por organismos de pequeño tamaño que tienen escasa movilidad por la columna de agua de los ecosistemas acuáticos. Esta comunidad incluye organismos de diferentes grupos taxonómicos (principalmente rotíferos, copépodos y branquiópodos; Figura 1) pertenecientes a diferentes niveles tróficos y que juegan un papel importante en las cadenas tróficas de estos hábitats (Sánchez *et al.*, 2000; Marklund *et al.*, 2002). En los procesos de colonización que se dan en lagunas nuevas es importante señalar que estos organismos no disponen de métodos de dispersión activa por el medio terrestre, por lo que su establecimiento en nuevos hábitats acuáticos depende de vectores de dispersión, como son las aves acuáticas (Figuerola y Green, 2002), el viento (Vanschoenwinkel *et al.*, 2008b), el agua (Frisch y Threlkeld, 2005) o las personas u otros mamíferos (Vanschoenwinkel *et al.*, 2008a; Waterkeyn *et al.*, 2010).

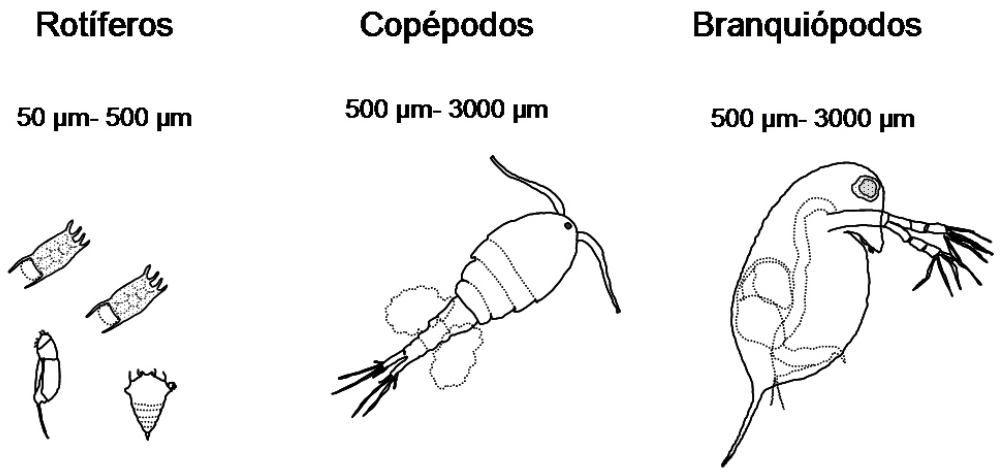


Figura 1. Esquema de los principales grupos de zooplancton estudiados, su rango de tamaño aproximado y algunos ejemplos (Dibujos de María Antón y Xavier Armengol).

Nuestro estudio se localiza en las malladas del Parque Natural de la Albufera de Valencia (Figura 2), un conjunto de charcas peridunares que se distribuyen a lo largo de la Devesa, la barra arenosa que separa la laguna de agua dulce del Mar Mediterráneo. Estos cuerpos de agua se llenan con agua procedente de las precipitaciones y con aguas subterráneas. La mayoría de estas charcas fueron aterradas en los años 60 a causa de un plan de urbanización de la zona, que debido a las presiones populares, fue paralizado a finales de los años 70. Desde finales de los años 80, cuando se protegió la zona, y hasta la actualidad, se han llevado a cabo diferentes proyectos mediante los que se han restaurado algunas de estas charcas que no habían sido completamente aterradas (principalmente mediante la ampliación de la superficie y la eliminación de sedimento anaeróbico) y se han creado nuevos cuerpos de agua sobre lechos que fueron completamente aterrados, entre los que se incluyen charcas permanentes y temporales.

Figura 2. Foto aérea del paisaje del Parque Natural de l'Albufera: en primer término el Mar Mediterráneo, y al fondo el lago de l'Albufera, separados por la barra arenosa donde se sitúan las malladas estudiadas (Fotografía de Versea arquitectura y más).

Los **objetivos** del trabajo que aquí presentamos son (i) ofrecer una visión general del éxito de la restauración de estas charcas a través de las variables ambientales (y por tanto la calidad del agua) a lo largo de un ciclo hidrológico (2007-2008); (ii) describir y comparar las comunidades de zooplancton de un conjunto de charcas creadas entre 1998 y 2004 como indicadoras de los cambios en la calidad del agua y del éxito de la restauración; y (iii) analizar en detalle los cambios en las variables ambientales y en la comunidad de zooplancton que se produjeron en una de las malladas permanentes que no fue aterrada y su restauración se llevó a cabo mediante la ampliación de su superficie.

MATERIAL Y MÉTODOS.

Este estudio incluye información de diferentes proyectos que se han llevado a cabo durante los últimos años en las malladas pertenecientes al Parque Natural de l'Albufera de Valencia (Figura 3). Dentro de la visión general de toda el área, se presentan los datos de algunas de las variables ambientales medidas en 14 de estas malladas durante el ciclo hidrológico 2007-2008 (de septiembre a agosto). De este grupo, 7 de estas malladas fueron restauradas en proyectos más antiguos (entre 1998 y 2004), y otras 7 en el verano anterior a este ciclo y se llenaron por primera vez con el agua de las primeras lluvias de septiembre de 2007. Se seleccionaron 3 charcas permanentes, mientras que el resto son sistemas temporales, con diferentes periodos de permanencia del agua: unas se secan con las altas temperaturas estivales y otras son más efímeras y sólo tienen agua cuando las lluvias son abundantes.

Para el estudio comparado de la colonización por el zooplancton, se utilizaron los datos obtenidos en 6 de las malladas de nueva creación (creadas entre 1998 y 2004), que incluye

Artículos

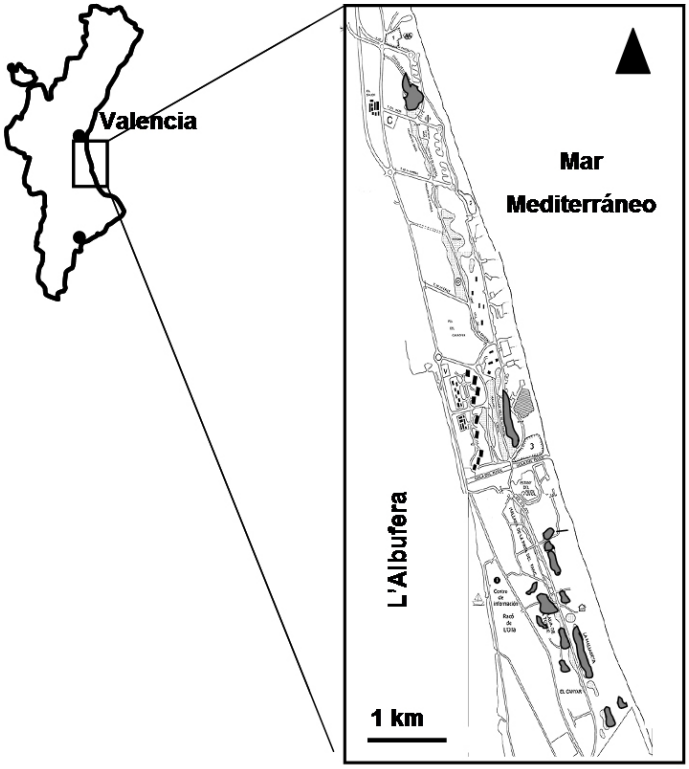


Figura 3. Mapa del área de estudio y localización de las 14 charcas estudiadas en el periodo 2007-2008 en la zona de la Devesa de l'Albufera de Valencia.

1 charca permanente y 5 temporales, estas últimas con un hidroperiodo (o periodo de inundación) variable, dependiendo del régimen de precipitaciones. En la Figura 4 se detalla cómo tuvo lugar este proceso de restauración de estas malladas. Este conjunto de charcas se dividió en dos grupos: las malladas antiguas (cuyos proyectos se llevaron a cabo en los años 90), y malladas recientemente restauradas (que incluye dos de las malladas temporales que se restauraron entre 2001 y 2004 -2000-).

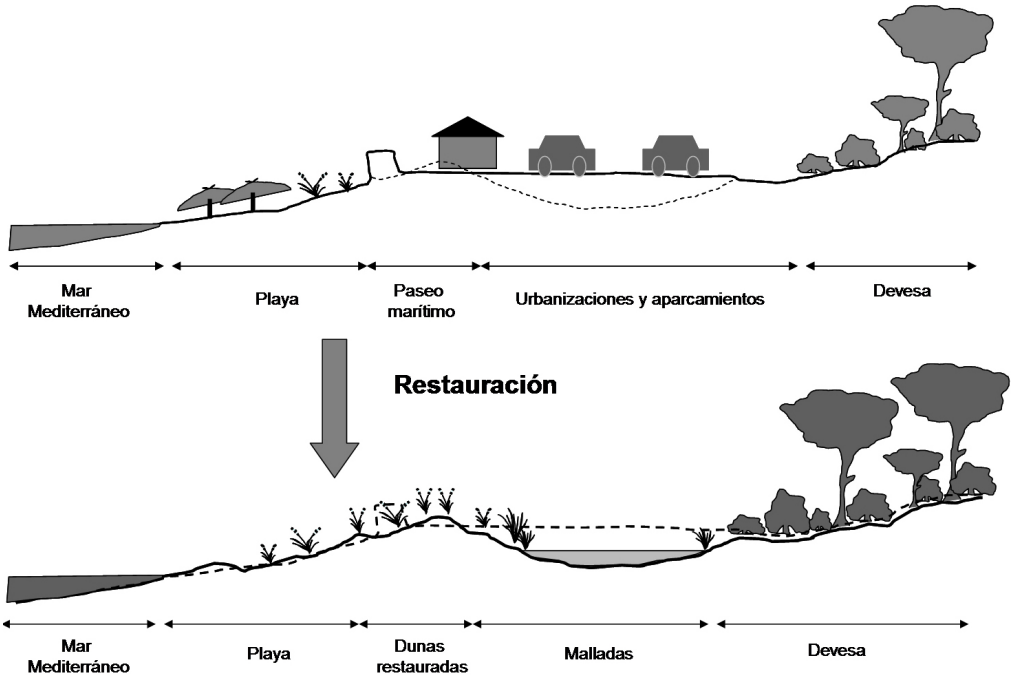


Figura 4. Representación del proceso de restauración de las malladas que habían sido destruidas. En línea discontinua se muestra la modificación realizada.

La mallada cuyo estudio se presenta en detalle es una de las charcas permanentes (mallada de la Mata del Fang; Figura 5). Ésta no fue totalmente aterrada en los años 60, y los trabajos de restauración (en 2003-2004) consistieron en la ampliación de su superficie de 300 a 4000 m^2 (Figura 6), durante la que además, se removió parte del sedimento. En este proceso, se introdujeron algunas especies de vegetación y de peces endémicos (fartet, *Aphanius iberus*, y samarugo, *Valencia hispanica*). Para evaluar el éxito de la restauración, se comparan las variables ambientales y la comunidad zooplanctónica de este sistema en muestreos realizados recientemente (entre 2006 y 2009), con datos bibliográficos anteriores a la restauración (1987-1988; Soria García, 1988), y con muestras tomadas el año posterior a la ampliación de la charca (2004-2005).

Figura 5. Foto de la mallada de la Mata del Fang (Fotografía de Javier Armengol).

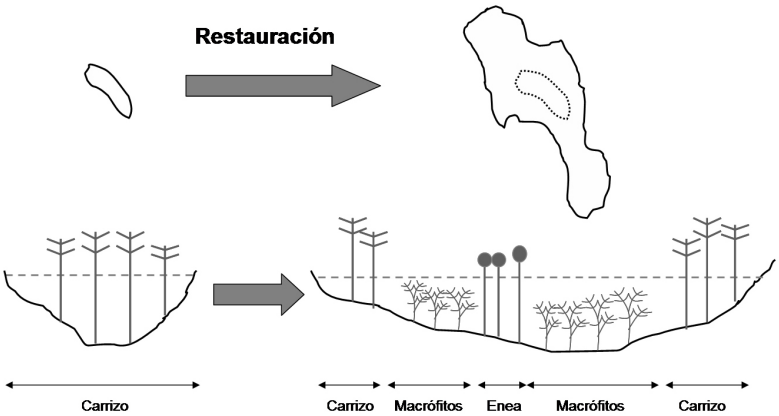


Figura 6. Esquema del proceso seguido para la ampliación de la mallada de la Mata del Fang.

Los muestreos a partir del año 2006 se realizaron con una periodicidad mensual. De entre las variables ambientales que se midieron *in situ* se tomaron la conductividad, concentración de oxígeno disuelto y profundidad. También se tomaron muestras de agua en los cuerpos de agua para posterior análisis en el laboratorio de amonio (medido por

colorimetría de muestras no filtradas) y clorofila a, siguiendo la metodología detallada en Jeffrey y Humphrey (1975).

Para las muestras de zooplancton tomadas en las malladas, se filtró un determinado volumen de agua (entre 10 y 20 L) de diferentes puntos de las charcas a través de filtros de 35 µm de tamaño de poro. Los organismos retenidos en estos filtros fueron fijados con formol al 4%, y fueron posteriormente identificados y contados en el laboratorio, usando un microscopio invertido.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el conjunto de 14 malladas estudiado durante el ciclo hidrológico 2007-2008, las variables ambientales muestran que existe una gran variabilidad entre algunas de ellas (Tabla 1). Los valores menores de profundidad correspondieron a las charcas temporales, mientras que las permanentes tuvieron los valores más altos. La conductividad tuvo valores generalmente bajos en todos los sistemas, aunque con un rango amplio, reflejando la influencia mayor o menor del mar en alguno de los sistemas (Antón-Pardo, 2011). La concentración de clorofila, indicadora de la biomasa de algas, tuvo valores medios bajos, señalando el bajo nivel trófico de los sistemas. Con estos valores bajos, probablemente la producción de oxígeno es debida a la presencia de abundante vegetación tanto sumergida como emergente (Antón-Pardo, observación personal). Sin embargo, la concentración de amonio presentó una mayor variabilidad. Estos resultados indican que la restauración de este área ha conseguido crear un conjunto de hábitats que recogen una gran variabilidad ambiental, lo que muy probablemente propiciará una gran biodiversidad en las comunidades acuáticas (Rodrigo *et al.*, 2003; Boix *et al.*, 2008).

Tabla 1. Valores medios (x), desviación típica (dt) y rango de algunas variables ambientales obtenidas en 14 de las malladas durante el ciclo hidrológico 2007-2008.

	TOTAL	
	X ± DT	RANGO
Profundidad (m)	0,5 ± 0,3	0,2 – 1
Conductividad (mS/cm)	2,8 ± 1,0	1,3 – 4,5
Oxígeno (mg/l)	9,1 ± 2,2	3,6 – 11,8
Amonio (mg/l)	0,04 ± 0,06	0 – 0,16
Clorofila a (µg/l)	0,5 ± 0,4	0 – 1,15

En el conjunto de malladas estudiado durante el ciclo 2006-2007, el éxito de colonización de las charcas por nuevas especies de zooplancton fue muy alto. Durante todo el periodo estudiado, en la charca permanente se registraron un total de 40 especies (el máximo de este conjunto), seguida de una de las malladas que tuvo un hidroperiodo más largo y se secó únicamente en verano (39 especies). En cambio, el mínimo de riqueza (19 especies) se registró en una mallada de hidroperiodo corto. La mayoría de las especies pertenecieron al grupo de los rotíferos, seguidos de los copépodos, y por último, los branquiópodos. Cuando comparamos el número de especies medio en los dos grupos de charcas (las que se restauraron en los años 90 y las que se restauraron en el 2000) se encontró un número menor en las charcas más nuevas (6,9 especies por muestreo frente a las 11,9 de las malladas más antiguas; Figura 7). Esto puede ser debido a un factor temporal, ya que las especies de zooplancton llegan a un nuevo hábitat mediante métodos de dispersión pasivos. En las charcas más nuevas, el número de especies alcanzado es aún menor que en el resto de charcas, donde ya ha pasado un tiempo suficiente (unos 10 años) para que un número considerable de organismos hayan llegado y colonizado estos nuevos hábi-

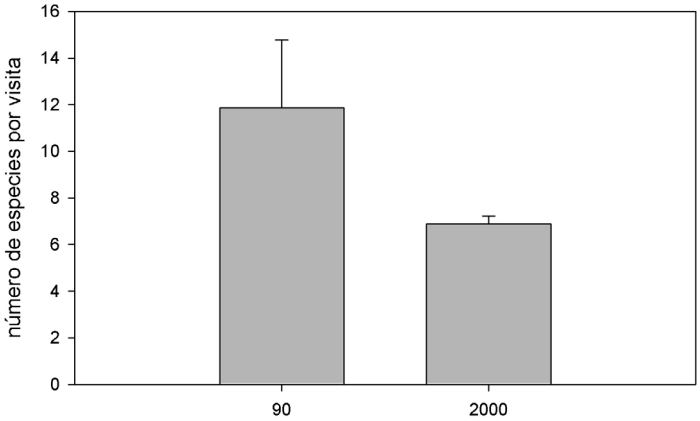


Figura 7. Valores medios de riqueza zooplanctónica y desviación típica en los dos grupos de malladas estudiados en el periodo 2006-2007: las antiguas (90) y las recientemente restauradas (2000).

tats. Por el contrario, Badosa *et al.* (2006) encontraron un menor número de especies de zooplancton en lagunas más viejas, aunque en su caso estaba relacionado con un mayor grado de confinamiento, y por tanto con una mayor acumulación de nutrientes y sales, lo que limita la presencia de numerosas especies (Boix *et al.*, 2008).

En cuanto a los resultados obtenidos en la mallada de la Mata del Fang, las variables ambientales muestran que no hubo cambios en la conductividad, pero tras la restauración, sí se constata un aumento de la concentración de oxígeno, y una disminución de la concentración de clorofila a (Tabla 2). Por ello, podemos decir que tras la ampliación de esta mallada, se produjo un aumento de la calidad de agua. Esto se ve apoyado por los resultados de la comunidad de zooplancton, ya que la densidad de organismos disminuyó tras la restauración, la riqueza media de especies aumentó de manera significativa en todos los grupos (Figura 8) y la composición de la comunidad cambió. Podemos decir que la ampliación de la charca conllevó un aumento importante en la diversidad de especies, incluso en el año inmediatamente posterior a la restauración (2004-2005), donde ya se observa un incremento significativo en el número de especies. Además del aumento en el número de especies, el cambio en la composición de la comunidad muestra también los

	N	CONDUCTIVIDAD (µS/cm)	OXÍGENO DISUELTO (mg/L)	CLOROFILA A (µg/L)
1987-1988	8	1613,0 ± 543	4,7 ± 2,6	27,69 ± 11,48
2004-2005	4	2053,5 ± 768,9	7,69 ± 2,2	(-)
2006-2007	9	1786,3 ± 144	8,8 ± 2,7	2,20 ± 1,99
2007-2008	8	1950,5 ± 288	12,0 ± 2,3	2,52 ± 2,9
2008-2009	8	1888,8 ± 298	9,9 ± 3,1	2,17 ± 2,75

Tabla 2. Valores medios de algunas variables ambientales en la mallada de la Mata del Fang, antes (1987-1988) y después de la restauración que tuvo lugar en 2003. (-): sin datos.

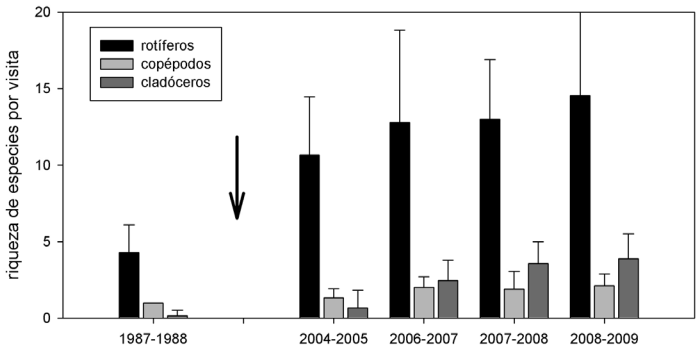


Figura 8. Riqueza de especies media (y desviación típica) de cada uno de los grupos de zooplancton en los diferentes periodos estudiados en la mallada de la Mata del Fang. La flecha indica el momento en que se restauró la mallada.

cambios en la calidad del agua. Previamente a la restauración, se encuentra una comunidad con bajo número de especies, pero con gran densidad, algunas de las cuales son típicas de sistemas con alta cantidad de nutrientes, como los estadios juveniles de copépodos o la especie de rotífero *Keratella tropica* (Koste, 1978; Dussart, 1969). También durante este periodo aparece una única especie de cladócero, *Daphnia magna* (una de las denominadas pulgas de agua), especie cosmopolita y tolerante a un amplio rango de condiciones ambientales (Alonso, 1996). Sin embargo, la ampliación de la charca permite la presencia de un mayor número de especies de cladóceros, generalmente más restrictivos en su tolerancia a condiciones ambientales adversas que los otros dos grupos (Boronat *et al*., 2001) y por tanto mejores bioindicadores. También cabe destacar la aparición de especies asociadas a la vegetación sumergida (géneros *Lecane, Simocephalus*, etc), en parte introducidas en el proceso de restauración. Estos macrófitos son normalmente indicadores de una buena calidad en el agua, además de crear una mayor disponibilidad de hábitat y de alimento para muchos de estos organismos (Crosetti y Margaritora, 1987). Junto con las nuevas especies procedentes de fuentes externas, es posible que una parte de las especies que aparecen tras la restauración estuviesen en forma latente en el sedimento de la charca, esperando condiciones idóneas para la colonización (Brady *et al*., 2002), o que estuviesen presentes en bajas densidades, difíciles de detectar en los muestreos, y que con el cambio de las condiciones ambientales, se hayan expandido y aumentado su abundancia (Keller y Yan, 1998).

En cualquiera de los dos casos (charcas creadas recientemente o charcas restauradas), los resultados están de acuerdo con otros estudios similares, en los que se produce una rápida colonización y un aumento de la diversidad en un corto periodo de tiempo en la restauración de sistemas acuáticos (Louette *et al*., 2009; Badosa *et al*., 2010; Ruhí *et al*., 2010). Como hemos comentado, la llegada de nuevas especies a estos ecosistemas se realiza mediante vectores de transporte (Figuerola y Green, 2002; Vanschoenwinkel *et al*., 2008a; Waterkeyn *et al*., 2010), que en esta zona son probablemente las aves, comunes en estas charcas, y los humanos o sus animales domésticos, ya que al encontrarse en una zona turística, este área está muy transitada. Por otro lado, en un estudio previo, se observó que la dispersión de estos organismos en esta zona no está limitada, y además, se corroboró la existencia de una gran diversidad regional (Antón-Pardo y Armengol, 2010; Antón-Pardo, 2011), lo que facilita la colonización de hábitats nuevos o restaurados.

Podemos concluir que a nivel general la restauración de esta zona ha conseguido crear un conjunto de charcas que comprenden un amplio rango de condiciones ambientales, sobretodo en cuanto a hidroperiodo o conductividad, lo que facilita la presencia de una gran diversidad en las especies que los habitan. Por un lado, la ampliación de una de las charcas supuso una mejora de la calidad del agua, lo que favoreció la llegada de nuevas especies, o la expansión de especies ya presentes, que se benefician de las nuevas condiciones ambientales en la mallada. Por otro lado, en este estudio se pone de manifiesto que los hábitats de nueva creación son rápidamente colonizados por el zooplancton. Para ello es importante que exista una gran diversidad regional, fomentada por la heterogeneidad de hábitats en la zona.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

– ALONSO, M., 1996. *Fauna Ibérica*. Vol 7. Crustacea. Branquiopoda. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 486 pp.

– ANTÓN-PARDO, M., ARMENGOL, X., 2010. Zooplankton community from restored peridunal ponds in the Mediterranean region (L'Albufera Natural Park, Valencia, Spain). *Limnetica*, 29(1): 133:144.

– ANTÓN-PARDO, M., 2011. Influencia de factores bióticos y abióticos sobre el zooplancton de dos zonas litorales sometidas a importantes efectos antrópicos. Tesis doctoral, Universitat de València. 292 pp.

– BADOSA, A., FRISCH, D., ARECHEDERRA, A., SERRANO, L., GREEN, A. J., 2010. Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Doñana National Park (SW Spain). *Hydrobiologia*, 654: 67:82.

– BLONDEL, J., ARONSON, J., 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean Region. New York, Oxford University Press. 328 pp.

– BOIX, D., GASCÓN, S., SALA, J., BADOSA, A., BRUCET, S., LÓPEZ-FLORES, R., MARTINOY, M., GIFRE, J., QUINTANA, X. D., 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans ad aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia*, 597: 53:69.

– BRADY, V. J., CARDINALE, B. J., GATHMAN, J. P., BURTON, T. M., 2002. Does facilitation of faunal recruitment benefit ecosystem restoration? An experimental sudy of invertebrate assemblages in wetland mesocosms. *Restoration Ecology*, 10: 617:626.

– CROSETTI, D., MARGARITORA, F. G., 1987. Distribution and life cycles of cladocerans in temporary pools from Central Italy. *Freshwater Biology*, 18: 165:175.

– DUSSART, B., 1969. Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II: Cyclopoïdes et Biologie. Paris: N. Boubee & Cie. Eds. 292 pp.

– FIGUEROLA, J., GREEN A. J., 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47: 483:494.

– FRISCH, D., THRELKELD, S. T., 2005. Flood mediated dispersal versus hatching: early recolonisation strategies of copepods in floodplain ponds. *Freshwater Biology*, 50: 323:330.

– HOBBS, R. J., HARRIS, J. A., 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9: 239:246.

– JEFFREY, E., HUMPHREY, G. F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemical Physiology Pflanzen*, 167: 91:194.

– KELLER, W., YAN, N. D., 1998. Biological recovery from lake acidification: zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Restoration Ecology*, 6: 364:375.

– KOSTE, W., 1978. Rotatoria. Die rädertiere Mitteleuropas. Monogonta. Berlin: Gerbrüder Bortraeger. 234 pp.

– LOUETTE, G., DECKLERCK, S., VANDEKERKHOVE, J., DE MEESTER, L., 2009. Evaluation of restoration measures in a shallow lake through a comparison of present day zooplankton communities with historical samples. *Restoration Ecology*, 17: 629:640.

– MARKLUND, O., SANDSTEN, H., HANSSON, L. A., BLINDOW, I., 2002. Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 47: 2049:2059.

– MITSCH, W. J., GOSSELINK, J. G., 1993. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold. 722 pp.

– MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. B., KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots for consevation priorities. *Nature*, 403: 853:858.

– PEARCE, F., CRIVELLI, A. J., 1994. Characteristics of Mediterranean wetlands. France: Tour du Valat. 90 pp.

– REGAN, H. M., LUPIA, R., DRINNAN, A. N., BURGMAN, M. A., 2001. The currency and tempo of extinction. *The American Naturalist*, 157: 1:10.

– RODRIGO, M. A., ROJO, C., ARMENGOL, X., 2003. Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain). *Hydrobiologia*, 506/509: 317:326.

– RUHÍ, A., BOIX, D., SALA, J., GASCÓN, S., QUINTANA, X. D., 2010. Llacunes de nova creació. Oasisd'optimisme enmig de la degradació. *Mètode*, 66: 24:29.

– RUIZ-JAEN, M. C., AIDE, T. M., 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13: 569:577.

– SÁNCHEZ, M. I., GREEN, A. J., DOLZ, J. C., 2000. The diets of the white-headed duck Oxyura leucocephala, ruddy duck O. jamaicensis and their hybrids from Spain. *Bird Study*, 47: 275:284.

– SORIA GARCÍA, J. M., 1988. Estudio limnológico de las malladas de la Devesa de la Albufera. Informe técnico. Valencia: Ayuntamiento de Valencia, Oficina Técnica Devesa y Albufera.

– VANSCHOENWINKEL, B., WATERKEYN, A., VANDECAETSBEEK, T., PINEAU, O., GRILLAS, P., BRENDOCK, L., 2008a. Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (Sus scrofa) in Mediterranean wetlands. *Freshwater Biology*, 53: 2264:2273.

– VANSCHOENWINKEL, B., GIELEN, S., SEAMAN, M., BRENDONCK, L., 2008b. Anyway the wind blows – frequent wind dispersal drives species sorting in ephemeral aquatic communities. *Oikos*, 117: 125:134.

– WATERKEYN, A., VANSCHOENWINKEL, B., ELSEN, S., ANTON-PARDO, M., GRILLAS, P., BRENDONCK, L., 2010b. Unintentional human-mediated dispersal of aquatic invertebrates via foot wear and motor vehicles in a Mediterranean wetland area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20: 580:587.

– WILLIAMS, D. D., 2006. The biology of temporary waters. New York: Oxford University Press. 337 pp.

Artículos

Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán).

Enrique Pardo, Ricardo Aguilar, Silvia García, Ana de la Torriente y Jorge Ubero.

Oceana. C/Leganitos, 47 28013 –Madrid-.

europe@oceana.org

RESUMEN.

La presencia de arrecifes de corales de agua fría, principalmente Lophelia pertusa y Madrepora oculata en el Mar Mediterráneo en general y en el Mar de Alborán en particular es conocida, sin embargo, los estudios sobre estos hábitats son escasos y su distribución es incompleta.

Oceana ha muestreado el mar de Alborán desde 2005 con la ayuda un Vehículo de Observación Remota (ROV) documentando la presencia de arrecifes de coral de estas especies. Como resultado se han documentado algunas colonias conocidas, principalmente por estudios geológicos, pero también se han filmado nuevos arrecifes como el de Cabliers.

Parte de estos arrecifes están muertos y sobre ellos se desarrollan colonias vivas de estas especies, en ocasiones de hasta 1m de altura, los datos publicados pretenden contribuir al conocimiento de estas especies, su distribución y los habitas que generan, para favorecer de este modo su gestión y conservación.

Palabras clave: corales, Alborán, *Lophelia* sp., *Madrepora* sp., ROV.

INTRODUCCIÓN.

La presencia de corales blancos de aguas profundas y frías es conocida en el Mediterráneo desde hace más de 150 años (Seguenza, 1864), sin embargo, apenas se conoce cuál es su distribución y situación actual (McCulloch *et al.*, 2010). La mayoría de estudios y muestreos realizados en este mar se han centrado sobre antiguos arrecifes subfósiles de entre 8500 y 39000 años (obtenido por el método U/Th, para datación de la edad de los corales) de antigüedad (Schröder-Ritzrau *et al.*, 2005). Si bien, el concepto de arrecife está actualmente en discusión y definición, nos referiremos a ellos como conjuntos de colonias de diferentes dimensiones.

Durante las últimas décadas se ha podido documentar la existencia de arrecifes y colonias vivas en diversos puntos del Mediterráneo (Freiwald *et al.*, 2009) como Santa María di Leuca en el mar Jónico (Tursi *et al.*, 2004; Taviani *et al.*, 2005) o el cañón de Creus (Orejas *et al.*, 2009), al Sur del golfo de León. Otros hallazgos también han sido anunciados en el Mar Adriático, los cañones del Mar de Liguria, Mar Tirreno o el Mar Egeo.

Las especies mejor documentadas han sido *Lophelia pertusa* y *Madrepora ocualata*, ambas con amplias extensiones de corales muertos y sobre ellas, en algunos casos, salpicadas por colonias vivas, normalmente de escasa magnitud. Las principales colonias localizadas en

la cuenca mediterránea de ambas especies se indican a continuación, observándose una distribución extensa pese a los escasos registros publicados (Zibrowius, 2003).

Según Zibrowius (1980; 2003) y Taviani *et al.* (2005), en la distribución de *Madrepora oculata* (Linnaeus, 1758) hay varias citas registradas con el uso de draga, por ejemplo el estrecho de Gibraltar, en el mar de Alborán, Banyuls, Marsella, banco de Magaud (Este de la isla de Hyères), golfo de Génova, Capraia (mar de Liguria), Córcega, golfo de León, Asinara (NW Cerdeña), Norte y Estrecho de Sicilia, Pantellería y Linosa (cerca Malta), al Sur del cabo de Santa María di Leuca, la depresión de Jabuka (Adriático central), isla de Thassos (NE mar Egeo), bancos de Sentinelle y Resgui (Norte Tunez) y en el área cercana a Kastellorizon.

Estos autores, entre otros, recogen igualmente la distribución de *Lophelia pertusa* (Linnaeus, 1758), citando localizaciones de colonias en el mar de Alborán, área del estrecho de Gibraltar, Banyuls, Marsella, golfo de Génova, mar de Liguria, Capraia, Oeste de Corcega, golfo de León, Asinara (NW Cerdeña), área de Nápoles, montañas submarinas al Sur del mar Tirreno, islas Egadi (W Sicila), estrecho de Sicilia, Pantellería, Sur del cabo de Santa María di Leuca, Jabuka y Pelagruza (Adriático central), bancos de Sentinelle y Resgui (N Tunisia) e isla de Thassos (NE mar Egeo).

Los muestreos en el mar de Alborán se han realizado sobre zonas potenciales para la presencia de estas especies, como son las montañas submarinas y márgenes de cañones, atendiendo también a la existencia de algunos trabajos previos que han encontrado corales de profundidad en Al Mansor y el Norte de la montaña submarina de Catifas (Schröder-Ritzrau *et al.*, 2005). En algunos casos, se pudo documentar la presencia del coral solitario *Desmophyllum dianthus* creciendo entre estos arrecifes.

Las zonas elegidas han sido las elevaciones submarinas de la cuenca de Alborán: *Seco de los Olivos*, el Algarrobo -monte submarino que forma parte del banco de Djibuti-, el banco de Cabliers -tanto su elevación Este (Cabliers) como Oeste (Catifas), el banco del Sabinar, así como el cañón de Guadalmina. En estas dos últimas localizaciones no se encontraron corales blancos formadores de arrecifes.

Aparte de estas elevaciones, existen otras zonas potenciales para corales de aguas frías de las que no existe ningún tipo de registro, como los montes submarinos de Tofiño, Xauen, banco de Porvençaux o El Mansor y Yusuf, pero donde sí se ha localizado especies como *Desmophyllum dianthusi* (Schröder-Ritzrau *et al.*, 2005).

El *Seco de los Olivos* es una formación geológica de origen volcánico compuesta por una elevación central o guyot que se distribuye desde los -700 m hasta los -76 m. Al Noreste y Oeste de ésta se encuentran otras elevaciones de menor tamaño y superficie y, tanto al Norte del seco y en la base de éste, aparecen varios montículos carbonatados de pequeño tamaño.

El *banco de Cabliers* es una formación geológica compuesta por dos elevaciones submarinas separadas unos 22-30 km. Catifas, al Oeste, tiene su cima a unos -350m y *Cabliers*, al Este, a unos -250m (Ballesteros *et al.*, 2008), llegando en algunas zonas a precipitarse a profundidades de más de -1.000 m en su flanco Norte. Los estudios geológicos le dan un origen volcánico (Duggen *et al.*, 2008), llegó a considerarse una caldera volcánica, de ahí la separación entre sus elevaciones y su orientación aproximada Norte-Sur (Ammar *et al.*, 2007).

El *banco de Djibuti* es una de las principales formaciones del mar de Alborán, junto con la cordillera submarina que da origen a la isla de Alborán. Se compone de varias elevaciones de las que el *Algarrobo* es la más somera, alcanza los -240 m, mientras que las profundidades circundantes son de -750/-800m.

El *banco del Sabinar* es una formación de origen volcánico compuesto por dos elevaciones situadas en el entorno del cañón de Almería. Ambas se distribuyen en fondos de unos -600/-700 m, alcanzando su cima los -280 m, con una orientación NNW-SSE (Lo Iacono *et al.*, 2008).

Mapa 1. Áreas muestreadas por Oceana.

Importancia.

Las especies de corales coloniales, formadoras de estructuras tridimensionales y, por tanto, generadoras de hábitats como *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata* (Murray, *et al.*, 2006) desarrollan un papel importante para otras especies (Costello *et al.*, 2005), facilita funciones como la alimentación, protección y reproducción, en áreas donde se haría difícil la supervivencia, funciones que pueden desempeñar aun estando muertos (Freiwald *et al.*, 2004).

Pese a la importancia y fragilidad de estas especies, no está recogida en suficientes legislaciones o convenios internacionales para asegurar su conservación en el Mediterráneo. La Directiva Hábitats, recoge estas formaciones dentro de la clasificación *1170 Arrecifes*, como uno de los hábitats prioritarios para Europa. Por otra parte, aunque no es de aplicación en el Mediterráneo, se incluye como hábitat prioritario en el convenio de OSPAR, donde subraya la importancia de estos arrecifes vivos o muertos.

MATERIAL Y MÉTODOS.

Las campañas de muestreo se han desarrollado entre 2005 y 2011, utilizando para ello un vehículo de observación remota (ROV) tipo *Phantom* hasta el 2008 y *Seaeye Falcon DR*, con cámara de alta resolución de 480 TVL y con Mininimun Scene Illumination 0,2 lux en adelante. También se realizan tomas de muestras sobre fondo blando con draga *Van Veen* y la extracción selectiva de muestras por medio del brazo articulado del robot submarino. Esta información era complementada con la recogida de datos de tempera-

tura, salinidad, profundidad y pH, con CTD *Valeport Midas con Multiparámetro*, que no serán objeto de esta publicación.

El uso del ROV permite la descripción de las comunidades bentónicas tal y como se desarrollan en los fondos, su visionado en directo facilita el estudio detallado de las zonas o especies de mayor interés. Además, gracias a las imágenes de alta definición, la identificación de especies a través de imágenes obtiene buenos resultados y permite cotejarlas con las muestras obtenidas.

Muestreos.

Para el desarrollo de los muestreos se sitúa la embarcación sobre el punto seleccionado y se sumerge el ROV, con el cual se realizan transectos exploratorios que pueden recorrer normalmente entre 500 y 1000 metros, a una velocidad de 0,2/0,3 nudos, permaneciendo a una altura de pocos centímetros sobre el fondo, permitiendo un pasillo de visión de aproximadamente 1,75 metros.

Al considerar que la mayoría de datos preexistentes de estas especies y los organismos asociados proceden principalmente del uso de dragas, las observaciones realizadas no solo muestran datos de la presencia o ausencia de las especies, sino también de su disposición en el fondo, relaciones y estructura, que pueden complementar la información previa.

» *Banco de Cabliers*. Se estudia durante la campaña de 2011 y se distingue entre las inmersiones de *Catifas* (elevación Oeste del banco) y *Cabliers* (elevación Este del banco). Para cada una de las elevaciones se llevan a cabo dos inmersiones, todas sobre un fondo entre los -250 y -500m, cada inmersión tiene una duración total de 3h, 1h53m en *Catifas* y 3h50min, 4h10min para *Cabliers*, que se correspondería con una superficie total aproximada de 57.450 m^2.

» *El Algarrobo/Avempaece* (*Banco de Djibuti*). Esta elevación submarina ha sido muestreada también durante la campaña 2011 del Oceana Ranger, mediante una inmersión de 3h20min que se corresponde a una superficie aproximada de 19.546 m^2.

» *Seco de los Olivos/Chella Bank.* El área de la que mayor información se dispone, ya que se ha muestreado durante las campañas de 2006, 2007, 2010 y 2011, los dos últimos años dentro del proyecto Indemares, con muestreos de 15 días por año. Como resultado se han realizado unas 76 inmersiones, cubriendo una superficie aproximada de 312.670 m^2. La abundante información recopilada ha permitido la creación de un mapa bentónico con la descripción de hábitats, entre los que se encuentran las zonas de arrecifes formados por corales de agua fría.

» *Banco El Sabinar/Avenzoar*. Conjunto de elevaciones submarinas situadas en la margen Suroeste del cañón de Almería, con una cota mínima de -280m de profundidad (Lo Iacono *et al.*, 2008) y cuya ladera Sureste llega a confundirse con la pared del cañón. Los muestreos en esta zona se realizaron durante la campaña 2010 del Oceana Ranger, con dos transectos de 2h40min y 50min, respectivamente, cubriendo una superficie de 10.749 m^2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Las campaña y muestreos realizados concluyen con una ampliación de la información existente sobre la presencia, distribución y biocenosis de estas especies y se aportan nuevos datos sobre otras áreas donde no se conocía su existencia, como la elevación Este del *banco de Cabliers* o e*l Algarrobo* en el *banco de Djibuti*.

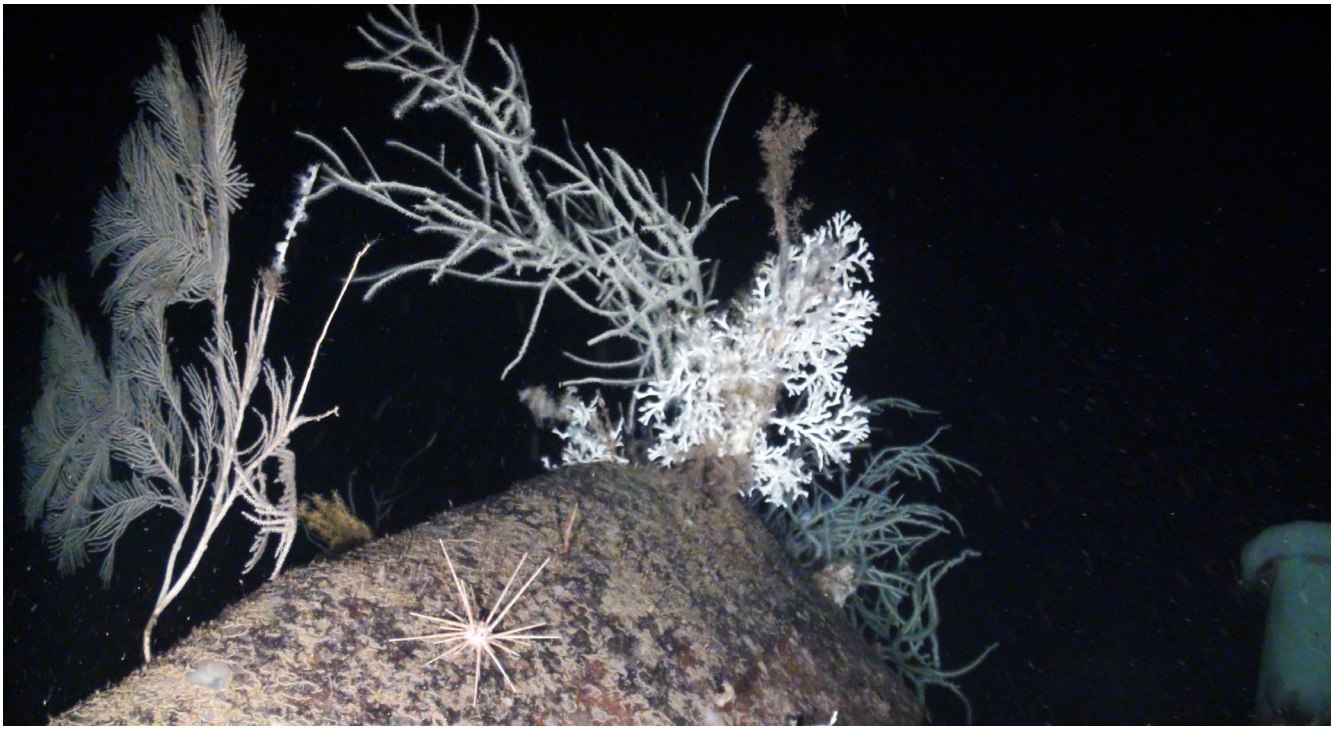
El Algarrobo/Avempace-Banco de Djibuti.

Durante la inmersión predomina un continuo de arrecifes de corales muertos en torno a los -340 m con pequeñas colonias vivas de *Lophelia pertusa* y de *Madrepora oculata*, observados principalmente sobre los -350/-360 m, con colonias aisladas sobre afloramientos rocosos que se alternan con zonas detríticas.

Entre las zonas de arrecifes, se desarrolla una importante fauna sésil, que cuenta con especies como la esponja hexactinélida Asconema setubalense y las gorgonias del género Acanthogorgia –éstas con gran abundancia-, así como demospongias (*Hymedesmia paupertas*), zoantarios (*Savalia savaglia*), antipatarios (*Antipathes dichotoma*), y otros antozoos como *Callogorgia verticillata* o *Dendrophyllia cornigera*.

A estos hábitats se le asocia la presencia de especies ícticas como el cabracho (*Scorpaena scrofa*) y la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), crustáceos como la langosta mora (*Palinurus mauritanicus*) y abundantes equinodermos como *Cidaris cidaris* y *Leptometra phalangium*. A mayor profundidad comienza a predominar un fondo detrítico salpicado por afloramientos rocosos, alrededor de los cuales se acumulan restos de corales muertos, que en la mayoría de los casos pueden ser considerados arrecifes. Aquí se fija una gran diversidad de poríferos, pequeños gorgonáceos, briozoos, hidrozoos, etc. Junto a éstos y sobre las rocas se han observado en algún caso colonias relevantes de *Lophelia pertusa*.

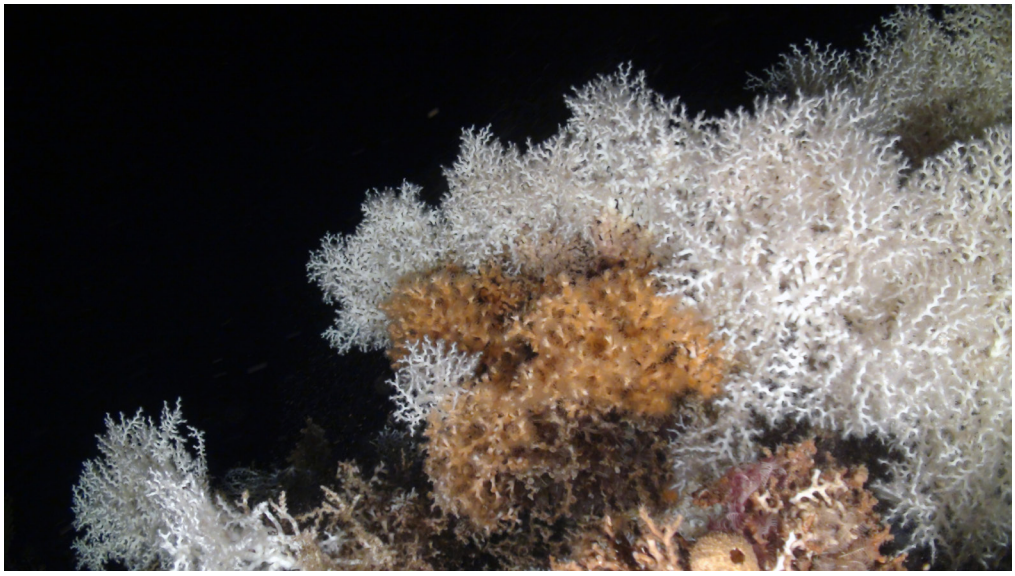
En los intersticios detríticos entre arrecifes pueden encontrarse otros antozoos, como *Kophobelemnon stelliferum*, *Isidella elongata* o *Funiculina quadrangularis*.



Roca con *Callogorgia sp., Antipathes dichotoma, Cidaris cidaris* y *Lophelia pertusa*.

Cabliers-Banco de Cabliers.

La primera inmersión en esta elevación se caracteriza por una ausencia de zonas arrecifales o presencia de corales de agua fría. Se trata de un fondo detrítico fangoso que cubre toda la zona muestreada, desde los -250 m a los -500 m aproximadamente. Aunque cabe destacar la presencia de invertebrados como la langosta mora (*Palinurus mauritanicus*), la



Arrecife de *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata*.

cigala (*Nephrops norvegicus*), el erizo *Cidaris cidaris*, campos de *Kophobelemnon stelliferum* o el gusano albañil (*Lanice conchilega*). Pero además, asociado a zonas de fango compactado, rocas fuertemente sedimentadas o pequeños afloramientos rocosos entre los -260 y -290 m, encontramos la esponja cristal (*Asconema setubalense*), acompañada de especies ícticas como la gallineta (*Helicolenus dactylopterus*), el cabracho (*Scorpaena* sp.) o los colas de rata (*Coelorinchus caelorhincus*).

La segunda inmersión, que se inicia sobre un fondo a -419 m, se caracteriza por la presencia de un fondo tapizado por arrecifes de coral muerto, tanto *Lophelia pertusa* como *Madrepora oculata* y probablemente otras especies; este fondo alterna zonas con grandes estructuras de coral muerto y otras áreas, generalmente de menor pendiente, con un mayor acumulo sedimentario, pero sin cesar la presencia de restos de arrecifes.

Durante el muestreo en torno a la cota de los -400 m predomina un fondo cubierto por una capa poco densa de corales muertos, sobre este sustrato, aparecen especies sésiles como las gorgonias *Acanthogorgia armata* y *A. hirsuta*, los corales negros *Antipathes dichotoma*, *Antipathes* sp. y *Parantipathes larix*, y alguna colonia aislada de *Dendrophyllia cornigera*. Cabe destacar la presencia dispersa de colonias de *Lophelia pertusa* poco desarrolladas, estimándose su tamaño en pocos centímetros. Los hábitats que conforman estas especies están acompañados por especies de peces como *Helicolenus dactylopterus, Coelorinchus caelorhincus, Dentex marocanus*, o el cefalópodo *Sepiola oweniana*.

El resto de la inmersión se lleva a cabo entre la cota de los -400 m y -300 m, donde empiezan a aparecer grandes acumulaciones de arrecife muerto, que alcanzan su mayor desarrollo principalmente entre los -350 m y los -315 m, creando estructuras estimadas en más de 1m de altura. Entre estas zonas de arrecifes continúan desarrollándose especies como las *Acanthogoria* spp*., Parantipathes* sp. y colonias desarrolladas de *D. cornigera*, pero también se hace relevante la presencia de la esponja cristal (*Asconema setubalense*), corales negros como *Leiopathes glaberrima* o *Antipathes dichotoma*; así como corales solitarios (*Desmophyllum dianthus*), una hexactinélida pedunculata, el coral bambú (*Isidella elongata*) o el octocoral *Anthomastus* sp. Especies como el erizo *Cidaris cidaris*, el crinoideo *Leptometra phalangium* o la gallineta (*Helicolenus dactylopterus*) se extienden también por esta zona, acompañados de otras como el besugo (*Pagellus bogaraveo*), el congrio (*Conger conger*) o los pulpos *Pteroctopus tetracirrhus* y *Eledone cirrhosa*.

Requiere especial atención la presencia y desarrollo de los corales de agua fría *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata* en esta zona, ya que durante toda la inmersión se han encontrado pequeñas colonias de estas especies entre los arrecifes muertos, pero a medida que estos iban siendo mayores, las colonias vivas también seguían esta tendencia, con un máximo de desarrollo sobre los -320 m, con colonias vivas de ambas especies próximas a 1 m de altura.

Catifas-Banco de Cabliers.

El tipo de fondo documentado en la primera inmersión de Catifas se caracteriza por la presencia de arrecifes de coral muerto, cuya abundancia y densidad parece estar condicionada por la pendiente del terreno, ya que la inmersión se desarrolla en una profundidad relativamente estable en torno a los 360 m y los 460 m.

La presencia de especies como *Acanthogorgia* sp., la esponja *Asconema setubalense* o el coral negro (*Parantipathes* sp.) están presentes durante toda la inmersión, junto a la gallienta (*Helicolenus dactylopterus*) y el erizo *Cidaris cidaris*. De forma más eventual aparecen especies ícticas como el pez reloj (*Hoplostetus mediterraneus*), el cabracho (*Scorpaena scrofa*), el olayo (*Galeus melastomus*), la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*) o un avistamiento de un lija (*Dalatias licha*). Además, se observa la presencia de especies sésiles como las gorgonias *Swiftia rosea* y *Eunicella verrucosa*, algunos corales solitarios (*Desmophyllum dianthus*), el coral árbol amarillo (*D. cornigera*) y el coral negro *Antipathes dichotoma*.

Olayo (*Galeus melastomus*).

Los arrecifes de coral muertos más grandes están en las zonas con menor pendiente, que suelen alternar áreas con acumulación sedimentaria. Es en estas zonas donde se localizan las colonias vivas mejor desarrolladas, tanto de *Lophelia pertusa*, como de *Madrepora oculata*, aunque no alcanzan los tamaños observados en la inmersión de *Cabliers*. Las zonas de pared o pendiente pronunciada están cubiertas por arrecifes muertos de menor tamaño, pero con mayor continuidad, aquí también se dan colonias vivas de ambas especies poco desarrolladas, al igual que a lo largo de toda la inmersión.

La segunda inmersión en *Catifas* se caracteriza por un fondo detrítico/detrítico-fangoso, que se ve interrumpido por zonas con acumulaciones de coral muerto, que llegan a formar arrecifes de importancia en algunas ocasiones. Sobre estas zonas arrecifales es común la presencia de colonias vivas de varios centímetros de *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata*, aunque ambas especies se han podido documentar también como colonias bien desarrolladas en los puntos de arrecifes más densos o de mayor tamaño.

Junto a estas colonias es habitual la esponja cristal (*Asconema setubalense*), la *Acanthogorgia* sp., el coral negro (*Parantipathes* sp.) o la gallienta (*Helicolenus dactylopterus*) principalmente, aunque también aparece otra especie de coral negro (*Antipathes dichotoma*), corales solitarios (*Demophyllum dianthus* y *Caryophyllia* sp.), la gorgonia *Callogorgia verticillata*, el coral árbol amarillo (*Dendrophyllia cornigera*), la esponja *Hynedesmia paupertas*, así como especies móviles como el besugo (*Pagellus bogaraveo*).

Para aquellas zonas con fondo predominantemente detrítico o detrítico-fangoso, las especies más habituales son los campos de gusano albañil (*Lanice conchilega*) o *Kophobelemnon stelliferum*, el erizo (*Cidaris cidaris*) también presente en zonas de arrecife, el ceriantario *Arachnanthus oligopodus* y una hexactinélida pedunculada bajo estudio, además de otras especies como el cabracho (*Scorpaena* sp.) o el olayo (*Galeus melastomus*).

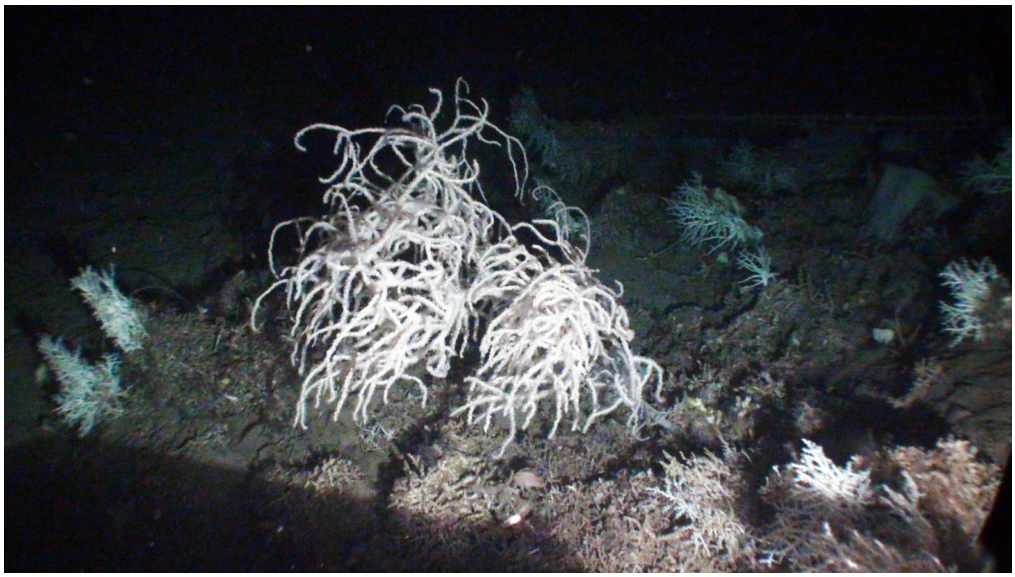
Seco de los Olivos/Chella Bank.

La amplia gama batimétrica de estas elevaciones permite el asentamiento de comunidades algales esciáfilas, como los fondos con concreciones coralígenas, pero es el las zonas batiales donde aparecen los corales blancos.

En los fondos blandos se localizan hábitats esenciales para distintas especies comerciales, incluyendo la existencia de "nurseries" de merluza (*Merluccius merluccius*), con la presencia de antozoos como *Isidella elongata*, *Funiculina quadrangularis* y *Kophobelemnon stelliferum*.

El coralígeno ocupa la parte superior del seco hasta aproximadamente -120 m, aunque su mayor densidad se concentra en las zonas más someras de menos de 100 metros de profundidad. Estos fondos son muy ricos en comunidades diversas de gorgonáceos, alcionáceos, hexacorales, hidrozoos, briozoos, ascidias, poliquetos, etc., permitiendo la existencia de una variada fauna de peces, crustáceos, equinodermos, moluscos, etc. Destacan en estas concreciones los extensos bosques de gorgonias, principalmente *Eunicella verrucosa* y *Paramuricea clavata*.

Las especies más comunes formadoras de estas concreciones dentro del grupo de algas rojas o rodolitos son de los géneros *Mesophyllum, Lithophyllum* y *Neogoniolithon*, con una alta presencia de *Peyssonneliáceas*.



Antipathes dichotoma sobre arrecife.

La presencia de corales de aguas frías (*Lophelia pertusa, Madrepora oculata, Desmophyllum dianthus*) se encuentra a partir de los -220 m.

Los corales blancos de aguas frías en realidad generan 3 hábitats diferentes claramente distinguibles: los arrecifes y colonias de corales vivos, los arrecifes de corales muertos, y las zonas cubiertas de restos de corales (rubbles), permitiendo la existencia y asentamiento de diferentes especies y biocenosis.

Es frecuente encontrar arrecifes y comunidades de corales blancos entre los -220 y -500 metros. La mayoría de los fondos de corales hallados son arrecifes muertos, algunos de ellos subfósiles, en los que aún pueden encontrarse algunas colonias vivas. No obstante, en algunas zonas del seco, en especial en su vertiente Oeste y Suroeste, y en las pequeñas elevaciones al Suroeste del seco, aún existen grandes colonias vivas, principalmente de *Madrepora oculata*, pero también *Lophelia pertusa* y, entre ellas, es frecuente ver ejemplares aislados o pequeños grupos de *Desmophyllum dianthus*. Las mayores densidades se han encontrado ente los -300 y -500 metros sobre paredes rocosas con gran pendiente.

Es común que estos arrecifes y colonias se mezclen con otras comunidades, como las de corales negros o las agregaciones de grandes esponjas hexactinélidas. También sobre las principales concentraciones de arrecifes muertos se encuentran algunas colonias, con mayor abundancia en las elevaciones al Este del guyot. Allí los arrecifes cubren grandes extensiones sobre las plataformas rocosas.

Los arrecifes muertos y subfósiles de corales (*Lophelia pertusa, Madrepora oculata*).

Como se ha indicado anteriormente, gran parte de los arrecifes de corales blancos del *Seco de los Olivos* están muertos. Son muy abundantes en las elevaciones alrededor del guyot, especialmente al Este-Noreste en alrededor de -300/-350 m, aunque también se han encontrado al Oeste y Sur del seco y hasta -650 m.

Es frecuente que en estos antiguos arrecifes se concentren una gran número de especies, destacando las altas concentraciones de equinodermos (i.e. *Ophiothrix* spp.).

Por su parte, los restos de corales "rubbles" (*Lophelia pertusa, Madrepora oculata, Dendrophyllia cornigera, Anomocora fecunda*) se hallan ampliamente distribuidos en toda la zona de estudio, ocupando algunas zonas rocosas, así como fondos fangoso aledaños a los lugares de rocas aflorantes, donde se van acumulando restos que caen por las laderas del guyot y las otras elevaciones. También se encontraron en los montículos carbonatados del Este y Sur.

Estos restos biogénicos permiten el asentamiento de una riquísima biodiversidad de especies sésiles, como esponjas, gorgonias, corales, briozoos, hidrozoos, etc., y muestran una alta presencia de crustáceos (i.e. *Munida* spp.) y peces (i.e. *Pagellus bogaraveo*).

Los más extensos son los generados por Madrepora oculata y Lophelia pertusa en un amplio rango batimétrico ente los -300 y -700 m, pero sobre algunas rocas, especialmente en las elevaciones del Este, entre -200 y -400 m, estaban formados por restos de *Dendrophyllia cornigera* y *Anomocora fecunda*. Esta última especie es mencionada por primera vez para el Mediterráneo.

El Sabinar/Avenzoar y Cañón de Guadalmina.

Estas son otras áreas muestreadas en el mar de Alborán en las que no se han localizado arrecifes de coral. Para el caso del cañón, hablamos de un fondo sedimentario, con escasa presencia de organismos sésiles, se documentan individuos de pequeños elasmobranquios (*Scyliorhinus canicula, Galeus melastomus*), ofiuroideos y cangrejos ermitaños.

En el caso de El Sabinar, se trata de una elevación submarina en la que la zona rocosa se encuentra fuertemente sedimentada. Cuenta con amplias poblaciones de crinoideos (*Leptometra phalangium*) así com especies típicas de fondos blandos, como los camarones *Plesionika antigai, P. heterocarpus* y *P martia*, los antozoos *Cavernularia pusilla, Kophobelemnon stelliferum, Funiculina quadrangularis, Isidella elongata* o *Pennatula phosphorea*, los peces *Phycis blenoides* y *Synchiropus peatón*, o las holoturias *Parastichopus regalis* y *Mesothuria intestinalis.*

En las zonas donde aflora la roca si pueden encontrarse algunos restos de *Dendrophyllia cornigera*.

COORDENADA INICIO/FIN	ÁREA	ESPECIES	PROFUNDIDAD (M)	AÑO	COMENTARIOS
36 23 36 N -003 58 27 W / 36 23 50 N-003 58 9 W	El Algarrobo –banco de Djibuti-	*Lophelia pertusa / Madrepora oculata*	320-398	2011	Fondo de arrecife muerto con pequeñas colonias de coral con predominio de *L. pertusa.*
36 31 18N- 02 55 19W / 36 32 14N-02 54 32W	*Seco de los Olivos*	*Lophelia pertusa / Madrepora oculata*	243-486	2010/2011	Fondos de arrecife muerto y rocas batiales con colonias vivas, principalmente de *Madrepora* sp.
35 49 44N- 002 34 26 W / 35 50 5N- 002 34 22 W	Catifas I–Banco de Cabliers-	*Lophelia pertusa / Madrepora oculata*	363-470	2011	Fondo dominado por arrecife muerto con colonias vivas dispersas de ambas especies.
35 52 32N- 002 34 36 W / 35 52 31N- 002 34 28 W	Catifas II–Banco de Cabliers-	*Lophelia pertusa / Madrepora oculata*	377-408	2011	Fondo de arrecife muerto alternado con detrítico y colonias dispersas de ambas especies, algunas bien desarrolladas.
35 47 38N- 002 15 9 W / 35 47 43N- 002 15 16 W	Cabliers II–Banco de Cabliers-	*Lophelia pertusa / Madrepora oculata*	318-419	2011	Fondo de arrecife muerto con colonias vivas dispersas en distinto grado de desarrollo. Grandes colonias localizadas de 1 m de altura.
35° 53 N-02° 34 W	NW Cabliers Bank, Alboran Sea	*Lophelia pertusa*	501-744	2005	Schröder-Ritzrau *et al.*

Tabla 1. Coordenadas de arrecifes de *Lophelia* sp y *Madrepora* sp. en el mar de Alborán[1] (Datum wgs84).

(1) Requieren mención las colonias de *Lophelia* sp. y *Madrepora* sp. del estrecho de Gibraltar, pese a no estar dentro del Mar de Alborán propiamente dicho (Álvarez-Pérez, G. *et al.*., 2005).

CONCLUSIONES.

Los datos generados durante los muestreos entrañan un valor en sí mismo por el aporte de información nueva, al igual que ayudan a completar información preexistente sobre algunas áreas.

Los muestreos se han llevado a cabo entre los -80 y -700 m, localizando las mayores colonias vivas en torno a los -300/-350 m, mientras que los restos de arrecifes muertos han estado presentes en todo el rango de profundidad, si consideramos todas las inmersiones realizadas. La asociación con otras especies es visible en el caso de la esponja cristal (*Asconema setubalense*) y las gorgonias amarillas (*Acanthogorgia* spp.), que aparecen prácticamente en todos los arrecifes localizados, en menor medida se documentan corales solitarios (*Desmophyllum* sp.) y corales árbol amarillo (*Dendrophyllia cornigera*), incluso corales negros (*Antipathes dichotoma, Leiopathes glaberrima, Parantipathes larix*). Respecto a las especies móviles, cabe mencionar por su abundancia los erizos (*Cidaris cidaris*), los crinoideos (*Leptometra phalangium*), la gallineta (*Helicolenus dactylopterus*), el cabracho (*Scorpaena scrofa*) o la bacaladilla (*Micromessitius poutassou*), pero también era frecuente la presencia de algunas especies de alto valor comercial como el besugo (*Pagellus bogaraveo*) y las langostas (*Palinurus* spp.)

La documentación de corales vivos sobre fondos de arrecifes subfósiles, así como las especies asociadas, demuestran la importancia de estos hábitats. Las colonias vivas están en diversos estadios de desarrollo, predominando las colonias poco desarrolladas, aproximadamente por debajo de los 10 cm, requiriéndose mayor estudio para determinar la evolución que están teniendo las poblaciones de estas especies en el mar de Alborán. Cabe destacar las grandes colonias de *Lophelia pertusa* y *Madrepora oculata* en la zona Sur de Cabliers, tanto por el tamaño de las colonias como por la superficie que ocupa, estimándose en, al menos, un arrecife de unas 10 ha.

Esta información contribuye a detectar áreas potenciales para el desarrollo de estos importantes hábitats y que aún no han sido estudiados. De esta forma, es posible que el propio mar de Alborán albergue agregaciones de estas especies en elevaciones submarinas como Tofiño, Xauen, Porovençal, cañones como el de Ceuta, etc, poco o nada estudiados desde el punto de vista de su fauna bentónica a profundidades batiales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– ÁLVAREZ-PÉREZ, G., P.BUSQUETS, B. DE MOL, N. G. SANDOVAL, M. CANALS AND J. L. CASAMOR, 2005. Deep-water coral occurrences in the Strait of Gibraltar. *Earth and Environmental Science*. Cold-Water Corals and Ecosystems Erlangen Earth Conference Series, 2005, II, 207-221, DOI: 10.1007/3-540-27673-4_10.

– AMMAR, A., A. MAUFFRET, C. GORINI AND H. JABOUR., 2007. The tectonic structure of the Alborán margin of Morocco. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 20(3-4).

– BALLESTEROS, M., J. RIVERA, A. MUÑOZ, A. MUÑOZ-MARTÍN, J. ACOSTA, A. CARBÓ AND E. UCHUP., 2008. Alboran Basin, southern Spain—Part II: Neogene tectonic implications for the orogenic float model. *Marine and Petroleum Geology* 25, 75–101.

– COSTELLO, M. J., M. MCCREA, A. FREIWALD, T. LUNDÄLV, L. JONSSON, B. J. BETT, T. C. E. VAN WEERING, H. DE HAAS, J. MURRAY ROBERTS AND D. ALLEN, 2005. Role of cold-water Lophelia pertusa coral reefs as fish habitat in NE Atl. Cold-Water Corals and Ecosystems. *Erlangen Earth Conference Series*, VI, 771-805, DOI: 10.1007 /3-540-27673-4_41.

– DUGGEN, S., K. HOERNLE, A. KLÜGEL, J. GELDMACHER, M. THIRLWALL, F. HAUFF, D. LOWRY AND N. OATES, 2008. Geochemical zonation of the Miocene Alborán Basin volcanism (westernmost Mediterranean): geodynamic implications. *Contrib Mineral Petrol* 156:577–593.

– FREIWALD, A., J. H. FOSSÅ, A. GREHAN, T. KOSLOW AND J. M. ROBERTS, 2004. Cold-water coral reef. Out of sight – no longer out of mind. UNEP Coral Reef Unit, World Conservation Monitoring Centre.

– FREIWALD, A., L. BEUCK, A. RÜGGEBERG, M. TAVIANI , D. HEBBELN AND THE R/V METEOR CRUISE M70-1 PARTICIPANTS, 2009. The White Coral Community in the Central Mediterranean Sea. *Oceanography* Vol.22, No.1.

– LO IACONO, C., E. GRÀCIA, S. DIEZ, G. BOZZANO, X. MORENO, J. DAÑOBEITIA AND B. ALONSO, 2008. Seafloor characterization and backscatter variability of the Almeria Margin (Alborán Sea, SW Med) based on high-resolution acoustic data. *Marine Geology* 250, 1–18.

– MCCULLOCH, M., M. MARCO TAVIANI, P. MONTAGNA, M. LÓPEZ CORREA, A. REMIA AND G. MORTIMER, 2010 Proliferation and demise of deep-sea corals in the Mediterranean during the Younger Dryas. Article in Press, *Earth and Planetary Science Letters*, Volume 298, Issues 1-2, 15 September 2010, Pages 143-152.

– *METEOR-Berichte 03-1Ostatlantik-Mittelmeer-Schwarzes Meer*. Part 1. Cruise No. M51, Leg 1, 12 September - 15 October 2001, Warnemünde-Malaga.

– MURRAY, R. J., A. J. WHEELER AND A. FREIWALD, 2006. Reefs of the Deep: The Biology and Geology of Cold-Water Coral Ecosystems. *Science* 312, 543. DOI: 10.1126/science. 1119861.

– OREJAS, C., A. GORI, C. LO IACONO, P. PUIG, J.M. GILI AND M. R. T. DALE, 2009. Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: spatial distribution, density and anthropogenic impact. *Marine Ecology Progress Series*, Mar Ecol Prog Ser. Vol. 397: 37–51. doi: 10.3354/ meps08314.

– SCHRÖDER-RITZRAU, A., A. FREIWALD AND A. MANGINI, 2005. U/Th-dating of deep-water corals from the eastern North Atlantic and the western Mediterranean Sea. *Erlangen Earth Conference Series*, II, 157-172, DOI: 10.1007/3-540-27673-4_8.

– SEGUENZA G., 1864. Disquisizioni paleontologiche intorno ai Corallarii fossili delle rocce terziarie del distretto di Messina. *Mem. Reale Accad. Sc. Torino*, Cl. Sc. fis. mat., S. II, T. XXI, pp. 399-560, 15 tav.

– TAVIANI, M., A. REMIA, C. CORSELLI, A. FREIWALD, E. MALINVERNO, F. MASTROTOTARO, A. SAVINI AND A. TURSI,2005. First geo-marine survey of living cold-water Lophelia reefs in the Ionian Sea (Mediterranean basin). *Facies* 50: 409–417. DOI 10.1007/s10347-004-0039-0.

– TAVIANI, M., A. FREIWALD AND H. ZIBROWIUS, 2005. Deep coral growth in the Mediterranean Sea: an overview. Cold-Water Corals and Ecosystems. *Erlangen Earth Conference Series*, II, 137-156, DOI: 10.1007/3-540-27673-4_7.

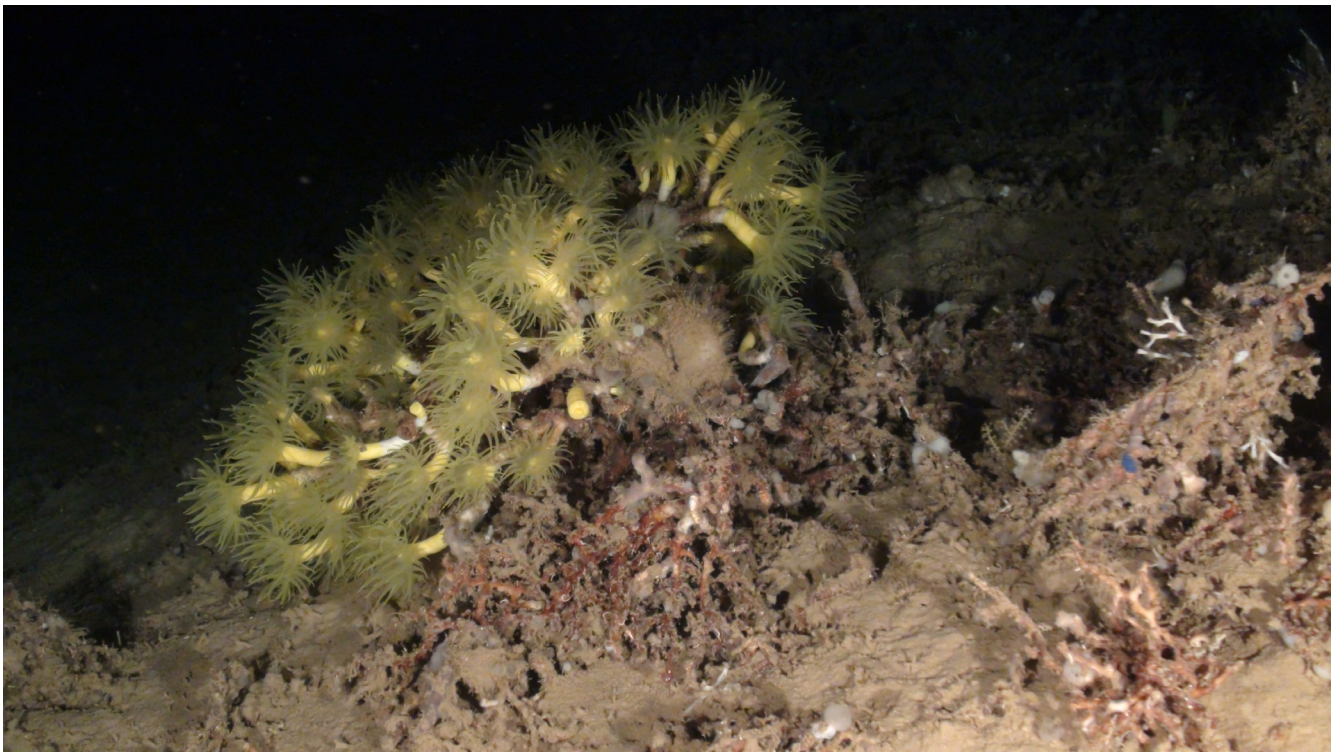
– TURSI, A., F. MASTROTOTARO, A. MATARRESE, P. MAIORANO AND G. D'ONGHIA, 2004. Biodiversity of the white coral reef in the Ionian sea (Central Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, Vol. 20 (Supplement 1), pp. S107–S116.

– ZIBROWIUS, H., 1980. Les scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. Mémoires de l'Institut océanographique, Monaco, 11. Musée océanographique de Monaco: Monaco. 3 volumes, including bibliography and taxonomic index pp.

– ZIBROWIUS, H., 2003. The "white coral community", canyon and seamount faunas of the deep Mediterranean Sea. RAC/SPA-Regional Activity Centre for Specially Protected Areas.

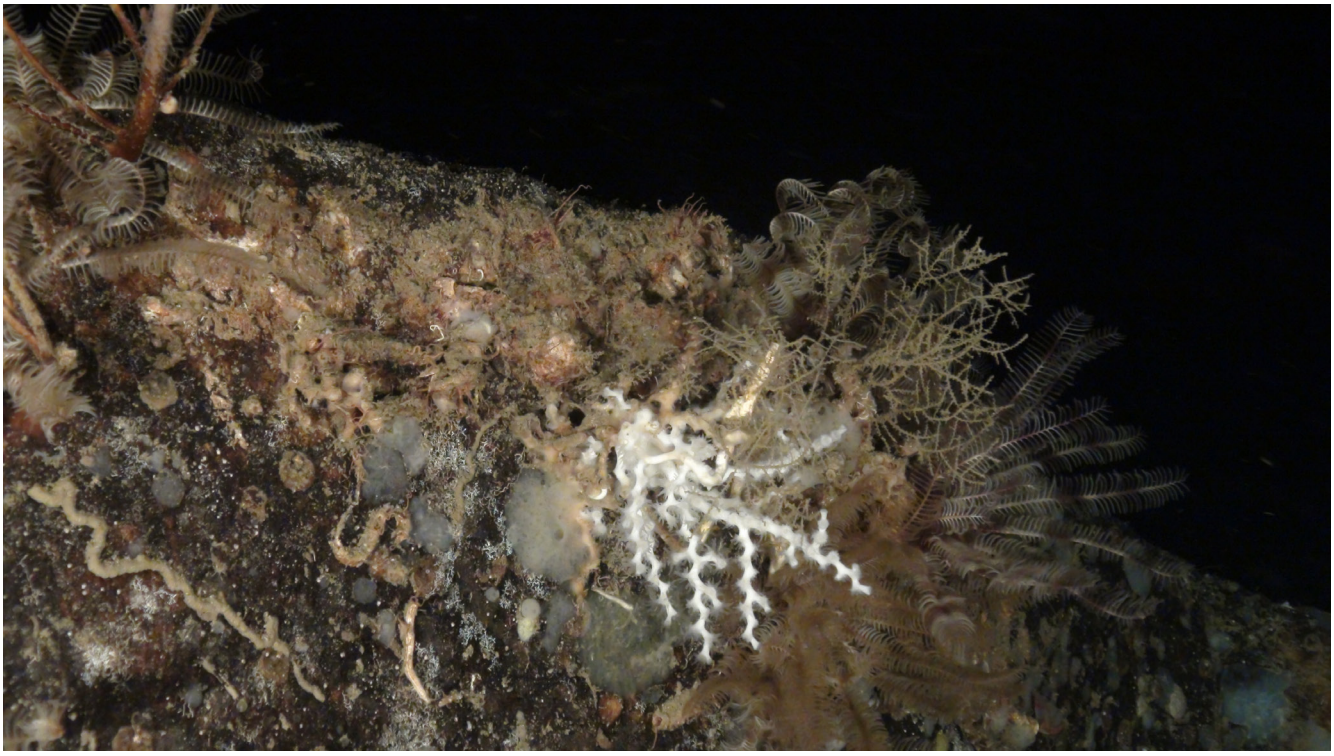
ANEXO: IMÁGENES DE ROV.

Parantipathes larix. Cabliers.

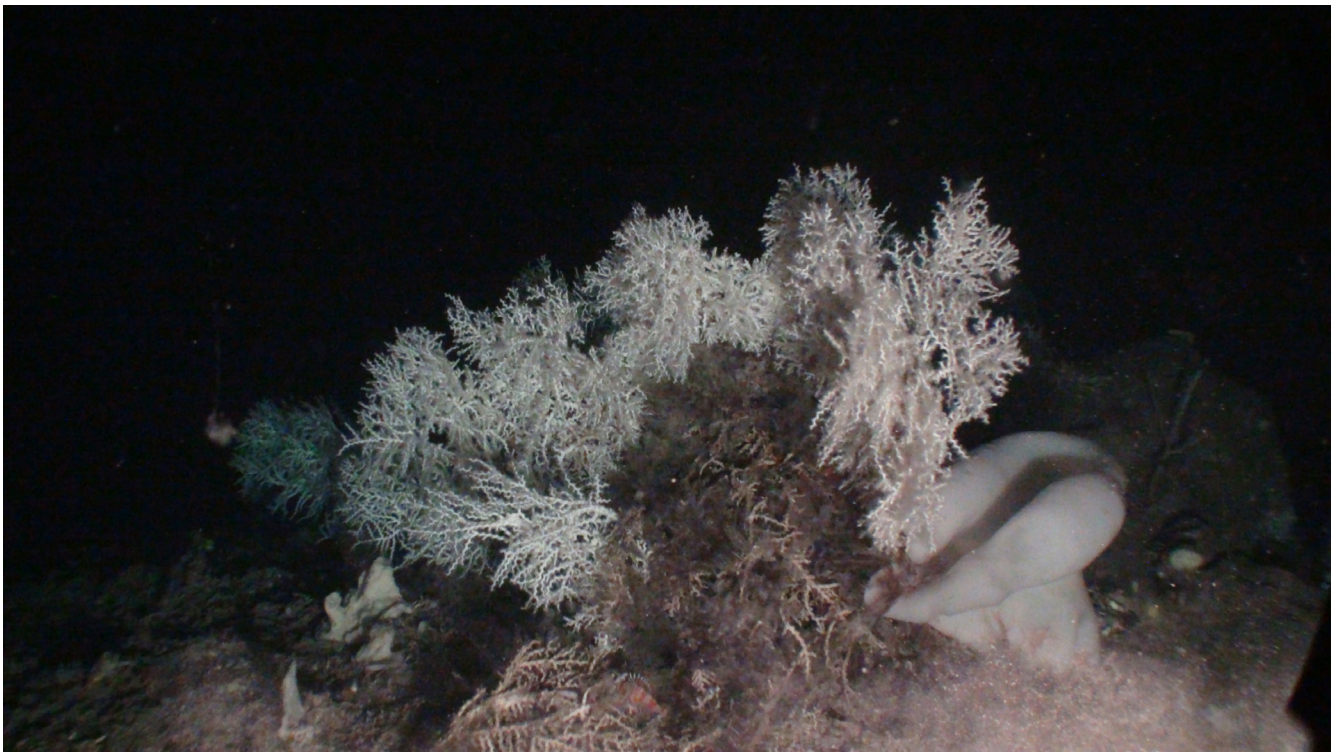


Colonia *Dendrophyllia cornigera*. Catifas.

Artículos



Roca con colonia de *Madrepora oculata*.



Arrecife de *Madrepora oculata*. *Seco de los Olivos*.

Artículos

Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica.

Alejandro Terrón-Sigler[1,2], Patricio Peñalver[1], Free Espinosa[2] y David León-Muez[1]

[1]Asociación Hombre y Territorio. C/ Castellar nº54-56. Local 2. CP. 41003. Sevilla, España.

contacto@hombreyterritorio.org

[2]Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.

RESUMEN.

En la actualidad, se han realizado muchos estudios acerca de metodologías a emplear para el trasplante de corales y otros organismos debido al deterioro o pérdida de éstos como consecuencia de la actividad humana. Sin embargo, estos estudios se han centrado en mares tropicales y subtropicales del planeta. Muy pocos estudios han sido realizados en el Mar Mediterráneo para testar la adherencia, supervivencia y crecimiento de corales u otros organismos vivos trasplantados, y menos aún cuando se tratan de organismos desprendidos del sustrato por causas antropogénicas y/o naturales. En el presente trabajo se prueban dos materiales de fijación para el trasplante de colonias de coral naranja (Astroides calycularis, Pallas 1766) en el sur de la Península Ibérica, especie endémica del litoral sur-occidental del Mediterráneo. Los datos han mostrado una eficiencia del 100% en adherencia, supervivencia y crecimiento en las colonias del coral estudiado, lo que demuestra que los fondos marinos degradados o deteriorados por diferentes causas pueden ser restaurados con una metodología adecuada.

Palabras clave: Trasplante de coral, *Astroides calycularis*, Restauración, Epoxy, Península Ibérica.

INTRODUCCIÓN.

En las dos últimas décadas se han descrito varios episodios de mortandades masivas de corales, esponjas y otros grupos de animales marinos en el Mediterráneo. Estos estudios atribuyen dicha pérdida de organismos a cambios bruscos en la temperatura media del mar (Pérez *et al.*, 2000), que puede afectar además a la capacidad de reproducción de las especies (Linares *et al.*, 2008).

Además de estos episodios, puntuales e impredecibles a corto plazo, existe una serie de actividades que pueden estar afectando de forma drástica a especies con límites de tolerancia térmica estrechos y/o sensibles a la interacción con ciertas actividades antropogéicas, entre las que se cuenta el auge de las actividades lúdicas asociadas al submarinismo (e. g.

Hawkins *et al.* 1998; Milazzo *et al.*, 2002; Leujak y Ordmond, 2008, Tilot *et al.*, 2008). Esta pérdida es de mayor índole cuando se trata de especies clave para los ecosistemas, endémicas y de estrecha distribución biogeográfica (Terrón-Sigler *et al.*, 2008).

El coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766) es una especie endémica del litoral suroccidental del Mediterráneo que se distribuye sobre fondos rocosos entre el nivel cero de marea y los 30 metros de profundidad y habita, principalmente, lugares umbríos, en extraplomos o entradas de cuevas submarinas (López-González, 1993; Zibrowius, 1993). Además, se trata de una especie que requiere de aguas bien oxigenadas y transparentes para su pervivencia, crecimiento y reproducción.

A. calycularis presenta un estrecho rango de distribución geográfica. En el mar Mediterráneo se encuentra presente en Italia, desde el Estrecho de Sicilia al Mar de Mesina y Golfo de Nápoles; en la Península Ibérica se distribuye desde Rota (Cádiz) (Oceana, *com. pers.*), Estrecho de Gibraltar, hasta el Cabo de Palos (Murcia). Además se encuentra en la Isla de Malta, Túnez, Argelia, Marruecos; Ceuta y Melilla (España) y Cabo Espartel (Marruecos), esta última localidad en el Atlántico (Zibrowius, 1980; 1983; 1993). Ocaña *et al.* (2000), han citado la especie en el sur de la Península Ibérica, en las provincias de Málaga y Granada (Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo). Sin embargo, los datos son aún fragmentarios y se deben realizar nuevos estudios sobre su distribución y abundancia, especialmente a escalas geográficas amplias.

Su característica coloración anaranjada hace que los fondos donde se encuentra sean muy vistosos y llamativos para los buceadores que ejercen su actividad en el litoral. Sin embargo, la gran afluencia de buceadores en determinadas zonas de fácil acceso, hace que exista pérdida de colonias de *A. calycularis* como consecuencia de los golpes que buceadores y demás usuarios del medio marino realizan con equipos autónomos, aletas y/o arpones de pesca (Terrón-Sigler *et al.*, 2008).

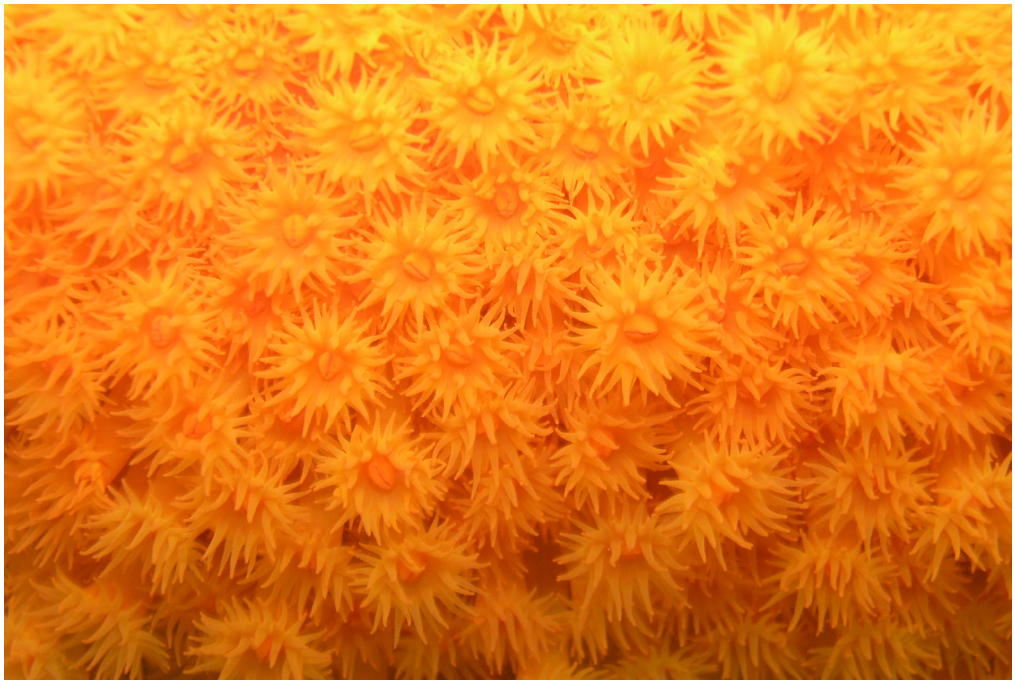
Las medidas para mitigar estas acciones negativas sobre las poblaciones de coral y otros invertebrados son diversas. La regulación de estas zonas sensibles y su catalogación como zonas de Reserva es una práctica extendida. En estas zonas se regulan los usos que se desarrollan en su interior, entre los que se encontraría el buceo deportivo (Lloret *et al.*, 2006; Hawkins *et al.*, 1998; Semeniuk *et al.*, 2009; Di Franco *et al.*, 2009) aunque a veces esto no parece ser suficiente (Coelho y Manfrino, 2007). La restauración o habilitación de zonas que han sufrido impactos severos es otra alternativa a implementar en estas u otras zonas protegidas.

Ante este panorama, donde por causas antropogénicas las poblaciones de corales corren un grave peligro, se han desarrollado diferentes metodologías de trasplante de corales con el objetivo de restaurar los ecosistemas coralígenos, las cuales han resultado exitosas (e. g. van Treeck y Schuhmacher, 1997; Soong y Chen, 2003; Okamoto *et al.*, 2008). Sin embargo, esta técnica está extendida en zonas tropicales pero ha sido escasamente testada en nuestras latitudes.

Debido a todas estas características el coral naranja (*A. calycularis*) es una especie prioritaria desde el punto de vista conservacionista y es por ello que el presente estudio tiene como objetivo establecer una metodología viable para restaurar hábitats rocosos degradados por acción de origen antrópico con *A. calycularis*.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El coral naranja (*A. calycularis*) constituye colonias con esqueleto de carbonato cálcico de aspectos variables, desde colonias masivas con pólipos muy compactados unos con otros, hasta colonias con pólipos separados y más diferenciados. En la Península Ibérica las colonias únicamente presentan formas masivas (fotos 1 y 2), los nuevos cálices provienen por gemación de los pólipos o pólipo inicial o formador de la colonia, y éstos se van alojando en la parte periférica de la colonia o entre los huecos que puedan existir entre los cálices preexistentes. Estos cálices suelen tener forma casi esférica o poligonales (Zibrowius, 1980).



Fotos 1 y 2.- Colonia de *Astroides calycularis* (Pallas 1766) con pólipos extendidos en el submareal de Marina del Este (Granada, España).

El área donde se ha desarrollado el estudio se encuentra situado en la zona de Marina del Este (Granada; Sur de España, figura 1), a una profundidad de ocho metros sobre un sustrato rocoso en extraplomo. Dicha playa es de fácil acceso para la actividad del buceo con equipo autónomo, así como para otras actividades como el buceo en apnea, la pesca deportiva y la pesca submarina.

Figura 1. Situación del área de Estudio, litoral de Granada, Sur de la Península Ibérica (36º43´13,6´´ y 003º43´43,74´´).

Para la realización del ensayo de trasplante de colonias, previamente se hizo una inmersión por la zona de mayor afluencia de submarinistas para la recolección de colonias desprendidas como consecuencia de la actividad del buceo o naturales. En total se recolectaron doce colonias o fragmentos de las mismas. Una vez recolectadas, se seleccionaron tres puntos de trasplantes en una zona umbría y vertical o en extraplomo, y apartada del área de actuación de los buceadores, pescadores y demás usuarios, para evitar interacción con las colonias trasplantadas. Zibrowius (1993), realizó una experiencia de trasplante con *A. calycularis* que resultó fallida debido al "vandalismo" de buceadores deportivos que "arrancaron" las colonias trasplantadas, motivo por el cual se escogió una zona receptora apartada.

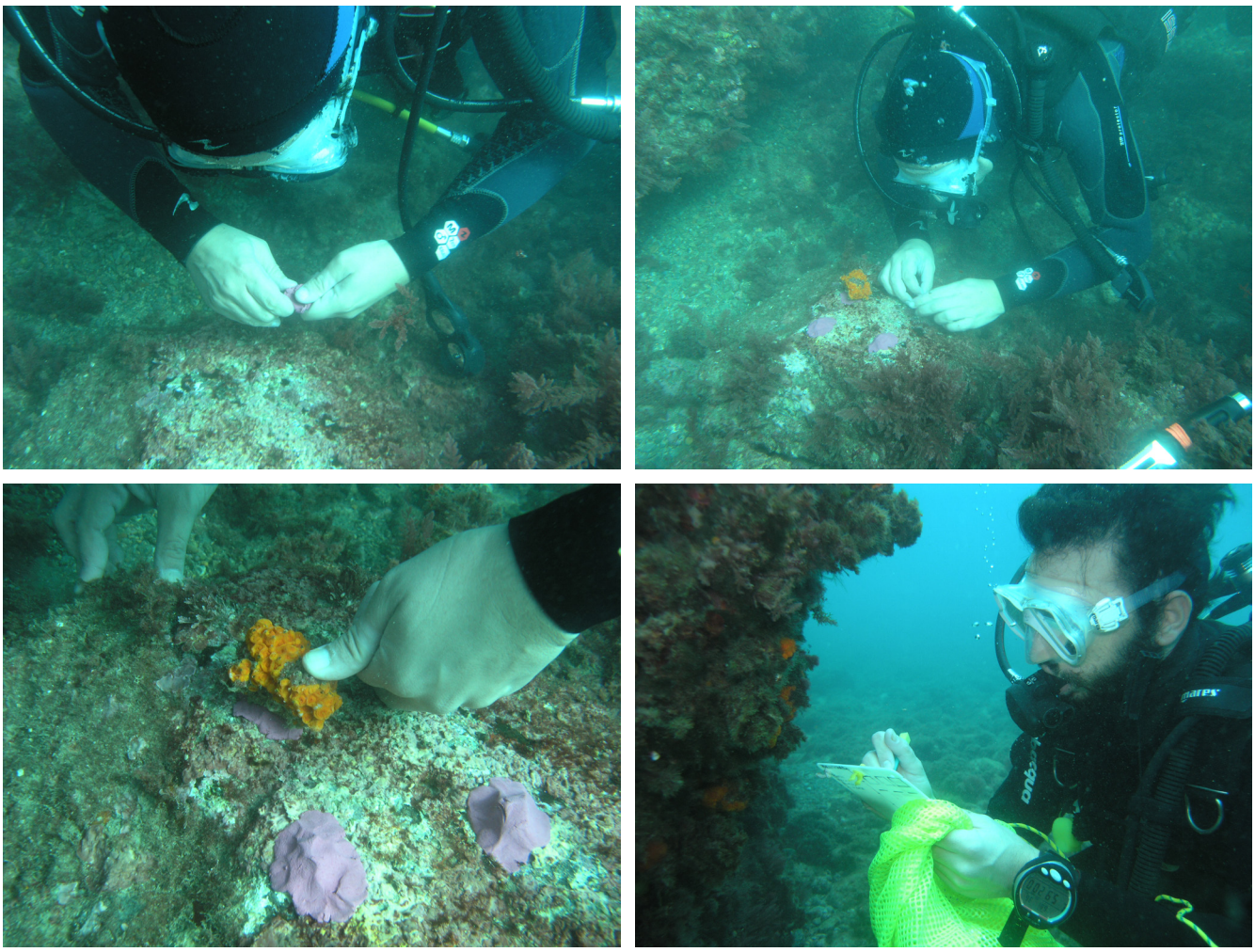
Las zonas de fijación fueron desprovistas de materia orgánica con la ayuda de un cepillo de púas metálicas. Tras acondicionar la zona de trasplante se prepararon las sustancias de fijación. Se escogieron dos tipos de material de fijación: uno compuesto por dos componentes separados de resina epoxy marina (SEM); y el otro material compuesto de dos componentes unidos de la misma resina (UEM).

Los materiales fueron amasados in situ hasta la homogeneización de los dos componentes de cada resina utilizada. Los componentes fueron entonces fijados al sustrato y luego las colonias se fijaron a los componentes por su base. Este es quizás el momento más delicado de la operación, ya que la manipulación de las colonias podía ejercer mucho estrés a las mismas. Del total de las doce colonias recolectadas se fijaron ocho con SEM y cuatro con UEM.

Una vez fijadas, las colonias eran fotografiadas y se elaboró el conteo de sus pólipos por dos muestreadores para tener dos réplicas de medida. Finalizada la experiencia de fijación se inició el seguimiento que consistió en nueve muestreos con carácter mensual (febrero-

octubre de 2010), repitiendo el fotografiado y conteo con réplica de los pólipos de las diferentes colonias para probar la efectividad del material de fijación, la supervivencia de las colonias y la reducción o aumento en el número de pólipos.

El proceso de fijación puede seguirse en la serie de fotografías 3-7.



Fotos 3-6. Secuencia de fijación y seguimiento de las colonias trasplantadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Efectividad del material de fijación.

Un mes después del trasplante de las doce colonias de coral naranja (*A. calycularis*), únicamente cuatro seguían fijadas al sustrato. Dichas colonias fueron las únicas que se fijaron con el material UEM, que resultó fraguar en las condiciones de temperatura y salinidad del ambiente donde se realizó el estudio. Las ocho colonias restantes no consiguieron quedar fijadas, seguramente como consecuencia de la mala adherencia del material (SEM).

En otros estudios similares realizados con especies de coral en el Océano Índico, las causas que llevaron al desprendimiento de las colonias fijadas fueron la acción del oleaje, las corrientes o en definitiva el elevado hidrodinamismo de la zona (Dizon *et al.*, 2008).

Sin embargo, estos mismos autores también probaron que la diferente composición en el material de fijación influye en la efectividad de la adherencia.

Tras nueve meses de seguimiento las colonias de *A. calycularis* han seguido fijadas al sustrato, por lo que se establece un 100% en la efectividad en la adherencia del material UEM, para la zona y la especie objeto de estudio.

Supervivencia de las colonias.

Las cuatro colonias que siguieron fijadas fueron denominadas A, B, C y D, y todas han tenido un 100% de supervivencia tras el trasplante nueve meses después. El buen aspecto de las colonias y la ausencia de pérdida de materia orgánica viva concuerdan con otros estudios de trasplante realizados con otras especies de coral en el medio marino (e.g. Thongtham y Chansang, 2008). Por tanto, se verifica la viabilidad de adherencia y supervivencia de colonias de *A. calycularis* desprendidas por acción antrópica o natural.

En un estudio realizado en el litoral de Ceuta (España), se utilizó otro tipo de material adhesivo que no resultó tener tanta efectividad, las colonias de coral tuvieron alrededor de un 50% de supervivencia (Ocaña *et al.*, 2009). Sin embargo, otros estudios realizados en aguas tropicales han obtenido resultados parecidos al presente estudio (van Treeck y Schuhmacher, 1997; Soong y Chen, 2003; Okamoto *et al.*, 2008).

Aumento en el número de pólipos.

En la tabla 1 se muestran los datos medios del conteo de pólipos para las colonias A, B, C y D. Como se puede observar los pólipos han aumentado en todas las colonias, sin embargo, este aumento no ha sido igual para todas.

SEGUIMIENTOS	COLONIAS			
	A	B	C	D
06_02_2010	13	20	23	18
13_03_2010	12	24	20	24
28_03_2010	13	36	26	31
02_05_2010	15	37	26	31
27_06_2010	14	33	28	28
24_07_2010	13	25	27	29
29_08_2010	14	35	30	39
26_09_2010	17	34	47	36
16_10_2010	18	41	37	42

Tabla 1.- Número de pólipos de las colonias A, B C y D trasplantadas con material UEM a lo largo del seguimiento realizado.

Las dos colonias que mayor incremento de pólipos han obtenido son B y D, con un 105% y 133,3% de pólipos más que cuando fueron trasplantadas. Tras estas dos, la colonia C, aumentó casi un 61% en número de efectivos y la colonia A experimentó un aumento en el número de pólipos de 13 a 18, lo que supone un 38,4%.

Al elaborar un análisis de regresión lineal para todas las colonias en función de los meses transcurridos tras el trasplante (Figura 2), se puede observar que todas las colonias presentaron una tendencia lineal positiva en cuanto a su dinámica. Por tanto, todas

incrementaron el número de pólipos a medida que transcurre el tiempo. No obstante, en algunas colonias este incremento fue más significativo, siendo mayor para la colonia D, seguida de C, A y, por último, B.

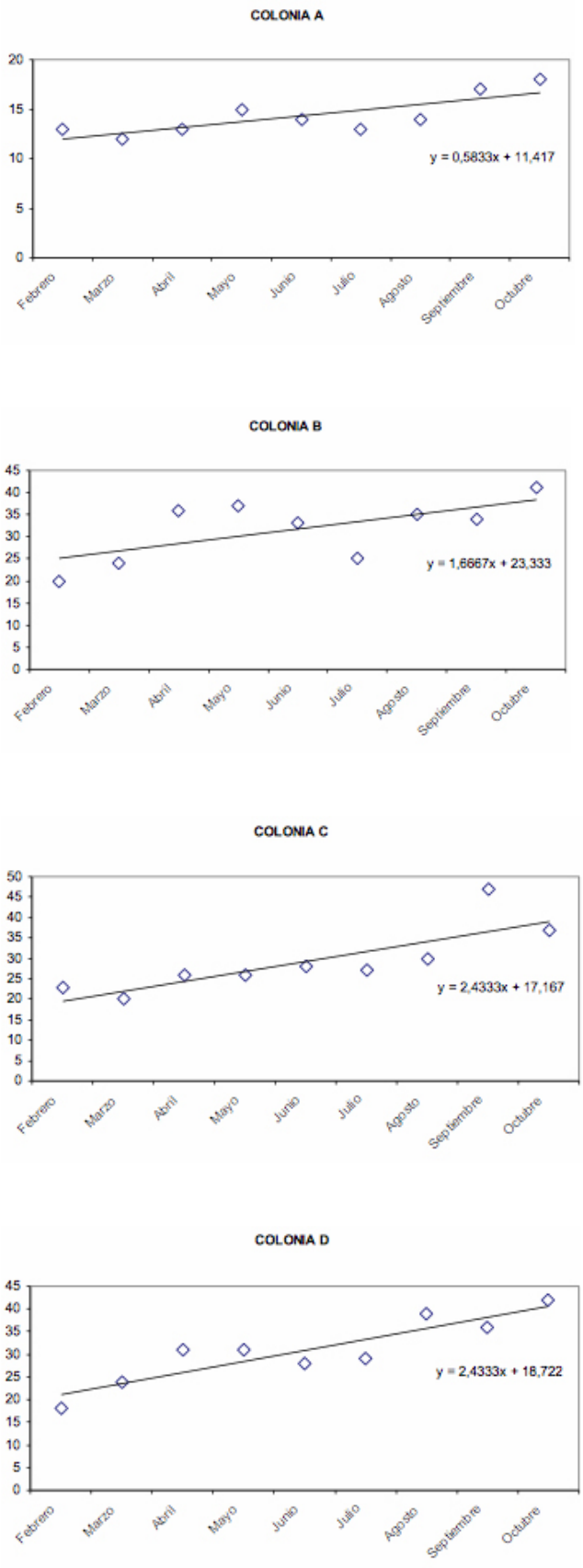


Figura 2.- Tendencia lineal del número de pólipos para cada colonia trasplantada de *Astroides calycularis* a lo largo del seguimiento mensual.

Las diferencias en el aumento de pólipos pueden ser debidas, entre otras causas, a la morfología, tamaño y/o sustrato extra de la colonia trasplantada. Las colonias A y C no tenían sustrato adicional (fotos 7- 10), presentaban los pólipos agregados y eran de menor tamaño que las colonias B y D, que sí presentaban dicho sustrato adicional y se caracterizaban por presentar pólipos separados. Ocaña *et al.* (2009), observaron que las colonias que presentaban superficie libre de pólipos eran colonizadas por otros organismos que ganaban por competencia al coral naranja (*A. calycularis*), sobre todo cuando se trataba de colonias expuestas a gran iluminación, donde las algas competían mejor. Sin embargo, en el presente estudio estas colonias con superficie libre de pólipos tuvieron un aumento más acentuado en el número de pólipos, posiblemente debido a que se encontraban sobre sustrato umbrío.

Foto 7.- Colonia A trasplantada con UMS.

Foto 8.- Colonia B trasplantada con UMS.

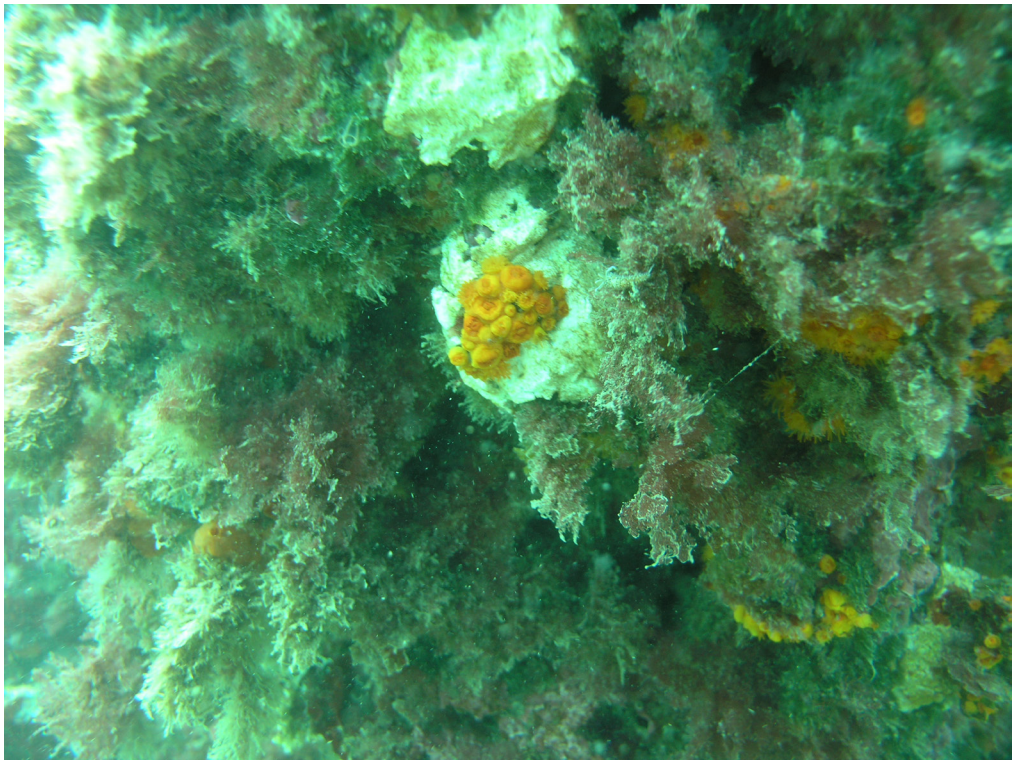


Foto 9.- Colonia C trasplantada con UMS.

Foto 10.- Colonia D trasplantada con UMS.

CONCLUSIONES.

Después de nueve meses de seguimiento tras la experiencia de trasplante de colonias desprendidas por acción natural o antrópica de *Astroides calycularis* se puede concluir que el material UEM presenta un 100% de efectividad en la adhesión de colonias con esqueleto de carbonato cálcico, no obteniendo ningún éxito el material SEM. Además, las colonias fijadas tuvieron un 100% de supervivencia y todas presentaron un aumento significativo en el número de pólipos. Por otro lado, las colonias que poseían sustrato libre o adicional obtuvieron un mayor crecimiento medido en número de pólipos.

AGRADECIMIENTOS.

Queremos agradecer el apoyo otorgado para la elaboración del presente estudio a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y al Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, en concreto a la Dirección General de Reservas Marinas del Estado Español. Además, es importante resaltar el apoyo y confianza de la organización del XVI Simposio Ibérico de Estudios en Biología Marina (XVI SIEBM) en nuestra organización. Agradecer también la disponibilidad del Centro de Investigación, Tecnología e Innovación de la Universidad de Sevilla (CITIUS) para cualquier aspecto relacionado con las investigaciones que realizamos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

– COELHO, V., R. & C. MANFRINO, 2007. Coral community decline at a remote Caribbean island: Marine no-take reserves are not enough. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 17: 666-685.

– DI FRANCO A., MARCHINI A., BAIATA P., MILAZZO M. Y R. CAMELLO, 2009. Developing a scuba trail vulnerability index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodivers. Conserv*, 18: 1201-1217.

– DIZON M. R., EDWARDS J. A. Y E. D. GÓMEZ, 2008. Comparison of three types of adhesives in attaching coral transplants to clam shell substrates. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 1140-1148.

– HAWKINS P. J., ROBERTS C. M., HOF V. T., MEYER K., TRATALOS J. Y C. ALDAM, 1998. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*. 13, nº4: 888-897.

– LEUJAK W. Y R., F., G., ORDMOND, 2008. Quantifying accetable levels of visitor use on Red Sea reef flats. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 18: 930-944.

– LINARES C., R., COMA Y M. ZABALA, 2008. Efects of a mass mortality event on gorgonian reproduction. *Coral Reef*, 27: 27-34.

– LLORET J., MARÍN A., MARÍN-GUIRADO L. Y CARREÑO M., F., 2006. An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 16: 579-591.

– LÓPEZ-GONZÁLEZ, P. J., 1993. Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, 568 pp.

– MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R. Y S. RIGGIO, 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: What lessons should be learnt in the Mediterranean Sea?. *Marine Ecology*, 23 Supp. 1: 280-290.

– OCAÑA O., RAMOS A. Y J. TEMPLADO, 2009. Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad. Ed. Fundación Museo del Mar de Ceuta, 254 pp.

– OCAÑA, A., L., SÁNCHEZ TOCINO Y P. J. LÓPEZ-GONZÁLEZ, 2000. Consideraciones faunísticas y biogeográficas de los antozoos (Cnidaria: Anthozoa) de la costa de Granada (Mar de Alborán). Vol. 11, 51-65.

– OKAMOTO M., NOJIMA S., FUJIWARA S. Y Y. FURUSHIMA, 2008. Development of ceramic settlement devices for coral ref. Restoration using in situ sexual reproduction of coral. *Fisheries science*, 74: 1245-1253.

– PEREZ, T., J. GARRABOU, S. SARTORETTO, J. HARMELIN, P. FRANCOUR, J. VACELET, 2000. Mortalité massive d´invertébrés marins : un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Life sciences* 323, pp. 853-865.

– SEMENIUK C., A., D., WOLFGANG H., DEARDMORE B., Y K., D., ROTHLEY, 2009. A multi-attribute trade-off approach for advancing the management of marine wildlife tourism: a quantitative assessment of heterogeneous visitor preferences. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 19: 194-208.

– SOONG K Y T. CHEN, 2003. Coral transplantation: Regeneration and growth of Acropora fragments in a nursery. *Restauration Ecology*, Vol. 1, nº 1: 62-71.

– TERRÓN-SIGLER A., MORENO-TEMPESTINI, L., JIMÉNEZ-MATÍNEZ, B. AGUILAR-DOMÍNGUEZ, M. D., GUTIÉRREZ-ALBA V. AND D. LEÓN-MUEZ, 2008. El coral naranja (*Astroides calycularis*); estudio, dinámica de población y medidas de gestión de un recurso natural endémico. XV SIEBM, Funchal, Madeira.

– THONGTHAM N. Y H. CHANSANG. – 2008. Transplantation of Porites lutea to rehabilitate degraded coral reef at Maiton Island, Phuket, Thailand. Proceeding of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July.

– TILOT V., LEUJAK W., ORMOND R. F. G., ASHWORTH J. A. Y A. MABROUK, 2008. Monitoring of south Sinai coral reef: influence of natural an anthropogenic fators. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 18: 1109-1126.

– VAN TREECK P. Y H. SCHUHMACHER, 1997. Initial survival of coral nubbins transplanted by a new coral transplantation technology – options for reef rehabilitation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 150: 287-292.

– ZIBROWIUS, H., 1980. Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l`Atlantique nord-orinetal. Memories del´Institut Océanographique, Monaco, 11: 198-201.

– ZIBROWIUS, H., 1983. Nouvelles données sur la distribution de quelques scléractiniaires méditerranéens à l´Est et à l´Ouest du détroit de Gibraltar. Rapprts et procès-verbaux des réunions- Commission internationale pour l´exploration scientifique de la Mer Méditerranée, 28, (3) : 307-309.

– ZIBROWIUS, H., 1993. The Southern *Astroides calycularis* in the Pleistocene of the Northern Mediterranean – An indicators of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). *Geobios*, 28: 9-16.

Proyectos de investigación-conservación

Algo que fascinó a Darwin: La evolución del polimorfismo floral en el género *Linum* (Linaceae).

José Ruiz-Martín

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.

joserm@us.es

RESUMEN.

El género Linum L. ha jugado un papel importante en la economía y desarrollo social desde hace miles de años. Además, ha sido históricamente importante para el estudio de la heterostilia, desde el punto de vista de la investigación evolutiva.

La heterostilia es un mecanismo que promueve la fecundación cruzada, al mismo tiempo que evita la interferencia entre órganos femeninos y masculinos de las flores. Sin embargo, sólo recientemente se ha empezado a usar este género para reconstruir las transiciones evolutivas que han conducido a la construcción de la heterostilia o a su pérdida. Ello pasa por disponer primero de una reconstrucción de la relaciones filogenéticas entre las especies.

En el artículo se muestra una revisión de las características fundamentales del género Linum, como representante de la heterostilia en el mediterráneo y del proyecto de investigación que está desarrollándose actualmente cuyo objetivo es dar un primer paso hacia un enfoque macro (a nivel de todo el género) y micro evolutivo (dentro de especies agregadas, muy próximas entre sí, sin determinación taxonómica clara) y esclarecer las relaciones filogenéticas del género Linum, para poder así estudiar cómo ha acontecido la aparición de la heterostilia, cuál fue el estado ancestral y cómo ha evolucionado el polimorfismo floral.

Palabras claves: heterostilia, filogeografía, *Linum*, mediterráneo.

INTRODUCCIÓN.

El género *Linum* L. ha jugado un papel importante en la economía y desarrollo social desde hace miles de años. Antiguas civilizaciones que datan del mesolítico (12.000-4000 años), ya se dieron cuenta del valor del lino como fuente de fibras usables, al parecer la especie que hoy conocemos como *Linum bienne* Mill. (Pengilly, 2003). Aunque las semillas de lino arqueológicamente más antiguas, encontradas en excavaciones en Siria, están datadas en alrededor de 9.000 años a.c. (Hillman, 1975). El lino fue la primera planta cultivada en el mundo para obtener fibras (Zohary y Hopf, 2000) y fue la materia prima de una de las primeras industrias, la textil (Judd, 1995). Las semillas del lino han sido usadas directamente como alimento desde que el hombre comenzó a perfeccionar las técnicas de cultivo. Las propiedades fijadoras del aceite que contienen sus semillas, o aceite de linaza, las hace muy útiles como aditivos de pinturas protectoras y barnices preservantes. Las propiedades anticorruptibles de este aceite ya eran reconocidas desde el antiguo Egipto, donde se usaba para embalsamar a sus antecesores ayudándose además de finas tiras de fibra de lino para su momificación (Vaisey-Genser y Morris, 2003). Pero

en el último siglo el cultivo del lino ha decrecido notablemente debido al uso extensivo del algodón y a la creación de nuevas fibras sintéticas.

Hoy en día las semillas de *Linum usitatissimum* L. son el producto que más usamos de todas las especies que pertenecen al género, como nos indica su propio nombre "usitatissimum". Son utilizadas actualmente como producto nutricional, en medicina, y como fuente de aceite de linaza, componente de pinturas, tintas, barnices y lubricantes.

Aunque el género debe mucho su fama a este miembro mejorado del que hemos hablado, encontramos aproximadamente 180 especies de *Linum* alrededor del mundo y aproximadamente 70, alrededor de la cuenca mediterránea.

Contiene especies tanto anuales o herbáceas, como arbustivas llegando a medir como máximo un metro y medio aproximadamente como ocurre con *Linum arboreum* L. de Turquía y Grecia.

Las podemos encontrar en diferentes hábitats, desde roca caliza a dunas arenosas. Las flores son pentámeras (cinco pétalos, cinco estambres, cinco estilos y cinco sépalos). Sus frutos son tipo capsula dehiscente y producen unas 10 semillas por capsula. La mayoría presenta hojas alternas.

Debido a la gran cantidad de colores (azul, amarillas, rojas, rosas, blancas, violetas) y a la brillantez que presentan sus atractivas flores, algunas de las representantes del género han sido usadas de forma ornamental en parques y jardines de todo el mundo, tales como *Linum grandiflorum* Desf. (endémico de Argelia) con sus grandes flores rojas, el azul *Linum perenne* L. (natural de centro Europa), y el amarillo *Linum flavum* L. (natural de la zona del este de la cuenca Mediterránea).

Otros representantes de la Península Ibérica son estos (fotografías 1-3):

Fotografías 1-3: *Linum viscosum Desf.; Linum narbonense L.; Linum campanulatum L.* (Fotografías de Ruiz Martín, J.)

Actualmente, lignanos y ácidos α-linoleicos contenidos en las semillas de los linos están siendo analizados y probados en tratamientos contra enfermedades cardiovasculares y especialmente en cáncer de mama (Rickard-Bon y Thompson, 2003). Estas nuevas aplicaciones medicinales han reavivado el interés en conocer las relaciones sistemáticas existentes entre las especies del género *Linum*.

Este género ha sido históricamente importante para el estudio de la heterostilia, desde el punto de vista de la investigación evolutiva.

La heterostilia, es un mecanismo que promueve la fecundación cruzada al mismo tiempo que evita la interferencia entre órganos femeninos y masculinos de las flores, y el despilfarro de polen, el cual es muy costoso de producir por la planta.

Al evitar la autofecundación se favorece la calidad de la progenie. Aumenta significativamente la aptitud de la descendencia, se crea variabilidad genética. La fecundación cruzada ayuda en la difusión de caracteres ventajosos y elimina los genes perjudiciales, crea nuevas combinaciones de genes que pueden ser más aptas que las ya existentes.

En un sentido más concreto la heterostilia es un polimorfismo floral con base genética, que afecta a los órganos sexuales de la flor (estambres y pistilos) sin que ésta pierda la condición hermafrodita, y en la que en cada población se presentan dos (distilia) o tres (tristilia) morfos que difieren en la longitud relativa de estos órganos tanto en altura como en el ángulo que forman estos órganos con el eje principal de la planta. En su forma más típica, la altura que alcanzan anteras y estigmas es recíproca y la aparición de estos morfos está ligada a un sistema de incompatibilidad, es decir que no puede ser autofecundada con polen propio, llamado heteromórfico (dos morfos), en el que las plantas son autoincompatibles pero también lo son los morfos, de forma que los únicos cruces legítimos (productores de progenie fértil) son aquéllos que ocurren entre morfos distintos (Kohn y Barrett, 1992).

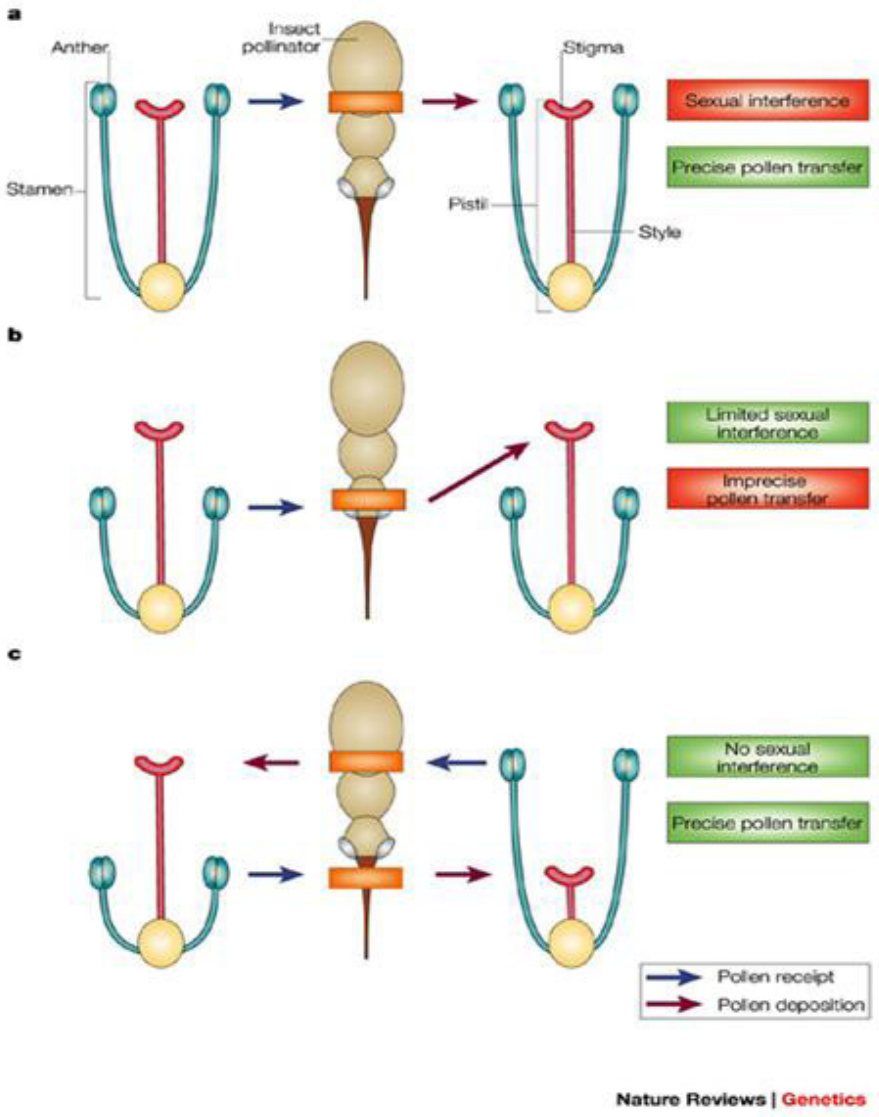


Figura 1 a) Caso en el que toda población presenta flores homostilas, es decir, con estambres y estigmas a la misma altura, no hay hercogamia (separación espacial entre verticilos sexuales, es decir, entre estambres y estigmas). Alta interferencia sexual y baja precisión y eficacia en la deposición del polen por parte de un polinizador; b) Caso en el que toda población presenta flores monomórficas aunque hercógamas. Limitada interferencia sexual y transferencia de polen imprecisa; c) Población con flores heterostilas, donde no hay interferencia sexual y la deposición del polen va a ser muy precisa.

Aunque conocida desde antiguo y mencionada explícitamente por Clusio (Ornduff, 1992), la heterostilia fue considerada casi una anécdota hasta que Darwin en 1862 e Hildebrand un año después propusieran un significado funcional a este polimorfismo, y en el caso del primero, también evolutivo (Ornduff, 1992). De hecho, Darwin usó este sistema reproductor como caso central para su obra: "The different forms of flowers on plants of the same species (Darwin, 1877)". Uno de los ejemplos documentados en detalle por Darwin en la obra mencionada es el del género *Linum*, donde describe morfológicamente las dos formas florales de *Linum* perenne en 1864 junto con Hildebrand.

Han abundado los estudios sobre la heterostilia en especies de este género: descriptivos sobre la morfología (Rogers, 1981), sobre los sistemas de reproducción (Dulberger, 1992; Nicholls, 1985) y sobre la ecología evolutiva (Armbruster *et al.*, 2006). Además, le presencia de heterostilia se ha usado como carácter taxonómico en muchas ocasiones dada su gran variabilidad (por ej. Flora Europea). Sin embargo, sólo recientemente se ha empezado a usar este género para reconstruir las transiciones evolutivas que han conducido a la construcción de la heterostilia o a su pérdida. Ello pasa por disponer primero de una reconstrucción de la relaciones filogenéticas entre las especies. El primer intento, parcial porque solo incluía 44 especies de un total de 180, pero comprehensivo porque incluida especies de todas las secciones taxonómicas (5 secciones en el género *Linum*) de casi todas las regiones del globo, ha sido el de McDill *et al.* (2009). Sin embargo, en este estudio la distilia se considera tal y como aparece recogida en floras y monografías (presencia/ausencia), sin mayor detalle.

Recientemente se ha visto que las plantas heterostilas no muestran una reciprocidad perfecta de los órganos sexuales (Pérez *et al.*, 2004, Pérez-Barrales *et al.*, 2006; Sánchez *et al.*, 2008; Ferrero *et al.*, 2009). También se ha encontrado, en *Linum suffruticosum* L. (Lino blanco) de la península ibérica, la presencia de un nuevo tipo de heterostilia, llamada reciprocidad tridimensional, debido a que esta reciprocidad ocurre en altura de estambres y estigmas, en su disposición interna y externa respecto al eje vertical floral, y en la torsión hacia dentro o fuera de anteras y estigmas (Armbruster *et al.*, 2006) como se aprecia en la fotografías 4-6. Estos autores señalan que tal disposición mejora la transferencia legítima (entre morfos) de polen, en detrimento de la ilegítima (dentro de morfos, dentro de la flor). Por tanto representa un apoyo a ciertas hipótesis sobre la evolución de la heterostilia en las que esta promoción de la transferencia legítima es el factor clave (Lloyd *et al.*, 1992), como ya propuso Darwin (1877). De hecho, esta heterostilia tridimensional aparece de forma terminal en una filogenia muy preliminar de algunas especies de *Linum* (Armbruster *et al.*, 2006). Sin embargo, no se sabe si hay casos intermedios en esta evolución o una vez alcanzada ésta heterostilia, si es estable, es decir, si ha habido reversión o no de la condición floral a lo largo de la evolución.

Fotografías 4-6 Flores de *Linum suffruticosum* (Lino blanco). Nótense las posiciones reciprocas (en tres dimensiones) de anteras y estigmas en los dos morfos. (a) El morfo pin (de estilos largos, por encima de estambres), con mosca del género *Usia* (Bombyliidae) en su camino hacia dentro de la flor en búsqueda de polen, contactando con las anteras con su superficie ventral, y con los estigmas con la parte dorsal del tórax, el cual está cargado con polen del morfo thrum (de estilos por debajo de los estambres) recíproco. (b) El morfo thrum (de estilos cortos), con mosca *Usia* sp. en la base de la corola tomando néctar. (c) Los dos morfos comparados, sin los pétalos. (Fotografías de Ambruster *et al.*, 2006).

Una de las características más interesantes de este tipo de polimorfismo floral o heterostilia en sentido amplio, en el género *Linum*, es que según la bibliografía y la experiencia personal, solo se da en climas mediterráneos.

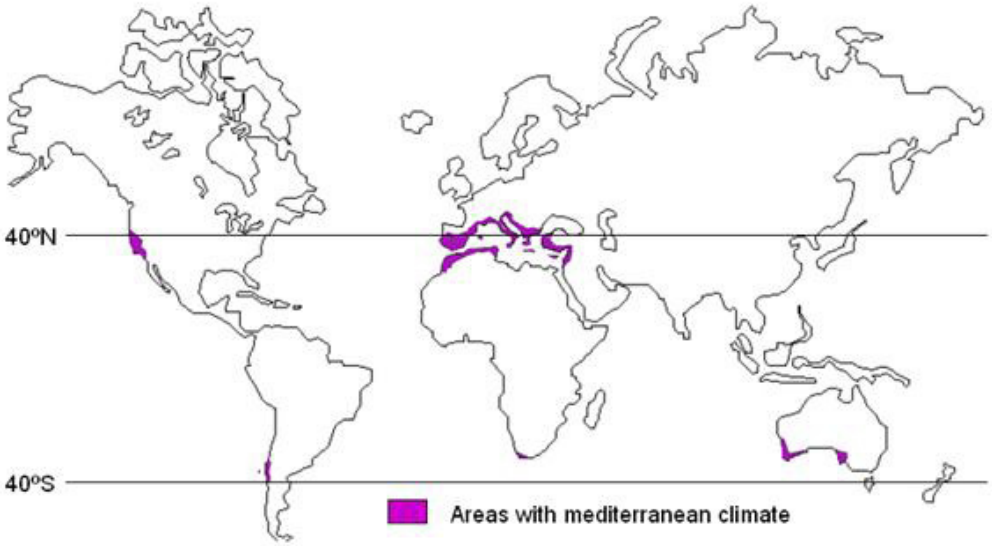


Fig. 2 Zonas de la tierra con clima mediterráneo (Mc Dill *et al.*, 2009).

Por todo esto el grupo de investigación liderado por el Vicedecano de Investigación de la Universidad de Sevilla y Catedrático, Juan Arroyo Marín planteó hace tres años el proyecto: "Macro y microevolución de la heterostilia y polimorfismos estilares relacionados" financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia dentro del cual se contemplan los estudios de Evolución del polimorfismo floral en el género *Linum*, y que ha dado lugar a la tesis doctoral que actualmente estoy desarrollando.

¿Qué hemos hecho hasta ahora?

Trabajo de campo.

Todo el material utilizado para el estudio ha sido recolectado en el campo por mí y por colaboradores en su totalidad, por el Mediterráneo y Sudáfrica, zonas de distribución del género y de clima mediterráneo (Fig.2).

Tras localizar en el campo una población determinada, georreferenciarla y medir su tamaño, se tomaron muestras de ADN, es decir, 5-10 muestras individuales, de hojas frescas de cada población encontrada en el campo. Cada una de diferentes plantas, separadas entre sí al menos 1 metro, para evitar duplicados del mismo individuo.

Estas se guardaron en bolsa zip-lock con silica-gel para su mejor secado y conservación, si no es así las muestras se pueden pudrir de la humedad contenida en la planta. Además se tomaron muestras de frutos, aproximadamente de 5-10 plantas diferentes, y se guardaron en sobres.

Los frutos nunca hay que meterlos en bolsas de plástico con silica, porque al no transpirar y al estar el material todavía fresco, hará que estos no duren mucho tiempo sin pudrirse. Estos frutos están siendo usados para realizar trabajos de autocompatibilidad mediante cruzamientos controlados en el invernadero.

Proyectos de investigación-conservación

En cada población se han tomado también: muestras de **botones florales**, aproximadamente 10 botones de distintos estadios de desarrollo (normalmente discriminando entre 5 estadios distintos elegidos a visu) para hacer futuros estudios de la ontogenia floral de distintas especies tanto homostilas como heterostilas de todo el mediterráneo y Reino del Cabo en Sudáfrica; **muestras de flores**, unas 100 por población separadas entre sí al menos 1 metro para evitar replicas de la misma planta, para comprobar la proporción de morfos de las diferentes especies (macroevolución), y además, dentro de una misma especie, en distintas poblaciones, para hacernos una idea de la variación ecológica, (microevolución). Con respecto a esto también se han tomado muestras de los distintos **polinizadores** los cuales pueden estar relacionados con este aspecto reproductivo y jugar un papel muy importante en la proporción de morfos florales en los diferentes nichos ecológicos.

Estas muestras se toman conservando al insecto en un eppendorf (pequeño tubo de plástico) con una mezcla de etanol y glicerol para que el polen adherido al insecto se conserve bien para un posterior análisis en el laboratorio, ya que este es un buen carácter taxonómico, incluso para la diferenciación de morfos de la misma especie.

La mayoría de la información recogida para realizar los trabajos de campo en los distintos países de la cuenca mediterránea ha sido tomada de distintas floras o inventarios botánicos:

Grecia: Conspectus florae Graecae-E. De Halacsy. 1901; Turquia: Flore of Turkey. Marruecos: Cathalogue des plantes vasculaires du nord du Maroc, incluant des clés d´identification (B. Valdés, M.Rejdali, A.Achhal El Kadmiri, J.L. Jury, J.M. Montserrat, 2002); Catalogue des plantes du Maroc-R. (Maire, L. Emberger 1941); Catalogue des plantes vasculaires rares, menaceés ou en démiques du Maroc (Fennane, M. and M. I. Tattou 1998). España: Flora Ibérica (Castroviejo *et al.* 2007); Programa Anthos v2.1.; Italia: Nuova Flora Analitica D´Italia (Adriano Fiori 1929); Flora d´Italia (Sandro Pignatti 1984); Argelia: Nouvelle flore de L´Algérie et des regions desertiques meridionales (P. Quezel, S.Santa 1962). Francia: Flora de France (Marcel Guinochet y Roger de Vilmorin 1984); Europa: Mediterranean Check List (W. Greuter, H. M. Burdet & G. Long 1989); Flora europaea (D.J. Ockendon & S.M. Walters 1968).

Además mucha información ha sido proporcionada por diversos herbarios, los cuales fueron visitados durante los años 2009-2011, antes de realizar los diferentes trabajos de campo. Entre ellos destacar la inestimable colaboración de los herbarios del Real Jardín

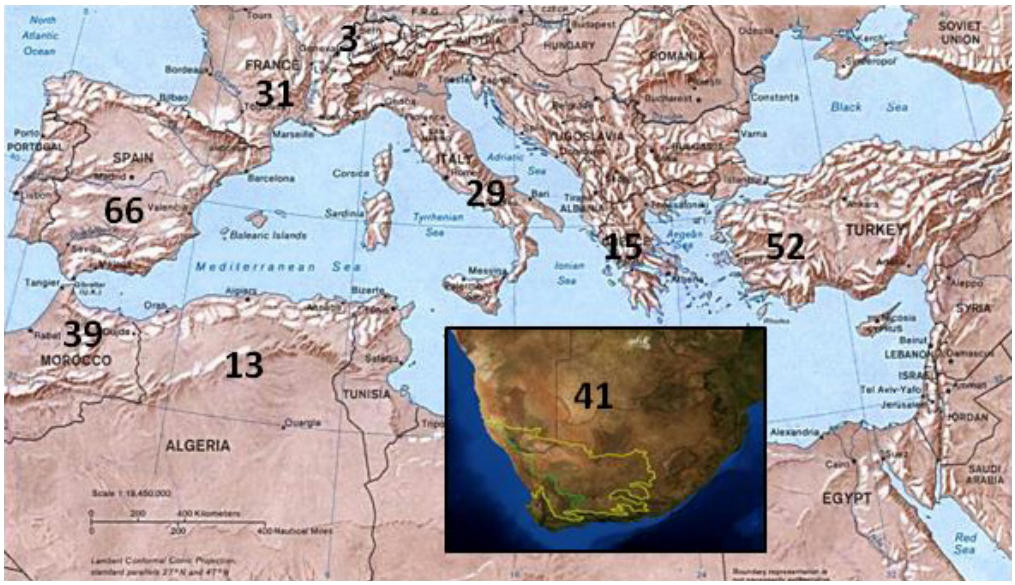


Fig. 3 Número de poblaciones del género *Linum* colectadas en cada lugar de muestreo, tanto en la cuenca del mediterráneo como en Sudáfrica. Un total de 190 poblaciones de unas 65 especies del género *Linum*.

botánico de Madrid, La Sapienza en Roma, el herbario de Florencia (Universidad de Florencia), herbario de la Universidad de Atenas, incluso Herbarios de Kirstenbosh y Universidad de Ciudad del Cabo en Sudáfrica durante un el periodo de estancia del que tuve la oportunidad de disfrutar durante tres meses.

Otras fuentes y bases de datos consultadas, que han sido también de gran ayuda, fueron GBIF.org y Anthos v.2.2.

Análisis de datos en laboratorio.

Una vez realizado el trabajo de campo por los países indicados en la fig.3, se pasó al trabajo de laboratorio.

Primero se extrae el ADN de la planta usando un sencillo kit de extracción convencional (DNEasy Plant Minikit de Qiagen). Una vez extraído el ADN se amplifican solo las zonas de este ADN que nos aportaran la información genética necesaria para inferir las relaciones filogenéticas entre especies, es decir las zonas de ADN más conservadas. Esto se obtiene haciendo múltiples PCR (Polimerasa Chain Reaction) o reacciones enzimáticas específicas y mandando las muestras a secuenciar a alguna empresa especializada. Una vez obtenidas las secuencias se usan programas filogenéticos para analizar los datos y obtener arboles evolutivos que nos dirán como se relacionan nuestras muestras filogenéticamente, es decir, veremos las relaciones de parentesco que hay entre las diferentes especies.

Además se sumará al análisis el carácter: ¿esta especie presenta heterostilia o no?, carácter que ha sido medido previamente con las flores que muestreamos de cada población. Así podremos inferir cual ha sido la condición ancestral y la derivada, además de las vías de dispersión que han llevado las especies a lo largo de su historia evolutiva. Además mediante el registro fósil se puede inferir, con programas que usan complicados algoritmos, el origen del género o incluso de las especies.

Los primeros análisis nos indican que el origen del género *Linum* puede estar en alrededor de los 20 millones de años (en el Mioceno temprano).

Con este estudio también se pretende arrojar luz en la taxonomía del género, ya que algunas de las especies del mismo son difíciles de determinar, es decir, de ponerles nombre y apellidos a las plantas, debido a la plasticidad fenotípica (la misma especie puede variar morfológicamente dependiendo de las condiciones del medio) que éstas presentan en algunas zonas.

En la sistemática general moderna el concepto de especie, tanto para plantas como para todo tipo de seres vivos, siempre debe conciliar o aunar observación visual con datos moleculares de ADN para estar seguros de que estamos hablando de la misma especie.

¿Qué podemos concluir?

La heterostilia es probablemente el polimorfismo sexual de las plantas que más literatura ha generado desde que Darwin le dio un significado adaptativo. Desde entonces, han proliferado los estudios ecológicos sobre su funcionamiento. Sin embargo, los estudios a escala evolutiva se han planteado en algunos grupos de plantas pero son aún muy escasos. Por tanto, es necesario estudiar sistemas nuevos, para poder profundizar en los procesos macroevolutivos que modelan la aparición y el mantenimiento de la heterostilia.

En esta investigación se tiene por objetivo dar un primer paso hacia un enfoque macroevolutivo y esclarecer las relaciones filogenéticas del género *Linum*, para poder así estudiar cómo ha acontecido la aparición de la heterostilia, cual fue el estado ancestral y

cómo ha evolucionado el polimorfismo. Así se nos abre una cuestión principal, que es si el sistema reproductivo de la heterostilia funciona tan bien, porque no ha evolucionado en otros linajes, ya que la heterostilia se da solo en 23 familias de angiospermas; y si es el clima mediterráneo y todo lo que conlleva (condiciones ambientales, polinizadores que se dan en este tipo de clima), el modelador o causante de este tipo de polimorfismo floral.

AGRADECIMIENTOS.

En primer lugar quiero agradecer a mis directores de tesis Juan Arroyo Marín y Rocío Pérez Barrales por haberme dado la oportunidad de realizar esta bonita tesis, con los tiempos que corren, y por darme la oportunidad de participar en el proyecto que tiene por título: EL PAPEL DE LOS POLINIZADORES EN LA EVOLUCION FLORAL: POLIMORFISMOS ESTILARES E INTEGRACION FENOTIPICA. (MICINN). Referencia del proyecto: CGL2006-13847-C02-01.

Al grupo de investigación al que pertenezco: ECOLOGÍA, EVOLUCIÓN Y CONSERVACIÓN DE PLANTAS MEDITERRÁNEAS (EVOCA). RNM-210 (PAIDI, Junta de Andalucía).

Y sobre todo a mis ayudantes de campo con los que he compartido momentos buenos y no tan buenos: P. Peñalver Duque, M. Benabent Burguer, A. Pérez Bueno, C.M. Rodríguez Domínguez entre otros.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

– ARMBRUSTER, W.S., R. PÉREZ-BARRALES, J. ARROYO, M. E. EDWARDS, AND P. VARGAS, 2006. Three-dimensional reciprocity of floral morphs in wild flax (*Linum suffruticosum*): a new twist on heterostyly. *New Phytologist*,. 171: p. 581-590.

– DARWIN, C., 1877. The Different Forms of Flowers on Plants of the Same Species. John Murray. London.

– DAVIS, P.H., 1982. Flora of Turkei and the east Aegean Islands. Vol. 7.: Edinburgh University Press.

– DULBERGER R., 1992. *Floral polymorphisms and their functional significance in the heterostylous syndrome*. En: Evolution and Function of Heterostyly (ed. S. C. H. Barrett), pp. 41-84. Monographs on Theoretical and Applied Genetics 15. Springer-Verlag. Berlin.

– FERRERO V, ARROYO J, VARGAS P, THOMPSON JD &, NAVARRO L., 2009. Evolutionary transitions of style polymorphisms in Lithospermeae (Boraginaceae). Perspectives in *Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 11: 111-125.

– HILLMAN, G., 1975. The plant remains from Tell Abu Hureyra: A preliminary report . *Proceedings of the Prehistoric Society* 41: 70 – 73.

– JOSHUA R. KOHN AND SPENCER C. H. BARRETT, 1992. Experimental Studies on the Functional Significance of Heterostyly. *Evolution* , Vol. 46, No. 1. pp. 43-55.

– JUDD, A., 1995. Flax-Some historical considerations. Pp. 1 – 10 in *Flaxseed in human nutrition*, eds. S. C. Cunnane and L. U. Thompson . Champaign, Illinois: AOCS Press.

– LLOYD, D. G., C. J. WEBB, AND R. DULBERGER, 1990. Heterostyly in species of Narcissus (*Amaryllidaceae*) and Hugonia (*Linaceae*) and other disputed cases. *Plant Systematics and Evolution*. Vol. 172: 215.

– MCDILL, J., M. REPPLINGER, B. B. SIMPSON AND J. W. KADEREIT, 2009. The Phylogeny of *Linum* and Linaceae Subfamily Linoideae, with Implications for Their Systematics, Biogeography, and Evolution of Heterostyly. *Systematic Botany*. Vol. 34: 386-405.

– NICHOLLS, M. S., 1985. The Evolutionary Breakdown of Distily in *Linum tenuifolium* (Linaceae). *Pl. Syst. Evol*. Vol. 150: 291-301.

– NICHOLLS, M. S., 1985. Pollen flow, population composition, and the adaptive significance of distyly in *Linum tenuifolium* L. (Linaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*. Vol. 25: 235-242.

– ORNDUFF R.,1992. Historical perspectives on heterostyly. En: Evolution and function of heterostyly. (ed. SCH Barrett), pp. 31-39. *Monographs on Theoretical and Applied Genetics* 15. Springer-Verlag. Berlin.

– PENGILLY, N. L., 2003. Traditional food and medicinal uses of flaxseed. Pp. 252 – 267 in Flax: the genus *Linum*, eds. A. D. Muir and N. D. Westcott. London: Taylor and Francis.

– PÉREZ, R., P. VARGAS, AND J. ARROYO, 2004. Convergent evolution of flower polymorphism in *Narcissus* (Amaryllidaceae). *The New Phytologist*. Vol. 161: 235-252.

– PÉREZ-BARRALES, R., VARGAS, P., & ARROYO, J., 2006. New evidence for the Darwinian hypothesis of heterostyly: breeding systems and pollinators in *Narcissus* sect. Apodanthi. *New Phytologist*, vol. 171, 553-567.

– RICKARD-BON, S. E. AND L. U. THOMPSON, 2003. The role of flaxseed lignans in hormone-dependent and independent cancer. Pp. 181 – 203 in Flax: The genus *Linum* eds. A. D. Muir and N. D. Westcott. London: Taylor and Francis.

– ROGERS, C. M., 1981. A revision of the genus *Linum* in southern Africa.Nordic *Journal of Botany* 1: 711– 722.

– ROGERS C.M., 1981. Notes on the Genus *Linum* in Madagascar. *Plant Systematic and Evolution*, 139: p. 155-157.

– SANCHEZ JM, FERRERO V, NAVARRO L., 2008. A new approach to the quantification of degree of reciprocity in distylous (*sensu lato*) plant populations. *Ann Bot*. 2008 Sep ;102(3):463-72.

– VAISEY-GENSER, M. AND D. H. MORRIS, 2003. History of the cultivation and uses of flaxseed . Pp. 1 – 21 in Flax: the genus *Linum*, eds. A.D. Muir and N.D. Westcott . London : Taylor and Francis.

– ZOHARY, D. AND M. HOPF, 2000. Domestication of plants in the Old World. Oxford: Oxford University Press.

Proyectos de investigación-conservación

Invasiones biológicas: el caso de las coníferas exóticas.

Amparo Carrillo-Gavilán

[1] Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Avda. Américo Vespucio s/n, Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla, España.

amparocg@ebd.csic.es

RESUMEN.

Las especies exóticas son aquellas que son introducidas en un nuevo lugar fuera de su rango natural de distribución. No todas las especies exóticas que llegan a una nueva área de distribución se convierten en invasoras y causan impacto. En general, una vez que las especies exóticas llegan a la nueva área de distribución, el éxito de la invasión depende tanto de la presión de propágulos; como del potencial intrínseco de invasión de la especie exótica; así como de la susceptibilidad del ecosistema receptor a ser invadido. En el caso de las coníferas, más de 30 especies exóticas han sido identificadas como invasoras en al menos un país. Pero la mayoría de las preocupaciones acerca de las invasiones de coníferas exóticas proceden del Hemisferio Sur. En contraste, en el Hemisferio Norte las coníferas exóticas parecen tener menos éxito de invasión. Actualmente, junto con el valor multifuncional que se les atribuye a los bosques, existe la preocupación sobre la invasión de coníferas y sus impactos económicos y ecológicos. En ecología de las invasiones, las predicciones acerca de qué especies tienen mayor potencial invasor y qué hábitats pueden ser los más invadidos son esenciales para la gestión de las coníferas exóticas.

Palabras claves: coníferas, invasibilidad, potencial invasor, presión propágulos.

INTRODUCCIÓN.

En los últimos 200 años, como consecuencia de la intensificación del comercio, se están produciendo cambios en la distribución de especies a nivel mundial. Muchas especies han sido introducidas desde su distribución natural a otra nueva región; algunas de éstas se han establecido y otras han llegado a convertirse en invasoras (diCastri, 1989). Actualmente, las invasiones biológicas están consideradas como una de las principales amenazas en la conservación de la biodiversidad (Humphries, Groves y Mitchell, 1991; Vitousek *et al.*, 1997). Aunque los primeros estudios que mencionan las invasiones biológicas se remontan a mediados del siglo XIX (De Candolle, 1855; Darwin, 1859), no será hasta mediados del siglo XX cuando Charles Elton (1958) establezca la ecología de las invasiones como una nueva disciplina.

Las especies exóticas son aquellas que son introducidas en un nuevo lugar fuera de su rango natural de distribución. Su presencia en la nueva área puede ser debida a procesos intencionados o no intencionados por el hombre (Pyšek *et al.*, 2004 para más definiciones en el contexto de plantas exóticas). Globalmente, el número de especies consideradas como exóticas es muy elevado. Por ejemplo, alrededor de 10000 especies son

consideradas exóticas en Europa (DAISIE, 2009) mientras que 50000 especies lo son en Estados Unidos (Pimentel, Zuniga y Morrison, 2005).

Considerando las especies vegetales, se denomina planta invasora a aquella planta que una vez ha sido introducida en un nuevo lugar, ha sido capaz de establecerse y expandirse en áreas naturales en un período corto de tiempo (Pyšek *et al.*, 2004). Muchas plantas invasoras causan impactos económicos y/o ecológicos en el nuevo lugar de introducción, variando enormemente las consecuencias adversas que dichas plantas puedan provocar (Vilà *et al.*, 2010). Las plantas invasoras pueden causar cambios significativos en la biodiversidad siendo capaces de desplazar a las especies nativas bien por competencia o bien por alteración de las propiedades del ecosistema receptor (Levine *et al.*, 2003), entre otros, alterando el ciclo natural del fuego en determinados ecosistemas (D'Antonio, 2000) o modificando el ciclo del nitrógeno en el suelo (Castro-Díez *et al.*, 2009).

Sin embargo, no todas las especies exóticas que llegan a una nueva área de distribución se convierten en invasoras y causan impacto. De 5789 especies exóticas de plantas terrestres que existen en Europa, poco más de un 5% han sido descritas como causantes de algún tipo de impacto ecológico y/o económico (Vilà *et al.*, 2010). Como una generalización a la proporción de especies introducidas que se convierten en invasoras, Williamson (1993) propone la regla del diez. Esta regla predice que el 10 % de las especies importadas escapan para convertirse en especies subespontáneas, el 10% de las especies subespontáneas llegan a naturalizarse y el 10% de las naturalizadas llegan a convertirse en invasoras (sensu Pyšek *et al.*, 2004). Sin embargo, esta regla tiene que considerarse con precaución puesto que las etapas del proceso de invasión pueden variar tanto espacial como temporalmente (Richardson y Pyšek, 2006).

Desde su transporte hasta la llegada a una nueva área de distribución, las especies exóticas están sometidas a diferentes **barreras**. Estas barreras son, en primer lugar, las **barreras geográficas** con las que se encuentran las especies desde su área de distribución natural hasta su nueva área de distribución, tratándose tanto de barreras intercontinentales como intracontinentales. Segundo, **barreras ambientales** en la nueva área de distribución debido a factores ecológicos bióticos y/o abióticos. Tercero, **barreras reproductivas** con que pueden encontrarse aquellas especies con sistemas de polinización o dispersión altamente especializados los cuales son menos probables de encontrar en la nueva área (Richardson, 2006). Cuarto, **barreras locales y regionales** contra su dispersión. Quinto, barreras ambientales en zonas de vegetación perturbada o dominada por otras especies exóticas. Y finalmente, barreras ambientales debidas a la vegetación natural o semi-natural nativa de la zona donde se introducen (según Richardson *et al.*, 2000).

En general, una vez que las especies exóticas llegan a la nueva área de distribución, el éxito de la invasión depende tanto de la presión de propágulos, es decir, del número de individuos introducidos y del número de intentos de introducción (Williamson, 1996; Colautti, Grigorovich y MacIsaac, 2006); como del potencial intrínseco de invasión de la especie exótica; así como de la susceptibilidad del ecosistema receptor a ser invadido (invasibilidad) (Lonsdale, 1999). Estos aspectos han sido frecuentemente estudiados de forma independiente.

Presión de propágulos: importancia en los procesos de invasión.

Las diferencias en el éxito de invasión entre regiones y entre especies exóticas pueden estar relacionadas con el tiempo desde que dichas especies fueron introducidas y la cantidad y frecuencia de propágulos con la que se introducen (presión de propágulos). Para muchas especies arbóreas forestales, la presión de propágulos se refiere al tamaño de la plantación (Bucharova y van Kleunen, 2009; Simberloff *et al.*, 2010). Por ejemplo, muchas especies de

coníferas han sido plantadas por motivo forestal u ornamental en áreas fuera de su área natural de distribución (Richardson, Williams y Hobbs, 1994), escapando algunas de ellas más allá de la plantación (Richardson, 1998). En el Hemisferio Sur, muchas coníferas exóticas han sido amplia y frecuentemente plantadas (Richardson y Higgins, 1998). Posiblemente el éxito de invasión de muchas coníferas en el Hemisferio Sur comparado con el bajo éxito detectado en el Hemisferio Norte pueda ser debido a diferencias en la presión de propágulos.

¿Qué determina el potencial intrínseco de invasión de la especie exótica?

Muchos estudios han intentado encontrar características comunes que determinen el gran potencial de invasión de las especies vegetales (revisado en Pyšek y Richardson, 2007). Probablemente, uno de los trabajos más importantes es aquel que compara especies de coníferas invasoras y no-invasoras (Rejmánek y Richardson, 1996; Grotkopp, Rejmánek y Rost, 2002; Richardson y Rejmánek, 2004).

Las especies de pino (*Pinus* spp.) constituyen un modelo clásico en el estudio de las características asociadas al potencial invasor. El género *Pinus* contiene aproximadamente 111 especies (Price, Liston y Strauss, 1998), las cuales son nativas principalmente del Hemisferio Norte (Richardson, Williams y Hobbs, 1994). Los pinos pueden crecer bien en un amplio rango de condiciones ambientales; se dispersan bien por semillas e individuos aislados pueden dar lugar a nuevas colonias por autofecundación (Richardson y Higgins, 1998). Todos estos caracteres predisponen a los pinos a una rápida colonización y a un rápido incremento demográfico de sus poblaciones. Rejmánek y Richardson (1996) propusieron una función discriminatoria creada a partir de caracteres de las especies de pino invasoras y no-invasoras que permite predecir el potencial invasor de este género. Tres son los principales caracteres asociados a dicho potencial invasor: un pequeño tamaño de semilla, un período corto de tiempo de los individuos como juveniles y un intervalo corto de tiempo entre dos períodos consecutivos de alta producción de semillas. Una tasa de crecimiento rápido también es considerada importante para predecir el potencial de invasión en especies de pino (Grotkopp, Rejmánek y Rost, 2002). Posteriormente, estos caracteres han sido extrapolados a otras especies de coníferas como línea base para determinar su potencial de invasión (Richardson y Rejmánek, 2004).

¿Qué determina la susceptibilidad del ecosistema receptor a ser invadido?

Como se mencionó anteriormente, la llegada de una especie exótica a una nueva área de distribución está controlada tanto por barreras abióticas como por barreras bióticas que impiden su establecimiento. Muchas de estas barreras actúan en los estadios iniciales del ciclo de vida de las plantas, siendo esta fase crítica en el proceso de invasión (Carey, 1996) y abarcando desde la dispersión de semillas hasta la supervivencia de plántulas (Fig. 1).

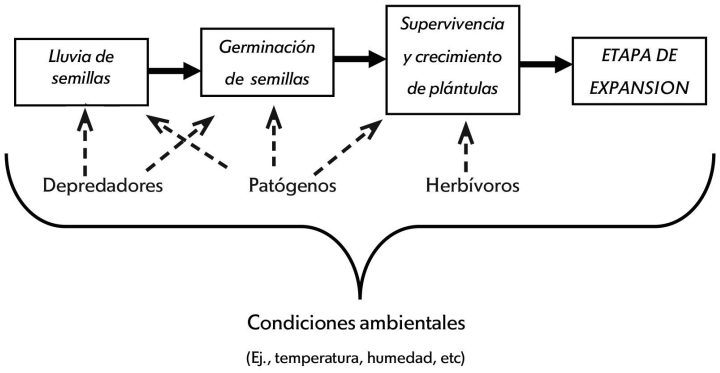


Figura. 1 Esquema simplificado de los estadios iniciales del ciclo de vida en las especies vegetales. Flechas horizontales y discontinuas indican procesos y factores, respectivamente, que pueden influir en cada etapa.

Por tanto, la supervivencia en estos estadios es un factor clave para el establecimiento de las plantas exóticas siendo un factor determinante en el éxito de la invasión.

De acuerdo a las barreras abióticas, Rejmánek (1989) sugiere que las comunidades de plantas en climas templados son más susceptibles a ser invadidas que aquellas comunidades en climas extremos. En este sentido, la germinación y supervivencia de las plántulas de muchas especies exóticas estaría limitada por el estrés ambiental (Ej., alta temperatura y sequía en ambientes con poco suministro de humedad). En general, las comunidades más fuertemente perturbadas son las que se consideran más propensas a ser invadidas (Hobbs y Huenneke, 1992; Londsale, 1999), de ahí que, comunidades de baja cobertura vegetal o perturbadas son más invadidas que los bosques no perturbados.

Con respecto a las barreras bióticas, las diferencias en el éxito de invasión entre regiones, también puede depender de las diferencias en la interacción con las especies nativas en la nueva área de distribución (Richardson y Higgins, 1998). Las principales hipótesis sobre el papel de las interacciones bióticas en el proceso de invasión son: la **Hipótesis de los Enemigos Naturales** y la **Hipótesis de la Resistencia Biótica**. En un sentido, la Hipótesis de los Enemigos Naturales predice que las especies exóticas tienen éxito en la invasión en la nueva área de distribución debido a una falta de sus enemigos naturales especialistas, los cuales controlan sus poblaciones en su área de distribución natural (Maron y Vilà, 2001). Muchos estudios han mostrado cómo las poblaciones de plantas exóticas en una nueva área son menos dañadas por parte de los fitófagos y patógenos que sus poblaciones en su área de distribución nativa (Vilà, Maron y Marco, 2004; Rogers y Siemann, 2005). Esta hipótesis también sostiene que las especies exóticas están sometidas a una menor presión por parte de los enemigos naturales que las especies nativas con las que coexisten en la nueva área de distribución.

Por otro lado, la Hipótesis de la Resistencia Biótica afirma que los herbívoros nativos generalistas son barreras importantes contra la invasión de las especies exóticas en la comunidad receptora (Elton, 1958). En general, los herbívoros nativos reducen en un tercio el rendimiento de las plantas exóticas desde la dispersión de semillas hasta la supervivencia de las plántulas (Maron y Vilà, 2001).

Por tanto, el impacto de los herbívoros nativos sobre las plantas exóticas vendrá determinado por la interacción entre la habilidad de los herbívoros de reconocer a la planta exótica como recurso alimenticio (Carpenter y Cappuccino, 2005), la efectividad de

Figura 2. Esquematización de distintas especies de coníferas. Autora: Elena Caballero.

defensa de la planta exótica contra los herbívoros en la nueva área de distribución (Stowe *et al.*, 2000) y la habilidad de los herbívoros de superar las defensas producidas por la planta exótica (Rausher, 2001).

Las coníferas exóticas como sistema de estudio.

En la ecología de la invasión, las especies de coníferas son frecuentemente estudiadas debido a la disponibilidad de información detallada que existe tanto sobre su historia de plantación como acerca de sus caracteres biológicos (Rejmánek y Richardson, 1996; Grotkopp, Rejmánek y Rost., 2002; Richardson y Rejmánek, 2004; Richardson, 2006). Aproximadamente, el 70 % de las coníferas existentes son nativas del Hemisferio Norte (Farjon, 1998). Más de 30 especies exóticas de coníferas han sido identificadas como invasoras en al menos un país (Richardson y Rejmánek, 2004). Por ejemplo, *Pseudotsuga menziesii* es considerado invasor en Argentina y Chile, mientras que *Pinus radiata* es invasor en Australia y Nueva Zelanda (Richardson y Rejmánek, 2004). Muchos estudios han informado cómo las coníferas exóticas introducidas han causado impactos ecológicos en la nueva área de distribución. Por ejemplo, en Australia se compararon plantaciones de pino exótico con bosques nativos de eucalipto y se observó que las primeras acogían menos diversidad de fauna (Richardson, Williams y Hobbs, 1994), mientras que en Nueva Zelanda la presencia de especies de pino, tales como *Pinus nigra* o *P. ponderosa*, en suelos infértiles de montaña incrementaban los niveles de fósforo en dichos suelos (Davis y Lang, 1991).

La mayoría de las preocupaciones acerca de las invasiones de coníferas exóticas proceden del Hemisferio Sur (revisado en Richardson, Williams y Hobbs, 1994; Simberloff *et al.*, 2010). Por ejemplo, en Sudáfrica, el fynbos, un tipo de vegetación arbustiva con una baja representación de especies arbóreas nativas, está altamente invadido por pinos (Richardson y Higgins, 1998), los cuales causan extinciones locales de muchas plantas nativas (Ej., Richardson y van Wilgen, 1986). En Argentina, *Pseudotsuga menziesii* (abeto de Douglas) parece predecir una inminente invasión en áreas abiertas de bosque de *Austrocedrus* (Simberloff, Relva, y Nuñez,, 2002). En contraste, en el Hemisferio Norte muchas coníferas exóticas fueron introducidas y ampliamente plantadas durante el siglo pasado pero han sido detectados pocos casos de invasión (revisado por Mortenson y Mack, 2006; Carrillo-Gavilán y Vilà, 2010). A pesar de la heterogeneidad ambiental del Hemisferio Norte, las coníferas exóticas parecen tener menos éxito de invasión que en el Hemisferio Sur. En Estados Unidos, las coníferas exóticas se establecen y expanden poco más allá de su área de plantación (Mortenson y Mack, 2006). El mismo patrón podría estar ocurriendo en Europa. Adamowski (2004) tampoco encontró evidencia de invasión de ninguna de las 49 coníferas exóticas plantadas en la frontera Polaco-Bielorusa. Del mismo modo, en España, Montero *et al.*, (2005), quienes examinaron el estado de 34 coníferas exóticas introducidas como plantaciones experimentales en los años 60 en distintas regiones del territorio español, encuentran un bajo éxito de establecimiento de las mismas.

En resumen, en las últimas dos décadas, junto con el valor multifuncional que se les atribuye a los bosques, existe la preocupación sobre la invasión de coníferas y sus impactos económicos y ecológicos (Richardson, Williams y Hobbs, 1994; Binimelis *et al.*, 2007). Sin embargo, en Europa, a pesar de que varias especies de coníferas exóticas han sido ampliamente plantadas, poco es sabido sobre el estado de invasión actual de las mismas y sobre las posibles barreras que están actuando contra su invasión. En este sentido es necesario determinar, por un lado, las razones del fallo por las cuales las coníferas exóticas no se expanden con éxito en Europa (Rejmánek y Richardson, 2004) y, por otro, estudiar acerca de qué especies tienen mayor potencial invasor y qué hábitats pueden ser los más invadidos son esenciales para la gestión de las coníferas exóticas (Byers *et al.*, 2002).

Proyectos de investigación-conservación

Como se menciona en secciones anteriores, el estudio de los factores ecológicos que afectan los estadios iniciales del ciclo de vida es crucial para entender el éxito/fracaso de las coníferas exóticas, siendo éste el objetivo general del desarrollo de mi tesis doctoral (Carrillo-Gavilán, 2011). Resumidamente, a través de la misma se realizó una revisión bibliográfica para evaluar la evidencia científica de la invasión de coníferas exóticas en Europa (Carrillo-Gavilán y Vilà, 2010); se exploró experimentalmente las primeras etapas del ciclo de vida de las coníferas (supervivencia y germinación de las semillas, así como supervivencia y crecimiento de plántulas) con el fin de identificar qué etapa/s limita el establecimiento de las coníferas exóticas en los distintos hábitats de estudio (Carrillo-Gavilán *et al.*, 2010); y, por último, se testó si existen diferencias de resistencia (defensas químicas) entre especies de coníferas exóticas y nativas cuando son expuestas a herbívoros generalistas nativos de Europa (Carrillo-Gavilán *et al.*, 2011). De los resultados de la tesis se desprende que existe poca evidencia de invasión por parte de las coníferas exóticas en Europa. De las 54 especies consideradas como exóticas en Europa (DAISIE, 2009), sólo 37 de estas coníferas han sido estudiadas en cierta medida y sólo una especie (*Pinus strobus* en la República Checa) es considerada como invasora. Y nuestros resultados experimentales refuerzan la hipótesis de que los enemigos generalistas nativos de la nueva área de introducción actúan como barreras contra el establecimiento de las coníferas exóticas (Hipótesis de la Resistencia Biótica). Esto podría ser una razón por la que existe poca evidencia de invasión de estas especies exóticas en Europa.

Plantación de *Pseudotsuga menziesii* (Abeto de Douglas) en zona matorral alpino en el Parque Natural del Montseny (Barcelona, España).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

– ADAMOWSKI, W., 2004. Why don't alien conifers invade the Bialowieza Forest? *Weed Technology* 18:1453-1456.

– BINIMELIS, R, BORN, W, MONTERROSO, I, RODRÍGUEZ-LABAJOS, B., 2007. Socio economic impact and assessment of *Biological Invasions*. En: W Nentwig /ed. *Biological Invasions*. Ecological Studies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 193, pp. 331-347.

– BUCHAROVA, A, VAN KLEUNEN, M., 2009. Introduction history and species characteristics partly explain naturalization success of North American woody species in Europe. *Journal of Ecology*, 97:230-238.

– BYERS, JE, REICHARD, S, RANDALL, JM, PARKER, IM, SMITH, CS, LONSDALE, WM, ATKINSON, IAE, SEASTEDT, TR, WILLIAMSON, M, CHORNESKY, E, HAYS, D., 2002. Directing research to reduce impacts of non-indigenous species. *Conservation Biology*, 16:630–640.

– CAREY, JR., 1996. The incipient mediteranean fruti fly population in California: implications for invasion biology. *Ecology*, 77:1690-1697.

– CARPENTER, D, CAPPUCCINO, N. 2005. Herbivory, time since introduction and the invasiveness of exotic plants. *Journal of Ecology*, 93:315–321.

– CARRILLO-GAVILÁN, M.A, VILÀ, M. 2010. Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Diversity and Distributions*, 16:203–213.

– CARRILLO-GAVILÁN M.A, LALAGÜE H & VILÀ M.,2010. Comparing seed removal of 16 pine species differing in invasiveness. *Biological Invasions*, 12:2233-2242.

– CARRILLO-GAVILÁN M.A., 2011 From seed to seedling: exploring the early-life cycle stages in alien conifers. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona, España.

– CARRILLO-GAVILÁN, M.A, MOREIRA, X, ZAS, R, VILÀ, M, SAMPEDRO, L., 2011. Early resistance of alien and native pines against two native generalist insect herbivores: no support for the natural enemy hypothesis. *Functional Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2435.2011.01931.x.

– CASTRO-DÍEZ, P, GONZÁLEZ-MUÑOZ, N, ALONSO, A, GALLARDO, A, POORTER, L. 2009. Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *Biological Invasions*, 11:1973–1986.

– COLAUTTI, R, GRIGOROVICH, I, MACISAAC, H. 2006. Propagule pressure: a null model for *Biological Invasions*. *Biological Invasions*, 8:1023-1037

– D'ANTONIO, CM. 2000. Fire, plant invasions and global change. En: HA Mooney y RJ Hobbs /eds. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington, USA, pp. 65-93.

– DAISIE, 2009. Handbook of Alien Species in Europe. Springer, Dordrecht.

– DARWIN, C., 1859. On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life. John Murray, London, UK.

– DAVIS, MR, LANG, MH. 1991. Increase nutrient availability in topsoils under conifers in the South Island high country. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 21:165-179.

– DE CANDOLLE, AP. 1855. Géographie Botanique Raisonnée. Paris, Masson, vol 2.

– DI CASTRI. F .1989. History of *Biological Invasions* with emphasis on the Old World. En: J Drake, F di Castri, R Groves, F Kruger, H.A Mooney, M Rejmánek y M Williamson /eds. *Biological Invasions*: a global perspective. Wiley, New York, New York, USA, pp. 1-30.

– ELTON, CS. 1958. The ecology of invasions. Methuen, London, United Kingdom.

– FARJON, A. 1998. World checklist and bibliography of conifers. Kew, UK: royal Botanic Gardens.

– GROTKOPP, E, REJMÁNEK, M, ROST, TL. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (Pinus) species. *The American Naturalist*, 159:396-419.

– HOBBS, RJ, HUENNEKE, LF. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6:324-337.

– HULME, PE. 2011. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 168-174.

– HUMPHRIES, SE, GROVES, RH, MITCHELL, DS. 1991. Plant invasions of Australian ecosystems: a status review and management directions. *Kowari*, 2:1–127.

– LEVINE, JM, VILÀ, M, D'ANTONIO, C, DUKES, J S, GRIGULIS, K, LAVOREL, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. Proceedings of the Royal Society of London, 270:775-781.

– LONSDALE, WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. Ecology, 80:1522-1536.

– MARON, J, VILÀ, M. 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypothesis. *Oikos*, 95:361-373.

– MONTERO, G, ROIG, S, MARTÍN, B, DE MIGUEL, J, ALÍA, R. 2005. Red de parcelas de introducción de especies del IFIE-INIA (1966-1983). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia.

– MORTENSON, SG, MACK, RN. 2006. The fate of alien conifers in long-term plantings in the USA. Diversity and Distributions, 12:456-466.

– PIMENTEL, D, ZUNIGA, R, MORRISON, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52:273–288.

– PRICE, RA, LISTON, A, STRAUSS, SH. 1998. Phylogeny and systematics of Pinus. En: Richardson D M /ed. Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp 49–68.

– PYŠEK, P, RICHARDSON, DM, REJMÁNEK, M, WEBSTER, G, WILLIAMSON, M, KIRSCHNER, J . 2004, Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53:131–143.

– PYŠEK, P, RICHARDSON, DM. 2007, Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? En: W Nentwing /ed. *Biological Invasions*. Ecological Studies 193, Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg, pp. 97–126.

– RAUSHER, MD. 2001. Co-evolution and plant resistance to natural enemies. *Nature*, 411:857-864.

– REJMÁNEK, M. 1989. Invasibility of plant communities. *Biological Invasions*. A global perspective. En: JA Drake, H Mooney, F di Castri, R Groves, F Kruger, M Rejmánek y M Williamson/ eds. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 369-388.

– REJMÁNEK, M, RICHARDSON, DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77:1655-1661.

– RICHARDSON, DM, VAN WILGEN, BW. 1986. Effects of thirty five years of afforestation with Pinus radiata on the composition of Mesic Mountain Fynbos near Stellenbosch. *South African Journal of Botany*, 52:309-315.

– RICHARDSON, DM, WILLIAMS, PA, HOBBS, RJ. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography*, 21:511-527.

– RICHARDSON, DM. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12:18-26.

– RICHARDSON, DM, HIGGINS, SI. 1998. Pines as invaders in the Southern Hemisphere. En: DM Richardson /ed. Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 450–470.

– RICHARDSON, DM, ALLSOPP, N, D'ANTONIO, CM, MILTON, SJ, REJMÁNEK, M. 2000. Plant invasions: the role of mutualisms. *Biological Review*, 75:65-93.

– RICHARDSON, DM, REJMÁNEK, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, 10:321-331.

– RICHARDSON, DM. 2006. *Pinus*: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, 78:375-388.

– RICHARDSON, DM, PYSEK, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography*, 30:409-431.

– ROGERS, WE, SIEMANN, E. 2005. Herbivory tolerance and compensatory differences in native and invasive ecotypes of Chinese tallow tree (Sapium sebiferum). *Plant Ecology*, 181:57–68.

– SIMBERLOFF, D, RELVA, MA, NUÑEZ, M. 2002. Gringos en el bosque: introduced tree invasion in a native Nothofagus/Austrocedrus forest. *Biological Invasions*, 4:35–53.

– SIMBERLOFF, D, NUÑEZ, MA, LEDGARD, NJ, PAUCHARD, A, RICHADSON, DM, SARASOLA, M, WAN WILGEN, BW, ZALBA, SM, ZENNI, RD, BUSTAMANTE, R, PEÑA, E, ZILLER, SR. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, 35:489–504.

– STOWE, KA, MARQUIS, RJ, HOCHWENDER, CG, SIMMS, EL. 2000. The evolutionary ecology of tolerance to consumer damage. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:565–595.

– VILÀ, M, MARON, J, MARCO, L. 2004. Evidence for the enemy release hypothesis in Hypericum perforatum L. *Oecologia*, 142:474-479.

– VILÀ, M, BASNOU, C, PYŠEK, P, JOSEFSSON, M, GENOVESI, P, GOLLASCH, S, NENTWIG, W, OLENIN, S, ROQUES, A, ROY, D, HULME, P, DAISIE PARTNERS. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8:135-144.

– VITOUSEK, PM, D'ANTONIO, CM, LOOPE, LL, REJMÁNEK, M, WESTBROOKS, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21:1–16.

– WILLIAMSON, M. 1993. Invaders, weeds and the risk from genetically manipulated organisms. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 49:219-224.

Proyectos de investigación-conservación

Pesca de arrastre y tortugas marinas en el golfo de Cádiz.

Miguel David Aguilar Domínguez[1], Sebastián Bitón-Porsmoguer[2] y Manuel Merchán Fornelino[3].

[1] CHELONIA-Andalucía. andalucia@chelonia.es

[2] CHELONIA-Medio marino. medio.marino@chelonia.es

[3] CHELONIA. chelonia@chelonia.es

RESUMEN.

Las capturas accidentales por parte de barcos pesqueros son una de las principales causas de la regresión de muchas especies marinas, incluyendo tortugas, cetáceos, aves y tiburones. Las estimas de capturas accidentales de tortugas marinas realizadas en el Mediterráneo con redes de arrastre serían altas; Francia, Italia, Turquía y Grecia estiman valores que se sitúan entre los 500 y 3.000 individuos cada año.

En las costas del sur peninsular, los artes de arrastre están reconocidos como uno de los principales sistemas de pesca que capturan tortugas marinas, produciendo una mortalidad, directa o inducida, importante; sin embargo, a pesar de su importancia, la pesca de arrastre y sus consecuencias en cuanto a las capturas accidentales de tortugas marinas por las embarcaciones españolas han sido poco estudiadas.

Chelonia realizó durante 2008 y 2010 un proyecto para la evaluación de capturas de tortugas marinas por barcos arrastreros en el levante y el sur peninsular, que contó también con la participación de voluntarios en los barcos. Se muestran los datos registrados a partir de observaciones a bordo y encuestas a pescadores, que permitieron hacer una estimación sobre el número de ejemplares de tortuga capturados, en Andalucía, Murcia y Valencia y proponer medidas de gestión.

Palabras claves: tortugas marinas, pesca de arrastre, TED.

Las capturas accidentales por parte de barcos pesqueros son una de las principales causas de la regresión de muchas especies marinas, incluyendo tortugas, cetáceos, aves y tiburones. En atención a las artes pesqueras de arrastre, en zonas como el Golfo de México o las costas atlánticas estadounidenses, el alto índice de capturas accidentales de tortugas marinas por barcos arrastreros ha obligado a las autoridades a establecer legislaciones específicas. Según diversos informes, las capturas accidentales de tortugas marinas realizadas en el Mediterráneo con redes de arrastre se pueden encontrar en los mismos niveles (Laurent *et al.*, 2001). Países como Francia, Italia, Turquía y Grecia comenzaron a estimar las capturas de tortugas marinas realizadas por redes arrastreras, con valores que se sitúan entre los 500 y 3.000 individuos cada año (Margaritoulis *et al.*, 2001).

España tiene una de las flotas pesqueras más importantes de la Unión Europea, y además es uno de los primeros consumidores de pescado y productos derivados de la actividad

pesquera; todo ello la convierte en un objetivo especialmente sensible a la hora de abordar el tema de la pesca de arrastre.

En las costas del Sur peninsular, tanto en el Mediterráneo Occidental como en el Golfo de Cádiz, los artes de arrastre están reconocidos como uno de los principales sistemas de pesca que capturan tortugas marinas, produciendo una mortalidad, directa o inducida, importante (Camiñas, 2005). La Comunidad Autónoma de Andalucía recoge este problema en el Libro Rojo de los Vertebrados Andaluces (Pleguezuelos *et al.*, 2002), en el cual las redes de arrastre aparecen registradas como una importante amenaza para la conservación de las tortugas marinas:

» Tortuga Laúd (*Dermochelys coriacea Vandelli*, 1761). Categoría de amenaza: Andalucía: "En peligro" de extinción (EN) / España: "En peligro" de extinción (EN) / Mundo: "En peligro crítico" de extinción (CR). En las costas andaluzas las amenazas más importantes para la especie radican en las redes arrastreras, que causan cada año la muerte por ahogamiento de un número elevado -aunque indeterminado- de individuos.

» Tortuga Boba (*Caretta caretta Linnaeus*, 1758). Categoría de amenaza: Andalucía: "En peligro" de extinción (EN) / España: "En peligro" de extinción (EN) / Mundo: "En peligro de extinción (CR). Las redes suponen para esta especie una grave amenaza. Como en las demás tortugas marinas su conservación pasa por el estricto cumplimiento de la legislación pesquera y por la concienciación de los pescadores.

» Tortuga Verde (*Chelonia mydas Linnaeus*, 1758). Categoría de amenaza: Andalucía: "En peligro" de extinción (EN) / España: "En peligro" de extinción (EN) / Mundo: "En peligro de extinción (CR). Como en el caso de otras tortugas marinas, las redes de arrastre y de deriva constituyen una de sus principales causas de muerte.

» Tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata Linneaus*, 1766). Categoría de amenaza: Andalucía: "En peligro" de extinción (EN) / España: "En peligro" de extinción (EN) / Mundo: "En peligro crítico" de extinción (CR). Las medidas protectoras deben incluir el control estricto de las artes pesqueras que provocan la muerte de estos animales.

Las categorías de amenaza del Libro Rojo de los Vertebrados Andaluces fueron establecidas de acuerdo a *Red List of Treatened Animals*, 2000 (UICN). Las tortugas marinas aparecen además en el Anexo II de la Directiva Hábitat de la Unión Europea. Por su parte, la Convención de Especies Migratorias y el Plan de Acción del Mediterráneo de la UNEP (*United Nations Environment Programme*; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), consideran a la tortuga boba (*C. caretta*) como especie prioritaria. Otros convenios, leyes y decretos de catálogos regionales que prevén medidas de protección de las tortugas marinas son el Convenio de Bonn en su Anexo 1, el Convenio de Berna en su Anexo II, CITES 1, la Ley 3/88 de 4 de marzo de 1988 de Cataluña en su Anexo II y el Decreto 151/2001 del 1 de agosto de 2001 de Canarias (Aguilar, 2010).

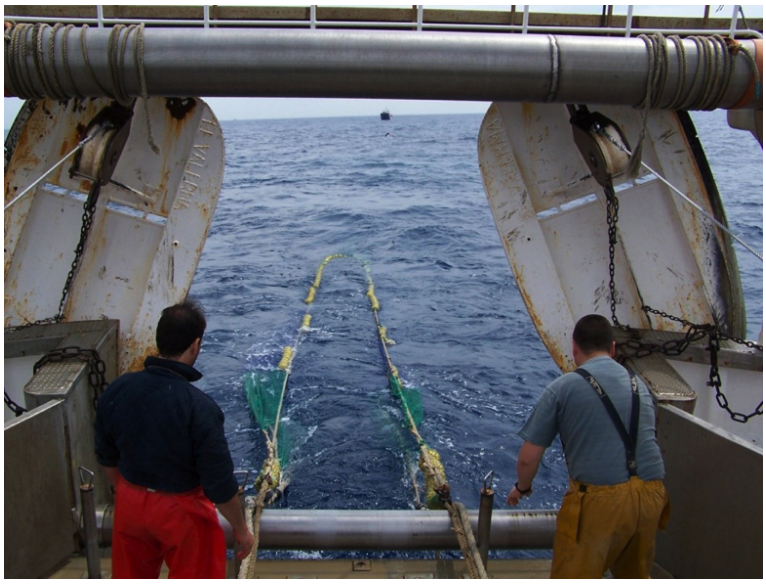
Sin embargo, a pesar de su importancia, la pesca de arrastre y sus consecuencias en cuanto a las capturas accidentales de tortugas marinas por las embarcaciones españolas han sido poco estudiadas, y hasta finales del año 2008, no se había podido aún estimar un número, aunque fuera aproximado, de capturas, que permitiese analizar el estado de la problemática y realizar una propuesta de medidas concretas para minimizar sus efectos. De hecho, los proyectos realizados hasta la fecha se han centrado principalmente en los efectos del palangre, del cual –a diferencia de la pesca de arrastre- ya existía información sobre sus efectos negativos sobre las tortugas, como por ejemplo la iniciativa con financiación del Programa LIFE de la Unión Europea "Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía (2002-2006)" (Anguita, 2003).

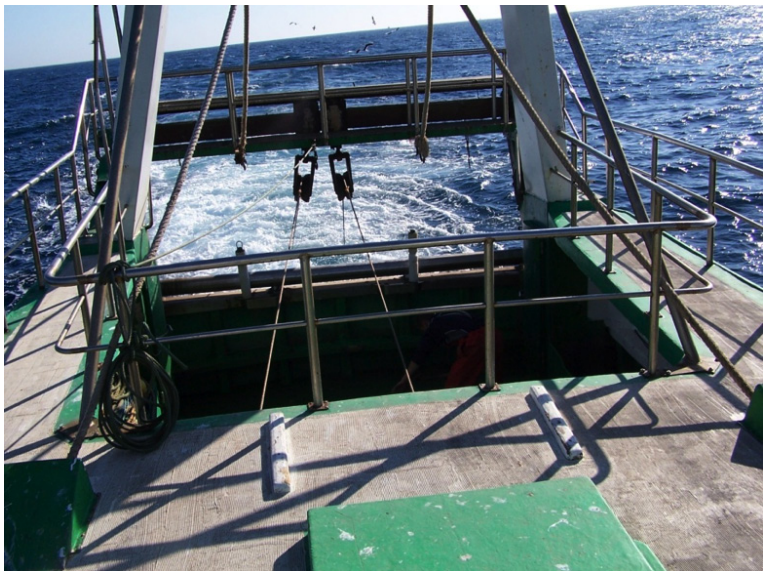
Proyectos de investigación-conservación

Para solventar las referidas limitaciones existentes en el conocimiento de las amenazas de las tortugas marinas en nuestras costas, la Asociación Chelonia con financiación del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, realizó durante los años 2008 y 2009 una evaluación con objeto de valorizar las capturas de tortugas marinas por los barcos pesqueros arrastreros en el levante y el Sur peninsular, y proponer soluciones concretas para limitar las capturas accidentales de tortugas marinas (Chelonia, 2009).

Los datos registrados a partir de observaciones a bordo de barcos arrastreros y encuestas a pescadores, permitieron hacer una estimación alta sobre el número de ejemplares de tortuga capturados, con un cómputo aproximado de 5.000 individuos anualmente, en las comunidades de Andalucía, Murcia y Valencia (Bitón-Porsmoguer, 2009; Merchán, 2010).

Con objeto de mejorar el nivel de conocimiento sobre el impacto de la pesca de arrastre en las poblaciones de tortugas marinas en el litoral suratlántico andaluz, en el período 2009-2010, Chelonia realizó, con apoyo de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, el proyecto de voluntariado ambiental *Flota pesquera de arrastre y tortugas marinas en el litoral suratlántico andaluz*, uno de cuyos objetivos fue ampliar la información obtenida en 2008 y llegar a una estimación concreta de las capturas accidentales de tortugas marinas en el Golfo de Cádiz provocadas por la flota arrastrera (Chelonia, 2010).





Fotos 1, 2. Buques de arrastre del litoral andaluz.

Se seleccionó para su seguimiento la flota pesquera de Isla Cristina (Huelva), uno de los puertos pesqueros más importante del Golfo de Cádiz, que con 50 barcos arrastreros, conforma la mayor flota pesquera de arrastre de toda Andalucía (Unidad Técnica de Análisis Socio-económicos Pesqueros y Acuícolas, 2011).

Mediante el embarque de observadores voluntarios, previamente formados, en estos barcos arrastreros y la realización de encuestas a los pescadores, se procedió a la toma de datos sobre las capturas accidentales de tortugas marinas.

Unido a los datos recogidos anteriormente, según las observaciones realizadas y los testimonios de pescadores de arrastreros de Isla Cristina, podemos confirmar que en el Golfo de Cádiz:

» Las capturas accidentales de tortugas marinas por barcos arrastreros es altamente probable.

» La flota pesquera arrastrera de Isla Cristina faena en el Golfo de Cádiz, en la zona comprendida entre el Estrecho de Gibraltar (36º01' 05º20'W) y la frontera con Portugal (7º23'48"W). Sus barcos arrastreros coinciden con la presencia de tortugas marinas, ya que dicha zona de pesca se considera, a su vez, la "puerta de entrada" de las tortugas marinas, nacidas en el Caribe, hacia el Mar Mediterráneo.

» La referida flota pesquera de arrastre se especializa en la captura de crustáceos (principalmente gamba blanca), y sus redes se mantienen en alta profundidad, entre 100 y 400 m. Las tortugas suelen frecuentar las aguas superficiales más a menudo; sin embargo alcanzan también aguas más profundas en condiciones normales –la tortuga boba (*Caretta caretta*) ha sido observada en profundidades de hasta 210 m con un tiempo de inmersión habitual de alrededor de media hora-. Los crustáceos, objeto de pesca de la flota de arrastre, son especies base de la dieta de las tortugas marinas, y éstas alcanzan en sus desplazamientos las profundidades a que se encuentran las redes para alimentarse.

» Las capturas accidentales de tortugas marinas corresponden a una media entre 1 y 3 individuos por barco y campaña.

Foto 3. Tortuga boba capturada con las redes de arrastre. Barco arrastrero "Nuevo Tío Paco" del puerto pesquero de Isla Cristina (Huelva).

» En los estudios anteriores realizados, en base a datos recogidos en el Levante peninsular, en la zona marítima comprendida entre el Estrecho de Gibraltar, Almería, Mar de Alborán, Murcia y Comunidad Valenciana, se llegó a una media de captura accidental de tortugas marinas de entre 5 y 6 individuos por campaña y por barco.

» La media de capturas más baja en el Golfo de Cádiz se explica por una menor frecuencia de tortugas que en la cuenca mediterránea. En concreto la zona marítima del Levante español cuenta con las más elevadas temperaturas de las aguas superficiales mediterráneas en verano, siendo el punto de encuentro de dos corrientes de aguas superficiales, una del Sur, procedente del Estrecho de Gibraltar y otra del Norte, que rodea las Islas Baleares, lo que la convierte en una zona altamente frecuentada por las tortugas marinas.

Aún así, su importancia sobre las poblaciones de tortugas marinas se puede considerar notable, ya que considerando el número total de barcos pesqueros con redes de arrastre del Puerto de Isla Cristina que faena en el Golfo de Cádiz, contando como media dos tortugas por campaña, se pueden estimar unas capturas de 100 individuos.

» Las capturas accidentales de tortugas marinas se registran sobre todo, desde primavera hasta finales de verano.

» Ello está relacionado con la temperatura de las aguas superficiales, ya que en invierno y otoño, las tortugas frecuentan aguas más cálidas en el Este de la cuenca mediterránea. Al llegar la primavera y el verano, es decir, cuando las aguas superficiales se calientan, se registran las mayores capturas, desde mayo hasta septiembre aproximadamente. Existe por tanto una correlación entre el calentamiento de las aguas superficiales y las capturas de tortugas marinas.

» La totalidad de las tortugas marinas capturadas accidentalmente corresponden a la especie *Caretta caretta* (tortuga boba).

Se han establecido unas estimas de capturas accidentales de tortugas marinas por parte de la flota pesquera de arrastre de Isla Cristina, importante puerto pesquero del Golfo de

Foto 4. Lonja de Isla Cristina.

Cádiz (con 50 barcos arrastreros, conforma una de las mayores flotas de arrastre de toda Andalucía), significativas en relación con la conservación de sus poblaciones.

Para avanzar en un estudio integral del Golfo de Cádiz, Chelonia realiza durante el presente periodo 2010-2011, un seguimiento de la flota arrastrera del Puerto de Ayamonte (18 buques arrastreros tienen su puerto base en Ayamonte), que complementará al efectuado en la flota de Isla Cristina, con el objetivo conjunto de determinar la situación actual de las tortugas marinas en relación con la flota pesquera de arrastre en el litoral suratlántico andaluz.

A su vez creemos necesaria la continuación de un proceso, ya iniciado por Chelonia acompañando a las campañas de seguimiento de las flotas arrastreras, de sensibilización del sector pesquero y conocimiento de la aplicación de medidas, como la instalación del dispositivo de escape TED -Turtle Excluder Device- (Chelonia, 2008), para minimizar los efectos negativos de las capturas accidentales.

Foto 5. Evaluación del TED (Turtle Excluder Device) en barcos arrastreros del litoral andaluz.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

– AGUILAR, M.D., 2010. Marco legal para la conservación de las tortugas marinas en España. En *Tortugas marinas de la Comunidad Valenciana: conservación y manejo clínico*: 19-54. Asociación Chelonia, monografías, Vol. II.

– ANGUITA, R., 2003. Conservación de los Cetáceos y Tortugas de Murcia y Andalucía. A toda vela. *Ambienta*, 53: 48-53.

– BITÓN-PORSMOGUER, S., 2009. Biología de las tortugas marinas e incidencia de la pesca de arrastre en su conservación en el Mediterráneo y Golfo de Cádiz. Asociación Chelonia, monografías. Vol. I. 117 pp.

– CAMIÑAS, J.A., 2005. Interacciones entre las tortugas marinas y las flotas españolas en el Mediterráneo occidental y Golfo de Cádiz. Ministerio de Educación y Ciencia / Instituto Español de Oceanografía.

– CHELONIA, 2008. Estudio del TED (Turtle Excluder Device) según ensayos de IFREMER. Chelonia / Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

– CHELONIA, 2009. Evaluación de las capturas accidentales de las diferentes especies de tortugas marinas por las flotas pesqueras con redes de arrastre en el Golfo de Cádiz y en el Mar Mediterráneo. Estadísticas campaña 2007/2008. Chelonia /Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

– CHELONIA, 2010. Flota pesquera de arrastre y tortugas marinas en el litoral suratlántico andaluz. Chelonia/Consejería de Medio Ambiente.

– LAURENT, L., CAMIÑAS, J.A., CASALE, P., DEFLORIO, M., DE METRIO, G., KAPANTAGAKIS, A., MARGARITOULIS, D., POLITOU, C. Y J. VALEIRAS. 2001. Assenssing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations. Project EC-DG Fisheries 98-008, Final Report. Joint Project of Bioinsight, IEO, IMBC, STPS and University of Bari, Villeurbanne, France. 267 pp.

– MARGARITOULIS, D., POLITOU, C. Y L. LAURENT. 2001. Assenssing turtle bycatch in the trawl fisheries of Greece. First Mediterranean Conference on Marine Turtles. Roma. 24-28 de octubre de 2001.

– MERCHÁN, M., 2010. Una aproximación al estado global de conservación de las tortugas marinas. En *Tortugas marinas de la Comunidad Valenciana: conservación y manejo clínico*: 9-17. Asociación Chelonia, monografías, Vol. II.

– PLEGUEZUELOS, J.M., PÉREZ QUINTERO, J.C., MATEO, J.A. Y J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA. 2002. Fichas Rojas de las Especies de Reptiles de Andalucía. En *Libro Rojo de los Vertebrados Andaluces*: 49-75.

– UNIDAD TÉCNICA DE ANÁLISIS SOCIO-ECONÓMICOS PESQUEROS Y ACUÍCOLAS, 2011. Análisis socioeconómico de la actividad pesquera en Isla Cristina. Empresa Pública Desarrollo Agrario y Pesquero. Consejería de Agricultura y Pesca.