núm. :04 2014

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT.

ISSN: 2253-6280
www.chronicanaturae.org

: ***La divulgación científica como herramienta al servicio de la educación ambiental.*** Editorial.

: ***"La conservación de los océanos, una responsabilidad colectiva: pasado, presente y futuro".*** Xavier Pastor.

: ***Esperando la invernada del Mirlo Capiblanco: la clave de la dispersión de semillas del Cedro Canario en el Parque Nacional del Teide.*** Beatriz Rumeu y Manuel Nogales.

: ***Estacionalidad y colonización de*** **Caulerpa racemosa** ***var.*** **cylindracea** ***en espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana.*** A. M. Enguix, J. Argente, J. Chicharro, Z. Ferrer y V. Castañer.

: ***Biodiversidad marina en sustratos artificiales y naturales litorales de la Isla de Tenerife.*** Jose A. Sanabria-Fernandez, Daniel Hernández-Pérez, Rodrigo Riera, Néstor Sánchez-Martínez y Mikel A. Becerro.

: ***Estudio de la alimentación de aves insectívoras en parques urbanos como control biológico de posibles plagas.*** Sandra Goded Millán, Almudena Vargas Palmero e Ignacio Otero Cañas.

: **El valor de la tortuga marina.** ***Impacto social y económico del programa de conservación e investigación de tortugas marinas de la Fundación Corcovado en Bahía Drake.*** Daniel González Paredes y David Melero Duro.

: ***Problemática de las basuras marinas en España –El proyecto MARNOBA y la experiencia en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.*** Pilar Zorzo, Estíbaliz López-Samaniego y F. Javier Miranda.

Colaboran en este número:

OCEANA-EUROPA

ISLAND ECOLOGY AND EVOLUTION RESEARCH GROUP (IPNA-CSIC)

REAL JARDÍN BOTÁNICO (RJB-CSIC)

CONSELLERIA DE INFRAESTRUCTURAS, TERRITORIO Y MEDIO AMBIENTE. GENERALITAT VALENCIANA

VAERSA

INSTITUTO DE PRODUCTOS NATURALES Y AGROBIOLOGÍA DE LA LAGUNA (IPNA-CSIC)

CENTRO DE INVESTIGACIONES MEDIOAMBIENTALES DEL ATLÁNTICO (CIMA, SL)

GREFA (GRUPO PARA LA RECUPERACIÓN DE LA FAUNA AUTÓCTONA Y SU HÁBITAT)

SCRIPPS INSTITUTION OF OCEANOGRAPHY, (UCSD). CMBC, CENTER FOR MARINE BIODIVERSITY & CONSERVATION

INICIATIVA CAREY DEL PACÍFICO ORIENTAL (ICAPO)

KAI MARINE SERVICES

ASOCIACIÓN VERTIDOS CERO.

ASOCIACIÓN HOMBRE Y TERRITORIO (HYT)

Chronica naturae, 4 (2014). ISSN: 2253-6280.

abril 2014. 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 :4/5

: La divulgación científica como herramienta al servicio de la educación ambiental.
Comité editorial de *Chronica naturae*.

El investigador invitado :6/9

: "La conservación de los océanos, una responsabilidad colectiva: pasado, presente y futuro".
Entrevista realizada a Xavier Pastor, Director ejecutivo de OCEANA-Europa.

Artículos :10/20

: Esperando la invernada del Mirlo Capiblanco: la clave de la dispersión de semillas del Cedro Canario en el Parque Nacional del Teide.
Beatriz Rumeu y Manuel Nogales. Island Ecology and Evolution Research Group, IPNA-CSIC / Real Jardín Botánico (RJB-CSIC).

Artículos :21/33

: Estacionalidad y colonización de* Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *en espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana.
A. M. Enguix, J. Argente, J. Chicharro, Z. Ferrer, V. Castañer. Sección de gestión de proyectos de Espacios Naturales Protegidos, Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. / Equipo de trabajo en medio marino, Vaersa.

Artículos :34/40

: Biodiversidad marina en sustratos artificiales y naturales litorales de la Isla de Tenerife.
Jose A. Sanabria-Fernandez, Daniel Hernández-Pérez, Rodrigo Riera, Néstor Sánchez-Martínez y Mikel A. Becerro. The BITES lab, Instituto de Productos Naturales y Agrobiología de La Laguna (IPNA-CSIC). / Centro de Investigaciones Medioambientales del Atlántico (CIMA, SL).

Artículos :41/50

: Estudio de la alimentación de aves insectívoras en parques urbanos como control biológico de posibles plagas.
Sandra Goded Millán, Almudena Vargas Palmero e Ignacio Otero Cañas. GREFA (Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona y su Hábitat).

Proyectos de investigación-conservación :51/65

:* El valor de la tortuga marina. *Impacto social y económico del programa de conservación e investigación de tortugas marinas de la Fundación Corcovado en Bahía Drake.
Daniel González Paredes y David Melero Duro. Scripps Institution of Oceanography, (UCSD). CMBC, Center for Marine Biodiversity & Conservation. / Asociación Hombre y Territorio. / Iniciativa Carey del Pacífico Oriental (ICAPO).

Proyectos de investigación-conservación :66/74

: Problemática de las basuras marinas en España –El proyecto MARNOBA y la experiencia en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.
Pilar Zorzo, Estíbaliz López-Samaniego y F. Javier Miranda. KAI Marine Services. / Asociación Vertidos Cero.

Editorial

La divulgación científica como herramienta al servicio de la educación ambiental.

Se considera que la educación ambiental nace como disciplina en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio humano, celebrada en Estocolmo en 1972. En su germen se encuentra la necesidad de educar para el medio ambiente a fin de avanzar hacia un modelo de crecimiento más equilibrado. Ya en esta temprana fecha se puso el acento en que debía potenciar acciones de sensibilización dirigidas a mejorar los conocimientos, las actitudes y los comportamientos. Para ello se establecieron dos líneas estratégicas básicas: de un lado, la información y comunicación, y de otra, la formación y capacitación.

En 1975 la Carta de Belgrado estableció los objetivos que habrían de servir desde entonces como referentes para cualquier acción educativa, entre los que destacan la comprensión del medio ambiente y su problemática y la presencia y función del ser humano en él. Dos años más tarde la Conferencia de Tbilisi señaló que la educación ambiental precisa de un enfoque global y sistémico enraizado en una sólida base interdisciplinaria de conocimiento. En el II Congreso de Educación Ambiental, celebrado en Moscú en 1987 a instancias de la ONU, se adoptó la siguiente definición: *"La Educación Ambiental es un proceso permanente en el cual los individuos y las comunidades adquieren conciencia de su medio y aprenden los conocimientos, los valores, las destrezas, la experiencia y también la determinación que les capacite para actuar, individual y colectivamente en la resolución de los problemas ambientales presentes y futuros".*

La Recomendación 20 de la Declaración de Salónica de 1997 instaba a los medios y canales de información a divulgar los mensajes clave para traducir la complejidad de los problemas en términos inteligibles para el gran público. En estos mismos términos se expresa el Libro Blanco de la Educación Ambiental en España (1999), que califica a los medios de comunicación –entre los que modestamente se encuentra *Chronica naturae*- como agentes de información y formación social. El Libro Blanco, al igual que la Estrategia Andaluza de Educación Ambiental (2003), expresa la necesidad de que los medios ofrezcamos información con veracidad y rigor científico, instrumento éste básico si queremos educar para la sostenibilidad: *"Una fundamental herramienta de trabajo en educación ambiental es la elaboración de información actualizada, fiable, contrastada, accesible, comprensible y utilizable, que sea puesta a disposición de todos aquellos grupos y personas implicadas, o sencillamente interesadas, en un determinado asunto".*

Este maridaje entre divulgación científica y educación ambiental se ha traducido en infinidad de experiencias de resultado exitoso. Antes del comandante Cousteau sólo conocíamos la superficie del océano; gracias a él cientos de millones de personas descubrimos ese gran desconocido mundo de silencio y nos preocupamos por su frágil ecología. En nuestro país, el añorado Félix Rodríguez de la Fuente contribuyó de manera decisiva a crear conciencia ecológica en un momento en el que los depredadores eran considerados alimañas, y apenas existían espacios naturales protegidos. El "efecto Félix" no fue sino un milagro de comunicación y divulgación. El "amigo de los animales" fue un maravilloso contador de historias que siempre contenían una enseñanza. Su labor como divulgador ambiental fue clave para crear una cultura ecologista en España, y la transmisión de su mensaje logró modificar no sólo las actitudes –uno de los objetivos fundamentales de la educación ambiental-, sino también legislaciones. Lo que hoy conocemos como Desarrollo Sostenible ya fue avanzado por él en el título de su serie más universal: "El hombre y la tierra".

Editorial

Llama la atención que el personaje más influyente en lo que a medio ambiente se refiere en España haya sido un divulgador, un naturalista, y no un científico; fue su poder de comunicación lo que propició el cambio de las conciencias. Se adelantó a su tiempo gracias a su innovadora visión global e integrada de la naturaleza que comprendía al ser humano. *Chronica naturae*, en su cuarto número ya, pretende trasmitir conocimientos científicos acreditados de forma compresible y convertirse en herramienta al servicio de la educación ambiental. Desde Hombre y Territorio seguimos apostando por ello.

Comité editorial de *Chronica naturae*. Abril 2014.

El investigador invitado

"La conservación de los océanos, una responsabilidad colectiva: pasado, presente y futuro"

Entrevista realizada a D. Xavier Pastor (Director ejecutivo de OCEANA-Europa) con motivo de su presencia en Sevilla, apoyando el acto de celebración del décimo aniversario de la Asociación Hombre y Territorio con su conferencia "La conservación de los océanos, una responsabilidad colectiva: pasado, presente y futuro". Este acto tuvo lugar en Sevilla el 13 de febrero de 2014 en la sede de la Fundación Biodiversidad.

P.— ***"El proyecto LIFE+ INDEMARES tiene como objetivo contribuir a la protección y uso sostenible de la biodiversidad en los mares españoles mediante la identificación de espacios de valor para la Red Natura 2000. Las actuaciones previstas en el marco del proyecto se desarrollan entre el 1 de enero de 2009 y el 31 de diciembre de 2013".*** Desde su punto de vista, ¿Qué logros (objetivos) ha alcanzado este proyecto y cuál ha sido el papel de Oceana?. Ahora, ¿cuáles deberían ser las acciones prioritarias de la Administración?

R.— LIFE+ INDEMARES es el proceso de conservación marina más importante que se ha desarrollado en España en los últimos años. Es un proyecto cofinanciado por la Comisión Europea y el Gobierno español con el objetivo de acercarse a la protección del 10% de la superficie marina, como establece el Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas. Y en ese sentido, en cinco años se ha producido un avance enorme en el conocimiento de las aguas españolas y en su designación como áreas protegidas. Se ha comprobado el gran valor ecológico de áreas que estaban casi sin documentar y ahora mismo se están dando los pasos administrativos necesarios para incluirlas dentro de la Red Natura 2000, la que agrupa a los lugares de mayor interés medioambiental de la UE.

El siguiente paso que deben desarrollar los gobiernos sin dilación es elaborar cuanto antes los planes de gestión de estos nuevos Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) para que la protección sea efectiva y no se quede en el papel.

Oceana es uno de los 10 socios del proyecto, responsables de estudiar y determinar el área marina conocida como Seco de los Olivos o banco de Chella situado frente a la costa de Almería. El Seco de los Olivos es una montaña submarina cuya cima se encuentra a 80 metros de profundidad; el área propuesta se trata de un conjunto de elevaciones que albergan una biodiversidad muy rica, incluyendo corales de profundidad, cetáceos, tiburones y numerosos peces.

P.— ***"El Reglamento establece para el período 2007-2013 un nuevo Fondo Europeo de Pesca (FEP) que debe contribuir a la consecución de los objetivos de la política pesquera común (PPC), cuyo objetivo principal es garantizar la conservación y explotación sostenible de los recursos marinos".*** En este sentido, ¿Cómo se puede utilizar efectivamente esta herramienta para la tutela del medio marino?; ¿Qué resultados/acciones importantes ha aportado? ¿Cuáles faltarían apoyar?

R.— El Fondo Europeo Marítimo y de la Pesca es el mecanismo financiero que permitirá aplicar la reforma de la Política Pesquera Común durante los próximos siete años. Los anteriores programas de subvenciones pesqueras daban prioridad a intereses económicos

a corto plazo en detrimento de la sostenibilidad, empleando dinero del contribuyente en aumentar la capacidad de la flota y financiando la sobrepesca. En Oceana estamos reclamando un cambio en ese patrón hacia un mayor gasto en medidas beneficiosas para el medio marino, han de apoyar la protección del medioambiente marino a través de la creación de áreas marinas protegidas, el incremento del control y seguimiento de la flota pesquera y la inversión en investigación científica.

Recientemente en enero de este año se han aprobado ayudas que contribuyen a restaurar los stocks pesqueros y situarlos en la senda de la sostenibilidad, sin embargo, consideramos decepcionante que se hayan dejado de lado los riesgos asociados a ciertas subvenciones ambientalmente perniciosas, como las destinadas a nuevos motores en las embarcaciones y los amarres temporales. Conceder subvenciones a la sustitución de motores es un paso peligroso, ya que motores más eficientes contribuyen a incrementar la capacidad pesquera.

P.— ***"Más de 17 millones de hectáreas marinas, 82 espacios protegidos y casi 200 especies protegidas o reguladas están en peligro por los proyectos sísmicos para buscar petróleo entre Cataluña y Baleares. Este es el resumen del informe que ha presentado Oceana ante el Gobierno para impedir que se lleven a cabo los trabajos de búsqueda de petróleo y gas que se pretenden desarrollar en aguas del Mediterráneo".*** A su entender, y como representante de una de la entidad que ha realizado en informe, ¿Qué factores, peligrosos para el medio marino, están implicados en este proyecto? ¿Qué efectos puede causar este proyecto sísmico sobre la flora y fauna marina?

R.— La reciente "fiebre del oro negro" está actualmente amenazando a un 45% de las aguas españolas mediterráneas, que quedarían abiertas a la exploración y explotación de hidrocarburos si se aprueban los proyectos pendientes de autorización administrativa. Estos casi 12 millones de hectáreas no incluyen las zonas colindantes que se verían afectadas por las adquisiciones sísmicas, que según nuestros cálculos harían ascender la superficie amenazada hasta 20 o 22 millones o un 60-70% del Mediterráneo español.

Los impactos sobre los cetáceos y otros seres vivos (tortugas, stocks pesqueros, ...) de las prospecciones con cañones sónicos (airguns) están ampliamente estudiados y cuantificados en muchas partes del mundo. En particular se han estudiado a fondo en los Estados Unidos. Eso sin contar el impacto de los accidentes de los pozos petrolíferos, como el reciente del Deepwater Horizon en el Golfo de México.

Similares propuestas están generando una fuerte polémica en otras partes del mundo. El Departamento de Interior de Estados Unidos informaba que, de llevarse estudios similares en las aguas atlánticas de este país, se vería dañado 1 cetáceo por cada 6 km^2 y otros muchos cientos de miles se verían afectados en distintos aspectos de su comportamiento, cría o alimentación. Si estas cifras se extrapolaran al Mediterráneo, estaríamos hablando de más de 16.000 cetáceos con daños y muchas decenas de miles más con perturbaciones.

Algunas especies son especialmente sensibles a la contaminación acústica, como el cachalote, una especie en peligro de extinción en el Mediterráneo que podría verse afectada aún a más de 300 kilómetros del foco emisor. Baleares es uno de los lugares clave y más importante para esta especie en el Mediterráneo.

El daño también afectaría a la pesca y al turismo, ya que el impacto del sonido en el mar se extiende a zonas muy alejadas del foco de la contaminación acústica. Aun a un kilómetro de distancia, la intensidad del sonido sería similar a una explosión nuclear como la de Hiroshima, y se han comprobado efectos a decenas o incluso cientos de kilómetros más lejos.

El investigador invitado

Investigaciones sobre el impacto en la pesca de estudios sísmicos en el Atlántico Norte demostraron que algunas especies comerciales se veían afectadas aún a más de 30 kilómetros de distancia, provocando pérdidas en las capturas de los pescadores que podrán llegar a ser de más del 70%-80%. Por tanto, la inmensa mayoría de los caladeros, reservas marinas y áreas protegidas de la zona se verían impactadas por el bombardeo de las pruebas sísmicas.

P.— ***"Según la FAO, la pesca destructiva, como por ejemplo la pesca de arrastre, desperdicia más de 7 millones de toneladas de organismos marinos al año, a la vez que destruye hábitats como los arrecifes de coral y montañas submarinas que pueden tardar décadas o siglos en recuperarse".*** En este sentido, ¿Cuáles deberían ser los principales ejes para iniciar un modelo de pesca sostenible? ¿Cómo se tendría que reglamentar la pesca para que este cambio fuera real/efectivo?

R.— Las claves deben fundamentarse en una mejor gestión pesquera, en minimizar las actividades de pesca destructiva como el arrastre, erradicar el uso de artes prohibidas como las redes de deriva o la pesca ilegal no regulada ni reglamentada (IUU). También es fundamental canalizar las ayudas de estado hacia la pesca artesanal, la investigación, el control, vigilancia y la creación de áreas marinas protegidas para salvaguardar la biodiversidad y facilitar la recuperación de los stocks. Es muy posible que a medida que se pongan en marcha estas propuestas y se consoliden los indicios de recuperación, la industria pesquera europea vea que aumentan sus beneficios.

El crecimiento de la flota de países asiáticos, más difíciles de controlar por procedimientos democráticos y mediáticos, requerirá avanzar hacia una alianza entre la industria pesquera occidental, mucho más controlada y estable, las organizaciones ecologistas y los organismos internacionales.

P.— Usted lleva ya más de 30 años implicado en organismos relacionados con la investigación, gestión y protección del medio marino. Dentro de la generalidad a la que puede estar sujeta la pregunta, ¿cómo valora los pasos que se han dado desde la administración europea y nacional en los últimos años para conseguir una mejor gestión del medio marino? ¿Cree que el camino que se está tomando es el adecuado o se precisa algún cambio de rumbo?

Imagen:
Ramón Rodriguez (http://elpais.com/autor/ramon/a/).

El investigador invitado

R.— Son pasos muy importantes y en la buena dirección. Por fin las administraciones europeas y española se han convencido de que el sector pesquero navegaba hacia el desastre total, con el colapso de los caladeros y la quiebra de toda la industria pesquera. Frente a esta situación y ayudados por la presión ejercida por organizaciones como Oceana, han iniciado los pasos de recuperación de los stocks pesqueros y la reducción de la capacidad de la flota a niveles que sean proporcionales con la disponibilidad de recursos de forma sostenible. El cambio de rumbo parece que ya se ha dado. Lo que es imprescindible es que se lleven a cabo las decisiones que se han tomado, y que se haga a buen ritmo. El sector pesquero se caracteriza por ser muy hábil en encontrar vías para burlar las leyes a base de picaresca, el fraude y la complicidad de las autoridades. Esto debe acabar, y se deben ver sometidos al imperio de la ley como los demás sectores productivos y sociales. Ellos serán los primeros beneficiados.

P.— OCEANA es una entidad de carácter internacional consagrada desde hace años. Y uno de sus elementos clave es el perfil técnico y la fiabilidad de los resultados a nivel científico que aporta a las distintas administraciones, para apoyar la gestión de diferentes ecosistemas. A nivel nacional no existen muchas entidades no gubernamentales de carácter ambiental que trabajen así. ¿Cree necesario que éstas deberían tratar de integrar esta política en sus proyectos? ¿Cree que la administración debería colaborar o escuchar en mayor medida a entidades que sí tengan esta capacidad?

R.— Oceana no es quien para dar consejos a otras ONGs. Cada una de ellas aporta de forma positiva las estrategias y tácticas que considera más adecuadas para avanzar hacia objetivos que en muchos casos son comunes. Nosotros hemos optado por basar nuestras campañas en un sólido apoyo científico y técnico que sea difícilmente cuestionable por los sectores que se ven afectados por las mismas. Sabemos que eso nos hace diferentes y añade contundencia a nuestras posiciones. En un mundo lógico, uno pensaría que, efectivamente, la administración debería escuchar con atención a quienes aportan argumentos científicos y técnicos, y que además defienden el cumplimiento de las leyes vigentes. Pero este no es siempre un mundo lógico.

P.— ¿Cree que la sociedad española valora realmente el valor económico de sus recursos naturales y la fuente de negocio que puede suponer la protección de los mismos? Y valorando el papel de nuestros dirigentes, ¿cree posible que lleguemos a vivir un momento en el que se dé prioridad a las políticas de protección ambiental frente a otros modelos de desarrollo?

R.— La valoración de la sociedad española sobre el valor económico de nuestros recursos naturales no es homogénea. Hay sectores que lo tienen muy claro, y otros que ni siquiera se lo plantean. Luego están las contradicciones. Por ejemplo el sector turístico sabe perfectamente que unos mares limpios y llenos de vida son fundamentales para mantener a España como una potencia internacional en este frente, pero sin embargo no sólo no se moviliza para conseguirlo sino que en demasiadas ocasiones forma parte de los sectores que degradan ese medio ambiente. ¿Los dirigentes? Bueno, depende de lo "engrasados" que estén por los Gürtel de turno, de lo dóciles que sean a las presiones de sectores como la industria petrolífera o la industria pesquera, o lo valientes que se muestren en hacer cumplir las leyes que han prometido defender.

Muchas gracias por su tiempo y atención.

Artículos

Esperando la invernada del Mirlo Capiblanco: la clave de la dispersión de semillas del Cedro Canario en el Parque Nacional del Teide.

Beatriz Rumeu[1,2] & Manuel Nogales[1]

[1] Island Ecology and Evolution Research Group, IPNA-CSIC. Avda. Astrofísico Fco. Sánchez 3, 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias.

[2] Real Jardín Botánico (RJB-CSIC), Madrid, Spain.

[*] Autora para la correspondencia: Beatriz Rumeu. Tel: +34 91 4203017 ext. 265.
Email: brumeu@rjb.csic.es.

RESUMEN

*El Mirlo Capiblanco (*Turdus torquatus*), previamente considerado como un invernante irregular y escaso en Canarias, ha demostrando ser un visitante regular en la alta montaña de la isla de Tenerife. A través de la realización de un censo (combinando transectos lineares con puntos de observación), y mediante el estudio de su dieta invernal a partir de la colecta y posterior análisis de excrementos, hemos podido estimar el tamaño poblacional de este túrdido invernante, así como esclarecer su papel como dispersor de semillas del Cedro Canario (*Juniperus cedrus*), árbol endémico del archipiélago que se encuentra actualmente catalogado como "en peligro" según los criterios de la UICN. Los resultados muestran que la población invernante de Mirlo Capiblanco es inferior a los 50 individuos, y su dieta se compone mayoritariamente de gálbulas de Cedro Canario (95% de la biomasa consumida). La efectividad de este visitante invernal como agente dispersante del Cedro Canario se confirma debido al gran número de semillas encontradas en los excrementos y al efecto potenciador de la germinación que tiene lugar tras el paso de las semillas por el tracto digestivo de las aves. Además, su papel se torna especialmente importante al ser actualmente el principal dispersor del sistema capaz de mover las semillas a larga distancia de forma regular y mantener la conexión entre las poblaciones fragmentadas. La fuerte dependencia de un endemismo insular sobre un visitante migrador para el dinamismo de sus poblaciones constituye un caso excepcional y denota cierta fragilidad en el mantenimiento y conservación del sistema. Al mismo tiempo, podría estar indicando que la población de Cedro Canario pudiera ser mucho más numerosa en el pasado en la alta montaña de Tenerife y caracterizara en mayor medida el paisaje del Parque Nacional del Teide.*

Palabras clave: Mirlo Capiblanco, dieta frugívora, Cedro Canario, Islas Canarias, vegetación de alta montaña.

Artículos

INTRODUCCIÓN

Las plantas con fruto carnoso muestran una dependencia vital hacia los frugívoros capaces de dispersar sus semillas. Son ellos los responsables de generar una *lluvia de semillas* (i.e. distribución espacial de las semillas dispersadas con respecto a su planta madre y el resto de individuos conespecíficos) que permita el reclutamiento en microhábitats adecuados, minimice los procesos de competencia o genere un flujo génico dinámico dentro y entre poblaciones (Ouborg *et al*., 1999; Schupp *et al*., 2010). Entre los vertebrados, las aves constituyen un importante vector de dispersión a larga distancia para muchas plantas, siendo responsables de estos extensos movimientos dispersivos (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007; Nogales *et al*., 2012). La extinción de un dispersor de semillas puede tener consecuencias dramáticas dentro de una comunidad pero, especialmente, cuando se trata de ambientes insulares (Jordano *et al*., 2011). Esto se debe a que la biota insular ha evolucionado en aislamiento y, por lo general, presenta tamaños poblacionales pequeños, un alto grado de endemicidad y comprende un pool restringido de especies de frugívoros en comparación con ambientes continentales (Simberloff, 2000). Por tanto, los mutualismos insulares son altamente sensibles a las perturbaciones antrópicas y a la pérdida de cualquiera de sus elementos (e.g. Temple, 1977; Clout y Hay, 1989; Cox *et al*., 1991; Meehan *et al*., 2002; Traveset y Riera, 2005).

El Cedro Canario (*Juniperus cedrus* Webb & Berth) es un endemismo de las Islas Canarias, donde constituye la única especie arbórea que crece de forma natural en el ecosistema de la alta montaña. Se trata de una especie dioica, es decir, con sexos separados en distintos pies de planta. Como ocurre en el resto de especies del género *Juniperus* (sabinas y enebros), las plantas femeninas producen unas estructuras reproductoras carnosas denominadas *gálbulas* o *gálbulos*, susceptibles de ser dispersadas por distintos vertebrados frugívoros (Fig.1). Hasta la realización del presente trabajo, el gremio de dispersores de semillas conocido para el Cedro Canario estaba compuesto por un agente de dispersión a larga distancia: el Cuervo (*Corvus corax* Linneaus) (Nogales *et al*., 1999), y un agente de dispersión a corta distancia: el Lagarto Tizón (*Gallotia galloti* Oudart) (Valido, 1999) (Fig. 2).

Figura 1. El Cedro Canario (*Juniperus cedrus*). A: individuo adulto, B: detalle de las gálbulas maduras.

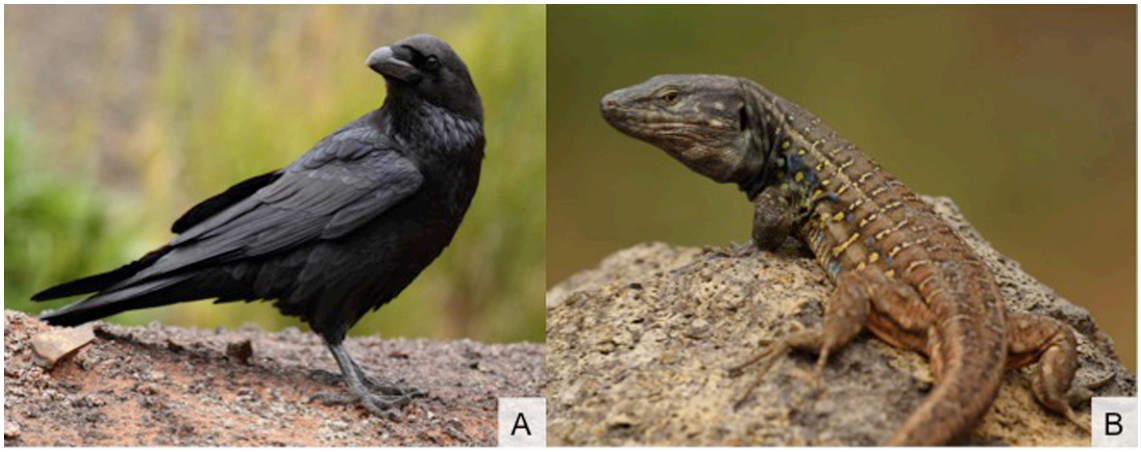


Figura 2. Dispersores de semillas conocidos para el Cedro Canario previo a la realización del presente estudio. A: Cuervo (*Corvus corax*), B: Lagarto Tizón (*Gallotia galloti*).

Fotos: Beneharo Rodríguez.

Esta conífera de la alta montaña canaria se encuentra actualmente catalogada como *en peligro* por la UICN debido a la limitación de su distribución (restringidos por lo general a zonas escarpadas y de difícil acceso) y al bajo número de individuos sexualmente maduros (Rumeu *et al*., 2011a). La combinación de factores tales como el intenso aprovechamiento maderero sufrido en el pasado, su intolerancia al fuego (en preparación) o la presión herbívora ejercida por el ganado y los conejos introducidos, llevaron al Cedro Canario a un delicado estado de conservación. Sin embargo, a raíz de su protección mediante la inclusión en listas rojas de carácter regional y nacional, así como a partir de la declaración de Parques Nacionales (1954 - 1981), que incluyen la mayor parte de su distribución actual, en las últimas décadas ha podido apreciarse una notable recuperación en el número de ejemplares. Esta recuperación, sin embargo, contrasta con el drástico declive de las poblaciones de Cuervo en Canarias (Nogales, 1992; Siverio *et al*., 2010), que como consecuencia de factores como la reducción del número de cabezas de ganado, el uso incontrolado de plaguicidas o el establecimiento de monocultivos (Nogales, 1992), han llegado a extinguirse del área del distribución del Cedro Canario en la isla de Tenerife, concretamente en el Parque Nacional del Teide.

La extinción del único dispersor de semillas a larga distancia conocido podría fácilmente conducir al Cedro Canario a su extinción. Sin embargo, a lo largo de varios años de trabajo intensivo en las poblaciones del Parque Nacional del Teide (2004-2008), habíamos registrado la presencia de algunos individuos de Mirlo Capiblanco (*Turdus torquatus* Linneaus) en las inmediaciones de los Cedros Canarios. Esta especie migradora, considerada como escasa e irregular en Canarias (Martín y Lorenzo, 2001) comprende dos razas europeas (*T. torquatus torquatus* Linnaeus y *T. torquatus alpestris* Brehm) que invernan en el sur de España, Malta, Grecia, Chipre y especialmente, en las montañas del Atlas marroquí (Cramp, 1998). La migración comienza en septiembre, aunque la principal llegada al noroeste africano se produce a mediados de noviembre. Las gálbulas de las sabinas y enebros que dominan la vegetación en esta zona de invernada proporcionan la base de la alimentación de los Mirlos Capiblancos hasta que abandonan el área en marzo-abril (Cramp, 1998; del Hoyo *et al*., 2005; Ryall y Briggs, 2006).

Por tanto, tras percatarnos de la presencia regular del Mirlo Capiblanco en la alta montaña de Tenerife (previamente observado también en varias ocasiones; ver citas en Martín y Lorenzo, 2001), el objetivo de nuestro estudio consistió en evaluar el papel de este túrdido invernante como dispersor de semillas del Cedro Canario a través del análisis de su dieta invernal y del estudio de su efecto en la germinación de las semillas dispersadas.

METODOLOGÍA

Las Islas Canarias tienen un origen volcánico y se encuentran situadas en el Océano Atlántico (27-29º N, 13-18ºW) a tan sólo 96 km de distancia de la costa marroquí. El estudio se realizó en la isla de Tenerife, concretamente en el Parque Nacional del Teide (> 2000 m s.n.m). Esta zona presenta un clima típico de la alta montaña, con grandes oscilaciones térmicas a lo largo del año, y una temperatura y precipitación media anual de 10,7 ºC y 300-500 mm, respectivamente (Bustos y Delgado, 2004). Para el análisis de la dieta del Mirlo Capiblanco se colectaron excrementos en las dos principales poblaciones de Cedro Canario, las cuales se encuentran separadas entre sí unos 9,3 km: (i) *Riscos de la Fortaleza*, una formación montañosa situada en la zona noreste del Parque, y (ii) *Siete Cañadas*, un arco montañoso situado hacia el sur. Los excrementos fueron colectados entre los meses de enero-abril de 2008 en distintos microhábitats: en la superficie de rocas cercanas a los cedros (comúnmente usadas por los Mirlos Capiblancos como posaderos), sobre el suelo, y en las inmediaciones de un bebedero natural (Fig. 3).

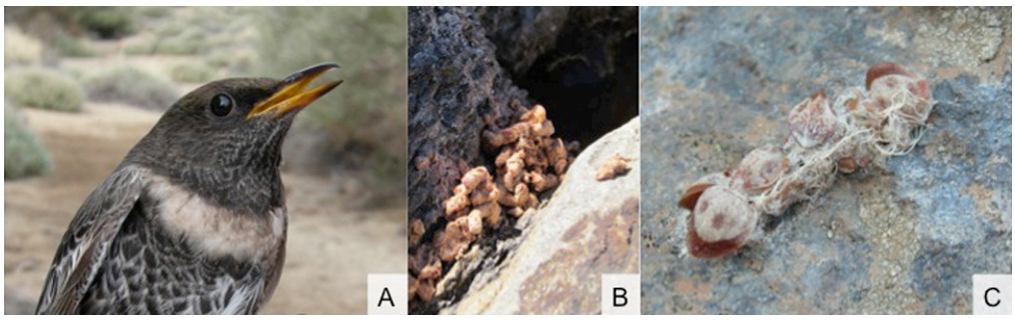


Figura 3. Dispersión de semillas de Cedro Canario por parte del Mirlo Capiblanco (*Turdus torquatus*). A: Detalle de un individuo de Mirlo Capiblanco capturado en la población de los *Riscos de la Fortaleza*, B: Acumulación de excrementos en un bebedero de la localidad de *Siete Cañadas*, C: Detalle de un excremento de Mirlo Capiblanco conteniendo semillas de Cedro Canario.

Paralelamente, y con el fin de estimar el tamaño de la población invernante de Mirlo Capiblanco en el Parque Nacional del Teide, realizamos un censo combinando transectos lineales con puntos de observación en los casos en que el terreno impedía su recorrido a pie (Tellería, 1986). Dada la fuerte asociación de los Mirlos Capiblancos con los Cedros Canarios, el censo se realizó en el área estimada de distribución de estos últimos (200 ha).

Para la identificación del material vegetal y las presas ingeridas por los Mirlos Capiblancos, cada excremento fue individualmente analizado mediante una lupa binocular (16x), siguiendo la metodología descrita por Ralph *et al.* (1985). Los restos vegetales se compararon con frutos colectados en el área de estudio y los restos animales (artrópodos) con colecciones de referencia (IPNA-CSIC). Los principales parámetros empleados para expresar la composición de la dieta fueron: el porcentaje de presas (en el caso de los restos animales), el porcentaje de biomasa y la frecuencia de aparición de cada componente identificado. Siguiendo las recomendaciones de Hart *et al.* (2002), en el caso de los invertebrados, calculamos el Índice de Importancia Relativa (IRI, del inglés *Index of Relative Importance*), dado su utilidad para evitar sesgos y reflejar la importancia relativa de cada componente respecto al conjunto de la dieta. El IRI se calculó usando la fórmula:

$$\text{IRI} = F\,(N + W)$$

donde F es la frecuencia de aparición, N es el porcentaje del número de presas, y W es el porcentaje de biomasa (Hart *et al.*, 2002).

En el caso de las gálbulas de Cedro Canario, la biomasa se calculó restando el peso medio de las semillas (53,16 mg; n = 180 semillas) al peso medio de las gálbulas (350 mg; n = 90 gálbulas), y teniendo en cuenta el número medio de semillas contenidas en cada gálbula (2,41 semillas) (Rumeu *et al.*, 2009). De este modo, el peso asignado a cada gálbula de Cedro Canario consumida fue de 222,0 mg. Para cada excremento estimamos el número de gálbulas consumidas considerando que tres semillas corresponden a un mínimo de una gálbula (Rumeu *et al.*, 2009; Adams, 2011). Este mismo procedimiento se llevó a cabo en el caso de los frutos de Moralito (*Rhamnus integrifolia* de Candolle); en este caso, el peso asignado a la pulpa de cada fruto fue de 156,5 mg.

Por otro lado, llevamos a cabo un experimento de germinación en el que se sembraron 230 semillas que habían pasado por el tracto digestivo de los Mirlos Capiblancos, y 230 semillas directamente extraídas de gálbulas maduras procedentes de 20 plantas madre diferentes (tratamiento control). El experimento se llevó a cabo coincidiendo con la época de lluvias de Canarias (octubre-marzo). Las semillas se sembraron en pocillos independientes de 4 cm^3 con un sustrato estándar compuesto por un 50% de tierra, un 25% de arena volcánica y un 25% de turba. El riego se llevó a cabo cada dos días y la germinación, definida como la emergencia de la plántula a través de la superficie del sustrato, se registró cada cinco días.

Para comparar el número de semillas por excremento entre las dos localidades de estudio se llevó a cabo la prueba no paramétrica *U* de Mann-Whitney, y para evaluar la capacidad de germinación de las semillas, se empleó el test de la G (test de máxima verosimilitud). Ambos test se realizaron usando el paquete estadístico SPSS v15.0 (SPSS Inc. Chicago IL, USA).

RESULTADOS

En total se colectaron 1020 excrementos, 498 en la población de *Riscos de la Fortaleza* y 522 en *Siete Cañadas*. Consideramos que todos los excrementos pertenecían a los Mirlos Capiblancos puesto que, aunque la presencia del Mirlo común (*Turdus merula* Linnaeus) también fue detectada, esta especie fue muy escasa y, de 10 individuos capturados durante un estudio paralelo, ninguno excretó semilla alguna de Cedro Canario. El censo realizado nos permitió estimar la población invernal de Mirlo Capiblanco en < 50 individuos para las aproximadamente 200 ha de distribución de los cedros.

La Tabla 1 muestra los resultados relativos a la composición de la dieta del Mirlo Capiblanco durante su estancia invernal en el Parque Nacional del Teide. De las 1439 semillas identificadas, 1392 (96,7%) correspondieron a semillas de Cedro Canario, mientras

Tabla 1. Composición de la dieta del Mirlo Capiblanco durante su invernada en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias). %Pr – porcentaje de presa; %FA – frecuencia de aparición; %B – Porcentaje de biomasa (referido al contenido de pulpa en el caso del material vegetal); IRI – Índice de Importancia Relativa.

RESTOS IDENTIFICADOS	% PR	% FA	% B	IRI
Material vegetal	**	99,9	95,04	**
Cedro Canario (*Juniperus cedrus*)	**	98,8	92,54	**
Moralito (*Rhamnus integrifolia*)	**	2,9	2,5	**
Material vegetal indet.	**	0,1	**	**
Semillas	**	68,3	**	**
Cedro Canario	**	66,9	**	**
Moralito	**	1,7	**	**
Invertebrados	100	16,1	1,92	1638,8
Mollusca	1,3	0,3	0,11	0,4
Gasteropoda	1,3	0,3	0,11	0,4
Arachnida	3,1	0,7	0,05	2,1
Araneae indet.	3,1	0,7	0,05	2,1
Miriapoda	33,6	6,9	0,29	232,8
Diplopoda	33,6	6,9	0,29	232,8
Hexapoda	62	10,4	1,46	659,6
Coleoptera	37,6	6,9	1,03	264,8
Cerambycidae	0,4	0,1	0,01	0
Chrysomelidae	0,9	0,2	0	0,2
Curculionidae	9,6	2	0,25	19,3
Dasytidae	6,6	1,1	0,06	7,1
Elateridae	0,4	0,1	0	0
Scarabaeidae	13,1	2,6	0,45	35,9
Tenebrionidae	1,3	0,3	0,02	0,4
Coleoptera indet.	5,2	1,2	0,23	6,4
Diptera	0,4	0,1	0	0
Hemiptera	3,5	0,8	0,09	2,8
Hymenoptera	5,2	1,2	0,14	6,3
Lepidoptera (larvae)	8,3	1,7	0,07	13,9
Orthoptera (juv.)	3,1	0,7	0,13	2,2
Insecta indet	3,9	0,9	**	**
Material inorgánico	**	5,8	**	**
Tierra	**	5,8	**	**

que 47 (el 3,3% restante) fueron semillas de Moralito. Tan sólo se detectaron 4 semillas de Cedro Canario con algún daño externo. La dieta del Mirlo Capiblanco fue bastante homogénea entre las dos localidades seleccionadas (*Riscos de la Fortaleza*: 739 semillas en 498 excrementos; *Siete Cañadas*: 653 semillas en 522 excrementos; $Z = -1{,}947$, $p = 0{,}052$). Por tanto, los datos de ambas zonas se analizaron como un único grupo.

El componente animal de la dieta estuvo exclusivamente compuesto por invertebrados, identificándose un total de 229 presas (Tabla 1). Los parámetros del "porcentaje de presas" e "IRI" indicaron que los grupos más consumidos fueron los miriápodos (Diplopoda) y los coleópteros (especialmente Scarabaeidae, Curculionidae y Dasytidae). Sin embargo, los invertebrados tan sólo aportaron el 5% de la biomasa consumida, mientras que el material vegetal procedente de las gálbulas de Cedro Canario aportó el 92,5%.

En relación al resultado del experimento de germinación, encontramos diferencias significativas ($G_1 = 18{,}52$, $p < 0{,}001$) entre el porcentaje de germinación de las semillas que habían pasado por el tracto digestivo de los Mirlos Capiblancos (34,4%) y las semillas control directamente extraídas de las gálbulas maduras (17,0%).

DISCUSIÓN

La dieta invernal del Mirlo Capiblanco en la alta montaña de la isla de Tenerife revela una fuerte interacción con el Cedro Canario, siendo las gálbulas maduras de este endemismo insular su principal fuente de alimento (Fig. 3). El elevado número de semillas de Cedro Canario encontrado en sus excrementos pone de manifiesto el destacado papel de este túrdido migratorio como agente dispersante durante los meses de su visita, aproximadamente entre noviembre y abril. La importancia cuantitativa de los Mirlos Capiblancos como dispersores de semillas también ha sido descrita para otras especies congenéricas, como el Enebro Común *J. communis* en Sierra Nevada (Zamora, 1990), o la Sabina (*J. phoenicea*) y el Enebro Rojo (*J. oxycedrus*) en el Alto Atlas (Marruecos) (Ryall y Briggs, 2006).

Las gálbulas maduras de los Cedros Canarios se encuentran disponibles para los frugívoros a lo largo de todo el año, siendo ligeramente más abundantes durante el otoño (Rumeu *et al.*, 2009). Esto implica que cuando comienza la llegada de los Mirlos Capiblancos en el mes de noviembre, las gálbulas de cedro suponen un importante recurso alimenticio que no llega a ser limitante. Además, el importante contenido en resina y aceites esenciales de las gálbulas (Adams, 1998; Shahmir *et al.*, 2003) podría constituir una rica fuente de energía para los Mirlos Capiblancos, muy valiosa y necesaria para emprender en buenas condiciones la migración primaveral. Pese a que los invertebrados sólo contribuyeron con el 5% de la biomasa ingerida, el componente animal de la dieta podría constituir un importante suplemento proteico, dado que la pulpa de lo frutos en general suele ser rica en agua y carbohidratos pero pobre en proteínas (Herrera, 2002).

Además del importante papel cuantitativo de los Mirlos Capiblancos, capaces de dispersar gran número de semillas de Cedro Canario, la capacidad de germinación de las semillas tras su paso por el tracto digestivo de los túrdidos no se ve mermada. Por el contrario, los Mirlos Capiblancos tienen un efecto potenciador de dicha capacidad de germinación, constatando así su importante papel como dispersores también desde el punto de vista cualitativo. Se confirma por tanto la efectividad de estos visitantes como dispersores de semillas del Cedro Canario, así como su papel clave en la dinámica poblacional de este árbol endémico y amenazado (Rumeu *et al.*, 2011b). Se desconoce si el Mirlo Capiblanco es una especie territorial durante su invernada o, por el contrario, se desplaza largas distancias en la alta montaña de Tenerife. Pese a la falta de estudios sobre este aspecto, en

el caso de otras especies de túrdidos, se han constatado desplazamientos a larga distancia (> 300 m) generalmente asociados a movimientos entre parches de vegetación (Martínez *et al*., 2008). Tras la extinción del Cuervo en el rango de distribución de las poblaciones de Cedro Canario en la isla de Tenerife y, dado que los lagartos son dispersores de semillas a corta distancia, en la actualidad el Mirlo Capiblanco podría constituir el principal dispersor capaz de mover las semillas de Cedro Canario a larga distancia. Esta fuerte dependencia de un endemismo insular sobre un visitante invernal para la propagación de sus semillas, constituye un caso excepcional dentro del conjunto de sistemas de dispersión de semillas en islas oceánicas, al mismo tiempo que denota una considerable fragilidad en el mantenimiento y conservación del sistema. La persistencia de las poblaciones de Cedro Canario en la isla de Tenerife pasa por la conservación de sus agentes dispersantes y, especialmente, de aquéllos que juegan un importante papel cuantitativo y cualitativo como es el caso del Mirlo Capiblanco. En este sentido, cabe destacar que este visitante invernal ya ha sido catalogado como una especie que requiere medidas de conservación (Sim *et al*., 2007). Las aves migrantes pueden sufrir amenazas tanto en sus zonas de cría, como durante su ruta migratoria o en sus cuarteles de invernada (Berthold *et al*., 1998). Además de la disminución en el rango de distribución y número de efectivos que ya ha sido detectada en algunas de sus áreas de cría (Burfield y Brook, 2005), existen determinadas zonas del área de invernada del Alto Atlas marroquí donde se está produciendo una acusada degradación como consecuencia del intenso aprovechamiento maderero, el sobrepastoreo y las sequías (Ryall y Briggs, 2006).

Llama la atención que la interacción del Mirlo Capiblanco con el Cedro Canario haya pasado inadvertida hasta la realización del presente estudio. Sin embargo, debido a las extremas condiciones de la alta montaña durante el invierno y a la inaccesibilidad de los lugares de distribución de los cedros (restringidos principalmente a zonas escarpadas de difícil acceso), es probable que dicha interacción haya pasado desapercibida en el pasado pese a haber estado ocurriendo activamente.

Esta idea "a largo plazo" del mutualismo aquí descrito nos hace plantearnos nuevas preguntas para el futuro. En las Islas Canarias, la llegada de los primeros pobladores se estima hace unos 2500 años (del Arco *et al*., 1997). Los registros del impacto causado por los aborígenes en los ecosistemas prístinos son casi inexistentes y, a partir del s. XV, tras la conquista europea del archipiélago, las poblaciones de especies forestales sufrieron un gran declive debido al intenso aprovechamiento maderero. Estos factores hacen que la distribución potencial del Cedro Canario continúe sin esclarecerse. Tal y como apuntan algunos autores (Höllermann, 1978; Leuschner, 1996; Francisco-Ortega *et al*., 2009), el Cedro Canario debió de ser una especie con una distribución mucho mayor a la actual, de modo que pudiera constituir un recurso alimentario lo suficientemente importante como para motivar la migración de parte de la población invernante de Mirlos Capiblancos hacia las islas en lugar de hacia las montañas del Atlas, donde existen formaciones de vegetación dominadas por sabinas y enebros. Pese a la drástica reducción de las poblaciones de Cedro Canario en las islas, las poblaciones de Mirlo Capiblanco podrían haber mantenido el comportamiento migratorio hacia Canarias, siendo actualmente un testimonio de un sistema de dispersión de semillas evolutivamente antiguo (Nogales *et al*., en preparación), donde tal y como apunta Höllermann (1978), el Cedro Canario podría haber constituido una formación vegetal por encima del pinar (> 2000 m), comparable a los bosques abiertos de sabinas y enebros existentes en la alta montaña del noroeste africano y Oriente Medio. Actualmente, la formación vegetal dominante en el P. N. del Teide es el retamar de cumbre, con la Retama del Teide (*Spartocytisus supranubius* (L. f.) Christ ex G. Kunkel) como principal representante. Entre la vegetación acompañante, también se encuentra el Codeso de Cumbre (*Adenocarpus viscosus* (Willd.) Webb & Berth.). Estas especies arbustivas pertenecen a la familia de las leguminosas y pudieron haber coexistido con un bosque abierto de Cedro Canario, que actualmente constituye el único árbol capaz de desarrollarse de forma natural en la alta montaña canaria. Actualmente, esta hipótesis

podría testarse gracias a técnicas paleoecológicas, que permiten la reconstrucción de la dinámica de la vegetación a partir del análisis de microfósiles vegetales en sedimentos (polen, esporas, carbón y fitolitos, i.e. biomineralizaciones de origen vegetal formadas como consecuencia de la actividad celular) (Bennett y Willis, 2001; Smol *et al.*, 2001). En concreto, las cupresáceas (familia a la que pertenece el Cedro Canario) producen fitolitos diferenciables a los de otras familias (Piperno, 2006). La presencia de fitolitos en los sedimentos se origina por la acumulación de restos vegetales *in situ*, por lo que confirmarían la existencia de cedros a escala local, lo que supone una ventaja con respecto a otros indicadores como el polen, cuya procedencia local o regional es difícilmente distinguible. Los resultados de este tipo de análisis paleoecológico, además de servir para contrastar la hipótesis sobre la existencia de un bosque climácico de Cedro Canario en la alta montaña de Tenerife, tendrían una enorme utilidad para futuras políticas de manejo y gestión del Parque Nacional del Teide, que podrán estar orientadas a la recuperación de un paisaje prístino.

CONCLUSIONES

El comportamiento frugívoro de mirlos y zorzales europeos y su importante rol como dispersores de semillas en sistemas continentales es bien conocido (Zamora, 1990; Jordano, 1993; Herrera, 1995; Jordano y Schupp, 2000; Ryall y Briggs, 2006). Sin embargo, este estudio pone de manifiesto que los Mirlos Capiblancos pueden tener también un papel determinante en ambientes insulares. Hasta donde sabemos, el hecho de que la dispersión de semillas del Cedro Canario sea tan dependiente de un ave migratoria, representa un sistema único en islas oceánicas. Su llegada a la alta montaña de Tenerife se torna crucial para el mantenimiento de la diversidad genética y la persistencia de las poblaciones de Cedro Canario, que se encuentran aún en situación de amenaza. Por otro lado, esta interacción que ha pasado inadvertida en el pasado, podría estar reflejando un sistema de dispersión mucho más amplio en tiempos previos a la colonización europea de la isla, donde el Cedro Canario constituyese un elemento importante de la comunidad vegetal de la alta montaña. La disponibilidad de técnicas paleoecológicas actuales permitiría el contraste de esta hipótesis que, sin duda, tendría profundas consecuencias en el manejo y conservación de la vegetación del Parque Nacional del Teide.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la ayuda y la concesión de permisos de trabajo al personal del Parque Nacional del Teide (Organismo Autónomo de Parques Nacionales). Especialmente, queremos dar las gracias a G. Ayala, M. Marrero, E. Carqué Á. Bañares y M. Durbán por su gran interés y apoyo durante el desarrollo de este estudio. David P. Padilla es coautor de la publicación de los resultados aquí presentados en *Acta Ornithologica, 44: 199-204 (2009).* Aarón González, A. Padrón y el Grupo de Ecología y Evolución en Islas (IPNA-CSIC) participaron en el trabajo de campo. Heriberto López y P. Oromí determinaron algunos de los artrópodos presentes en la dieta. Beatriz Rumeu ha sido financiada por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (JAE-pre). Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (051/2010) y el Gobierno de Canarias (PI 2007/053), apoyado a su vez por los fondos FEDER de la Unión Europea.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– ADAMS, R.P., 1998. The leaf essential oils and chemotaxonomy of *Juniperus* sect. *Juniperus. Biochemical Systematics and Ecology,* 26:637:645.

– ADAMS, R.P., 2011. *Junipers of the world: the genus Juniperus.* Bloomington: Trafford Publishing. 426 pp.

– BENNETT, K.D., WILLIS, K.J., 2001. Pollen. EN: SMOL J.P., BIRKS H.J.B, LAST W.M., eds. Tracking environmental change using lake sediments. Vol. 3: Terrestrial, algal, and siliceous indicators. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 5:32.

– BERTHOLD, P., FIEDLER, W., SCHLENKER, R., QUERNER, U., 1998. 25-year study of the population development of central european songbirds: a general decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwissenschaften,* 85:350:353.

– BURFIELD, I.J., BROOK, M.D.L., 2005. The decline of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in Britain: evidence from bird observatory data. *Ringing & Migration,* 22:199:204.

– BUSTOS, J.J, DELGADO, F.S., 2004. Clima. EN: CANSECO, ed. Parque Nacional del Teide. Talavera de la Reina: Canseco Editores, 73:96.

– CLOUT, M.N., HAY, J.R., 1989. The importance of birds as browsers, pollinators and seed dispersers in New Zeland forests. *New Zeland Journal of Ecology,* 12:27:33.

– COX, P.A., ELMQVIST, T., PIERSON, E.D., RAINEY, W.E., 1991. Flying Foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems: a conservation hypothesis. *Conservation Biology,* 5:448:454.

– CRAMP, S., 1998. The complete birds of the Western Paleartic [CD-ROM] Oxford University Press.

– DEL ARCO, M.M., ATIENZA, E., ATOCHE, P., DEL ARCO, M.C., MARTÍN, M., 1997. Dataciones absolutas en la prehistoria de Tenerife. EN: ATOCHE, P., MILLARES, A., LOBO, M., eds. Homenaje a Celso Martín de Guzmán (1946–1994). Las Palmas: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 65:77.

– DEL HOYO, J., ELLIOT, A., CHRISTIE, D.A., 2005. *Handbook of the birds of the world. Vol. X. Cuckoo-shrikes to Thrushes.* Barcelona: Lynx Editions. 896 pp.

– FRANCISCO-ORTEGA, J., SANTOS-GUERRA, A., BACALLADO, J.J., 2009. Canary Islands, Biology. EN: GILLESPIE R.G., CLAGUE D.A., eds. Encyclopedia of Islands. Berkeley, CA: University of California Press, 127:133.

– HART R,.K., CALVER, M.C., DICKMAN, C.R., 2002. The index of relative importance: an alternative approach to reducing bias in descriptive studies of animal diets. *Wildlife Research,* 29:415:421.

– HERRERA, C.M., 1995. Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary, and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 26:705:727.

– HERRERA, C.M., 2002. Seed dispersal by vertebrates. EN: HERRERA, C.M., PELLMYR, O., eds. Plant-animal interactions. An evolutionary approach. Oxford: Blackwell Science, 185:208.

– HÖLLERMANN, P.W., 1978. Geological aspects of the upper timberline in Tenerife, Canary Islands. *Arctic and Alpine Research,* 10:365:382.

– JORDANO, P., 1993. Geographical ecology and variation of plant-seed disperser interactions: southern Spanish junipers and frugivorous thrushes. *Vegetatio,* 107/108:85:104.

– JORDANO, P., SCHUPP, E.W., 2000. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb. Ecological Monographs,* 70:591:615.

– JORDANO, P., FORGET, P.M., LAMBERT, J.E., BÖHNING-GAESE, K., TRAVESET, A., WRIGHT, S.J., 2011. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biology Letters,* 7:321:323.

– LEUSCHNER, C., 1996. Timberline and alpine vegetation on the tropical and warm-temperate oceanic islands of the world: elevation, structure and floristics. *Vegetatio,* 123:193:206.

– MARTÍN, A., LORENZO, J.A., 2001. *Aves del archipiélago canario*. La Laguna: Francisco Lemus Editor. 787 pp.

– MARTÍNEZ, I., GARCÍA, D., OBESO, J.R., 2008. Differential seed dispersal patterns generated by a common assemblage of vertebrate frugivores in three fleshy-fruited trees. *Ècoscience*, 15:189:199.

– MEEHAN, H.J., MCCONKEY, K.R., DRAKE, D.R., 2002. Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal of Biogeography,* 29:695:712.

– NOGALES, M., 1992. Problemática conservacionista del cuervo (*Corvus corax*) en Canarias y estado de sus distintas poblaciones. *Ecología,* 6:215:223.

– NOGALES, M., HERNÁNDEZ, E.C., VALDÉS, P., 1999. Seed dispersal by common ravens *Corvus corax* among island habitats (Canarian Archipelago). *Ècoscience*, 6:56:61.

– NOGALES, M., HELENO, R., TRAVESET, A., VARGAS P., 2012. Evidence for overlooked mechanisms of long-distance seed dispersal to and between oceanic islands. *New Phytologist,* 194:313:317.

– OUBORG, N.J., PIQUOT, Y., VAN GROENENDAEL, J.M., 1999. Population genetics, molecular markers and the study of dispersal in plants. *Journal of Ecology,* 87:551:568.

– PIPERNO, D.R., 2006. *Phytoliths. A comprehensive guide for archaeologists and paleoecologists*. Lanham, MD: AltaMira Press. 238 pp.

– RALPH, C.P., NAGATA, S.E., RALPH, C.J., 1985. Analysis of droppings to describe diets of small birds. *Journal of Field Ornithology,* 56:165:174.

– RUMEU, B., NOGALES, M., ELIAS, R.B., PADILLA, D.P., RESENDES, T., RODRIGUEZ, A., VALDÉS, F., DIAS, E., 2009. Contrasting phenology and female cone characteristics of the two Macaronesian island endemic cedars (*Juniperus cedrus* and *J. brevifolia*). *European Journal of Forest Research,* 128:567:574.

– RUMEU, B., DE SEQUEIRA, M., ELLIOT, M., GARDNER, M., 2011a. *Juniperus cedrus*. EN: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> 22 de abril de 2013.

– RUMEU, B., ELIAS, R.B., PADILLA, D.P., MELO, C., NOGALES, M., 2011b. Differential seed dispersal systems of endemic junipers in two oceanic Macaronesian archipelagos: the influence of biogeographic and biological characteristics. *Plant Ecology*, 212:911:921.

– RYALL, C., BRIGGS, K., 2006. Some factors affecting foraging and habitat of Ring Ouzels *Turdus torquatus* wintering in the Atlas Mountains of Morocco. *Bulletin of the African Bird Club,* 13:60:74.

– SCHUPP, E.W., JORDANO, P., GÓMEZ, J.M., 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist,* 188:333:353.

– SHAHMIR, F., AHMADI, L., MIRZA, M., KORORI, S.A.A., 2003. Secretory elements of needles and berries of *Juniperus communis* L. ssp. *communis* and its volatile constituents. *Flavour and Fragrance Journal,* 18:425:428.

– SIM, I., BURFIELD, I.J., GRANT, M.C., PEARCE-HIGGINS, J.W., BROOKE, M. de L., 2007. The role of habitat composition in determining breeding site occupancy in a declining Ring Ouzel *Turdus torquatus* population. *Ibis,* 149:374:385.

– SIMBERLOFF, D., 2000. Extinction-proneness of island species - causes and management implications. *The Raffles Bulletin of Zoology,* 48:1:9.

– SIVERIO, M., GONZÁLEZ, E.I., SIVERIO, F., 2010. Population size and status of Common Raven (*Corvus corax*) on the central-western islands of the Canarian archipelago. *Vieraea,* 38:123:132.

– SMOL, P., BIRKS, H.J.B., LAST, W.M., 2001. *Tracking environmental change using lake sediments. Vol. 3: terrestrial, algal and siliceous indicators*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 371 pp.

– TELLERÍA, J.L., 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Ed. Raíces. 278 pp.

– TEMPLE, S.A., 1977. Coevolution with Dodo leads to near extinction of plant. *Science,* 197:885:886.

– TRAVESET, A., RIERA, N., 2005. Disruption of a plant-lizard seed dispersal system and its ecological effects on a threatened endemic plant in the Balearic islands. *Conservation Biology,* 19:421:431.

– VALIDO, A., 1999. *Ecología de la dispersión de semillas por lagartos endémicos canarios* (*g.* Gallotia, *Lacertidae*). Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Tenerife. Islas Canarias.

– WHITTAKER, R.J., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*: Oxford University Press, New York. 403 pp.

– ZAMORA, R., 1990. The fruit diet of Ring-ouzels (*Turdus torquatus*) wintering in Sierra Nevada (south-east Spain). *Alauda,* 58:67:70

Artículos

Estacionalidad y colonización de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana.

A. M. Enguix[1], J. Argente[2], J. Chicharro[2], Z. Ferrer[2], V. Castañer[2]

[1] Sección de gestión de proyectos de Espacios Naturales Protegidos, Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, Ciudad Administrativa 9 de Octubre, Torre 1, C/ Castán Tobeñas, 77, 46018 Valencia, España. E-mail: enguix_ang@gva.es.

[2] Equipo de trabajo en medio marino, Vaersa, C/Mariano Cuber, nº17 46011, Valencia.

RESUMEN

En este trabajo se ha realizado el seguimiento anual de la colonización y evolución estacional del alga invasora Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *(Sonder)* Verlaque, Huisman y Boudouresque *(Chlorophyta, Bryopsidales) en nueve enclaves distribuidos en tres espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana. El estudio se ha centrado en la variabilidad de la cobertura algal según la estación y el tipo de sustrato sobre el que se realizan los muestreos. El periodo de estudio abarca un ciclo anual comprendido entre 2011 y 2012. Los resultados obtenidos confirman la presencia de* C. racemosa *en las dos áreas de estudio de Alicante (Cabo de San Antonio y Serra Gelada) mientras que no se ha detectado en la situada en Castellón (Sierra de Irta). La vulnerabilidad a la invasión de los distintos hábitats objeto de estudio es distinta, observándose una mayor dispersión sobre sustrato rocoso y mata muerta de* Posidonia oceanica *(Linnaeus) Delile. Se ha detectado baja presencia de* C. racemosa *dentro de las praderas de* Posidonia oceanica*, siendo determinante el buen estado de conservación de estas para frenar la colonización de nuevas zonas.*

Palabras clave: *Caulerpa racemosa, Posidonia oceanica*, algas invasoras, espacios naturales protegidos, Comunidad Valenciana.

INTRODUCCIÓN

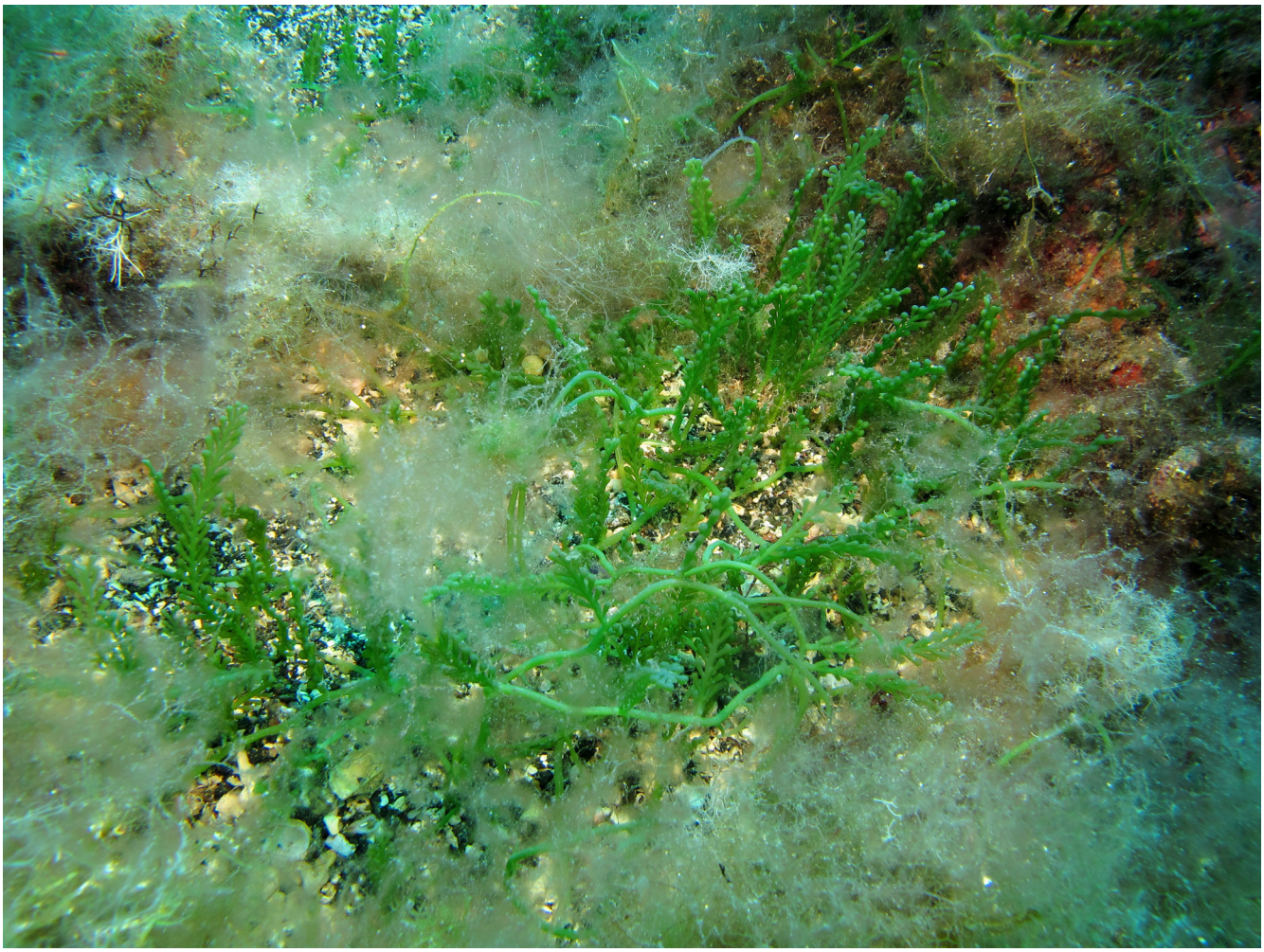
Caulerpa racemosa sensu lato es un alga de origen tropical que se introdujo probablemente en el Mediterráneo Oriental a través del Canal de Suez, mediante las aguas de lastre de los grandes buques mercantes (Klein y Verlaque, 2008). Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años sin presentar carácter invasor. Actualmente, coexisten en el Mediterráneo tres subespecies de este taxón; *Caulerpa racemosa* var. *turbinata-uvifera* y *C. racemosa* var. *lamourouxii* (Turner) Weber-van Bosse f. *requienii* (Montagne) Weber-van Bosse, están ambas restringidas a la cuenca centro-oriental del Mediterráneo y no presentan carácter invasor. Una tercera variedad, conocida como la variedad invasora, fue introducida más recientemente y corresponde a otra subespecie, endémica de la localidad australiana de Perth, denominada *Caulerpa racemos*a var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman y Boudouresque (Klein y Verlaque, 2008). Esta variedad fue encontrada en el Mar Mediterráneo por primera vez en las costas de Libia en 1990 (Nizamuddin, 1991), mostrando

un comportamiento invasor muy agresivo e imparable, colonizando las costas de trece países del Mediterráneo así como las Islas Canarias (Kelin y Verlaque 2008). Se cita en las Islas Baleares en 1999 (Ballesteros *et al.*, 1999) y en la Comunidad Valenciana se citó por primera vez en 1999 en Castellón (Aranda *et al.*, 1999) y en 2001 en las costas de Alicante (Aranda *et al.*, 2003 y Pena Martín *et al.*, 2003).

Caulerpa racemosa dispone de varios sistemas de reproducción, tanto sexual de tipo holocárpica mediante liberación masiva de células (Panayotidis y Žuljević, 2001), como vegetativa mediante un rápido patrón de crecimiento, estolones y formación de propágulos (Cecherelli y Piazzi, 2001), que le permiten una efectiva dispersión y rápida colonización del espacio. Además posee una gran adaptabilidad al estrés ambiental (Cavas y Yurdakoc, 2005) y es capaz de producir metabolitos secundarios que resultan tóxicos para muchas especies herbívoras (Cavas *et al.*, 2006). Estas características hacen de esta especie una seria amenaza para las comunidades nativas susceptibles de su invasión.

En su hábitat originario, esta variedad crece a poca profundidad formando praderas multiespecíficas (Womersley, 1984). En cambio, en el Mediterráneo, se desarrolla sobre un amplio rango batimétrico, colonizando una gran diversidad de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales, formando en poco tiempo un denso tapiz sobre el fondo colonizado, que impide la difusión de oxígeno al sedimento, volviendo el ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas y la infauna de la biocenosis original (Ruiz Fernández *et al.,* 2007).

*C.racemos*a entre *Lophocladia lallemandii.*



La Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Comunitat Valenciana, ha llevado a cabo durante 2011 y 2012 el seguimiento de especies de algas invasoras centrado en el estudio de la cobertura algal de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en los Parques Naturales con ámbito marino de la Comunidad Valenciana, y enmarcado dentro del convenio establecido con la Fundación Obra Social "La Caixa", entidad financiadora de esta línea de investigación marina.

El objetivo de este trabajo ha sido iniciar el seguimiento de la colonización del alga invasora *C.racemosa* en espacios naturales protegidos así como estudiar su evolución anual en cada zona de muestreo, el patrón estacional en cada área de estudio y las diferencias en la colonización sobre cada tipo de sustrato en cada una de estas áreas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en tres espacios protegidos en la costa de la Comunidad Valenciana, España, con el fin de monitorizar los ecosistemas de gran valor ecológico que motivaron la protección de estas zonas por parte de la administración autonómica. Las tres áreas de estudio son la Reserva Natural Marina de Irta (provincia de Castellón), la Reserva Natural de los Fondos Marinos del Cabo de San Antonio y el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral (ambas en la provincia de Alicante) (Fig.1).

Los muestreos se llevaron a cabo entre septiembre de 2011 y diciembre de 2012, con una periodicidad mensual o bimensual dependiendo de las condiciones meteorológicas. La variable elegida para medir la colonización del alga invasora ha sido la cobertura en proyección sobre diferentes hábitats y en diferentes estaciones del año, medida como el porcentaje de sustrato ocupado por el alga.

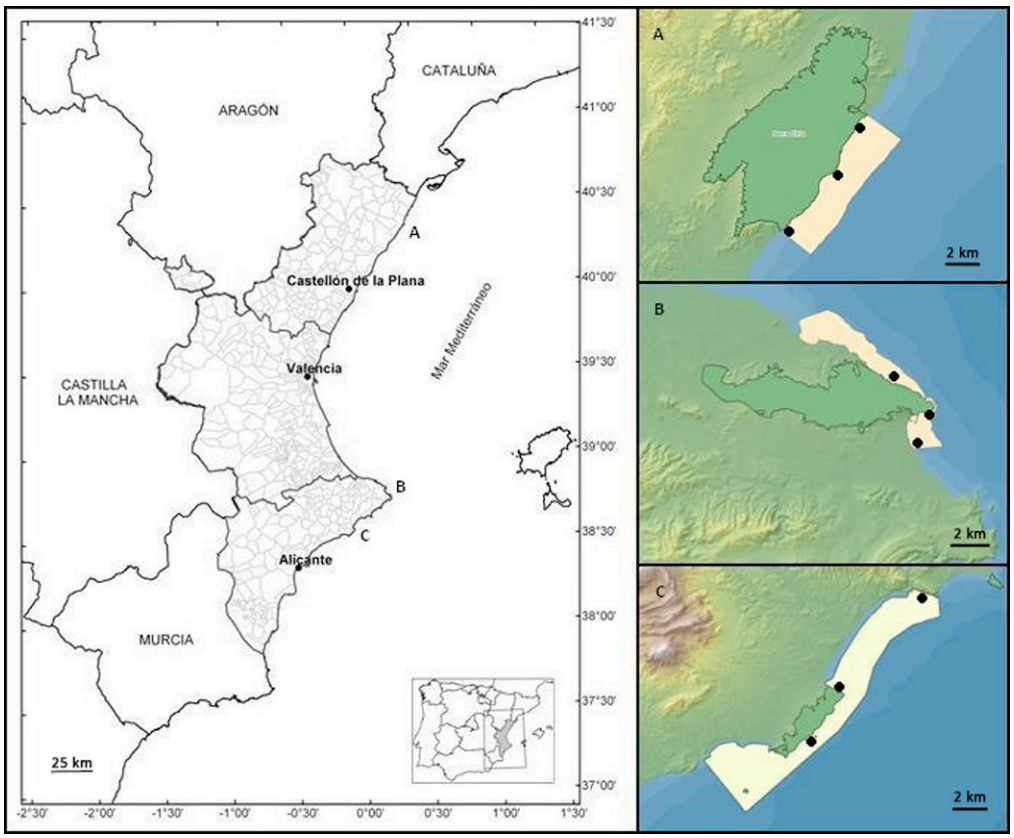


Fig.1. Situación geográfica de las áreas de estudio, zonas de muestreo ( ) y extensión de los espacios naturales protegidos. Reserva Natural Marina de Irta (A), Reserva Natural de los fondos marinos del Cabo de San Antonio (B) y Parque Natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (C).

Artículos

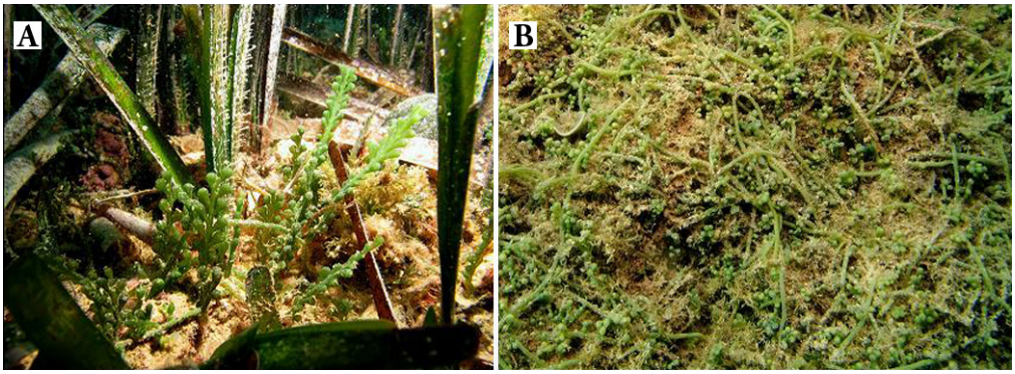


Fig. 2. *Caulerpa racemosa* en pradera de *Posidonia oceanica* en el Cabo de San Antonio a 11 m. de profundidad (A) y sobre fondo rocoso a 7 m. en Serra Gelada (B).

En cada área de estudio se eligieron 3 zonas de muestreo de 1 ha de superficie, distribuidas de norte a sur. La selección de las zonas de muestreo se ha basado en que ofrezcan una buena cobertura espacial del área de estudio y representen los hábitats más característicos de la misma. Tras un muestreo preliminar para establecer las zonas de muestreo, en el caso de Irta, no se detectó el alga invasora con lo que en esta área se realizaron muestreos únicamente con el fin de detectar la posible colonización durante el periodo de estudio. Por otra parte, en las aéreas de estudio alicantinas, una de las tres zonas de muestreo de cada área, funcionó como estación control para saber si se produce colonización durante el estudio, ya que al inicio del mismo, no se detectó presencia de *C. racemosa*.

En cada sesión de muestreo se visitó una de las zonas, en la que dos buceadores obtuvieron datos de cobertura en proyección del alga invasora, mediante muestreos aleatorios a lo largo del recorrido de la inmersión, que se iniciaba en un punto georreferenciado. Utilizando una cuadrícula de 40x40 cm de lado subdividida en 64 subcuadrículas, se estimó el porcentaje de cobertura según la presencia/ausencia contabilizada en cada subcuadrícula, considerando una cobertura del 100% si en las 64 subcuadrículas estaba presente el alga, p.e. En cada muestreo se obtuvieron aproximadamente 20 puntos donde se midió la cobertura algal en la cuadrícula de 40x40 cm y se registró además, el tipo de sustrato observado, siendo 5 los considerados en este estudio (PO = pradera de *P. oceanica*, MPO = margen de pradera de *P. oceanica*, MATTE = mata muerta de *P. oceanica*, ROCA y ARENA, Fig. 2) y la profundidad, el rango batimétrico en que se realizaron las mediciones se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Denominación, localización y caracterización de las zonas de muestreo.

ZONA DE MUESTREO	COORDENADAS SITIOS DE MUESTREO	PROFUNDIDAD (M)	CARACTERIZACIÓN
Badum	40º 19.519' N 0º 21.990' E	5 - 6	Fondos arenosos y paredes rocosas. Elevada exposición al oleaje de primer y segundo cuadrante.
Irta	40º 17.707' N 0º 20.748' E	4 - 5	Pradera de *P. oceanica* y fondos rocosos. Elevada exposición al oleaje de primer y segundo cuadrante.
Mundina	40º 15.617' N 0º 18.279' E	5 - 6	Fondos arenosos y paredes rocosas. Elevada exposición al oleaje de primer y segundo cuadrante.
Rotes	38º 49.411' N 0º 9.587' E	2 - 5	Fondos rocosos. Elevada exposición al oleaje de primer cuadrante.
Pope	38º 47.944' N 0º 11.592' E	9 - 12	Pradera de *P. oceanica* y fondo con cascajo. Expuesto a oleaje del segundo cuadrante.
Muntañar	38º 47.137' N 0º 11.159' E	6 - 7	Pradera de *P. oceanica* y fondo rocoso. Exposición al oleaje del segundo cuadrante.
Mascarat	38º 37.770' N 0º 1.025' E	7 - 9	Pradera de *P. oceanica* y fondo rocoso. Exposición al oleaje del segundo cuadrante.
Mina	38º 33.949' N 0º 3.207' O	7 - 9	Pradera de *P. oceanica* y fondo rocoso. Exposición al oleaje del primer cuadrante.
Mitjana	38º 32.165' N 0º 4.424' O	10 - 13	Pradera de *P. oceanica* y fondo rocoso. Exposición al oleaje del segundo cuadrante.

El tratamiento estadístico se ha realizado con el programa informático Statgraphics Centurion XVI.I. Para estudiar la evolución anual, se han representado gráficamente los resultados obtenidos en cada una de las zonas de muestreo, mostrando los datos de cobertura media estacional y su desviación típica. El periodo de estudio sobrepasa el ciclo anual, lo que permite establecer comparaciones entre la cobertura media de otoño del año 2011 con la de otoño del 2012. Para valorar estas diferencias se ha recurrido test G, comparando las frecuencias absolutas de las cuadrículas con presencia y ausencia de cada otoño.

Caulerpa racemosa sobre *Cladocora caespitosa*.

Para analizar la variación estacional se muestra en una tabla los datos de cobertura media estacional, su desviación típica y el rango, que indica el valor mínimo y máximo de las mediciones. Se ha representado gráficamente la cobertura media estacional en cada área de estudio y se han comparado con el test Kruskal-Wallis, para obtener diferencias entre estaciones dentro de cada área y con el test U de Mann-Whitney, para obtener diferencias entre áreas en la misma estación. Para detectar que estaciones se diferencian significativamente de otras en cada área, se ha realizado una comparación múltiple según el test de Bonferroni, debido a la diferencia entre los tamaños muestrales.

La preferencia de hábitat de *C. racemosa* se ha estudiado en función del sustrato sobre el que crece, utilizando sólo los datos de cobertura estival, ya que es la estación en que la dispersión es máxima y las posibles diferencias observadas serán independientes de la variabilidad estacional. Se muestran los datos de cobertura media estacional, su desviación típica y el rango. También se representa gráficamente la cobertura media estival observada en cada sustrato para cada área de estudio. Los datos medidos para cada área se han analizado con el test de Kruskal-Wallis y para detectar concretamente diferencias significativas entre cada sustrato se ha aplicado el test de Bonferroni.

El análisis de la influencia de la profundidad se ha llevado a cabo mediante el test de Kruskal-Wallis, comparando los datos de cobertura dentro de cada área de estudio en función de la profundidad a la que se obtuvieron.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Reserva Natural Marina de Irta se realizaron transectos de búsqueda en 3 zonas, Badum, Irta y Mundina durante todas las estaciones, no encontrándose presencia de *C. racemosa* durante el periodo de estudio. En la Reserva Natural de los fondos marinos del Cabo de San Antonio se examinaron igualmente 3 enclaves, de los que Rotes se hallaba libre del alga invasora al inicio del estudio, es una zona control, por lo que para el estudio de la cobertura de *C. racemosa* en esta área, se consideran sólo los datos obtenidos en el conjunto de las dos restantes zonas, Muntañar y Pope. Por otro lado, en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral también se examinaron 3 enclaves y, al igual que en el caso anterior, en uno de ellos, Mascarat, no se detectó la presencia del alga, tomando en consideración para este análisis las mediciones efectuadas en Mina y Mitjana.

El periodo de estudio se ha prolongado durante más de un año, pudiendo obtener comparativas anuales sobre la presencia del alga en las dos áreas de estudio alicantinas. En Rotes (fig. 3), se produjo la colonización de la zona durante el periodo de estudio, terminando el periodo con una cobertura de 5,49 ± 22,35 en otoño de 2012. En el resto de zonas del Cabo de San Antonio, no se encuentran diferencias significativas en la evolución de la cobertura algal entre el inicio y el final del estudio (fig. 4, Pope, G-test, $G_{adj'1g.l.} = 0{,}02510$; $P > 0{,}70$; fig. 5, Muntañar, G-test, $G_{adj'1g.l.} = 1{,}048$; $0{,}1 < P < 0{,}70$).

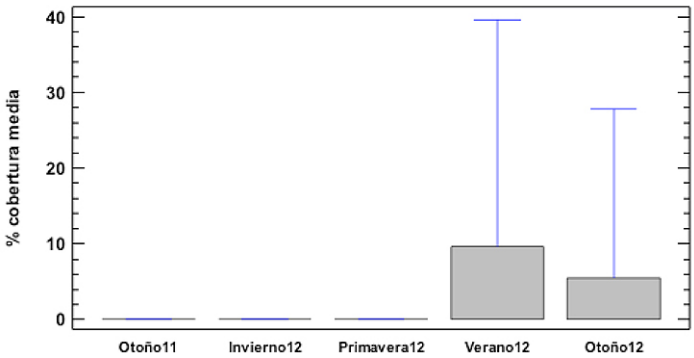


Fig. 3. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Rotes, n=120.

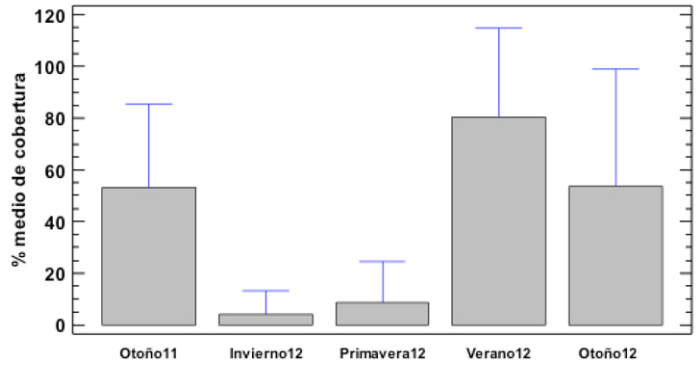


Fig. 4. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Pope, n=145.

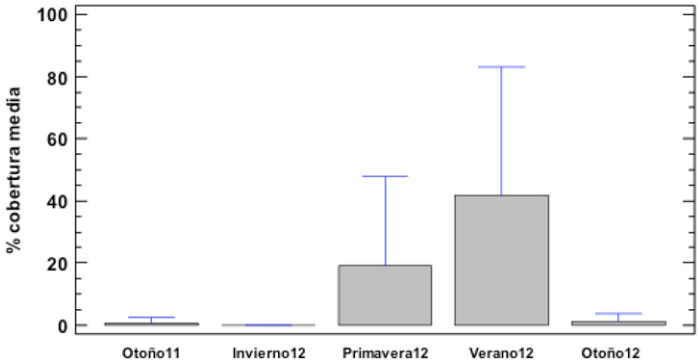


Fig. 5. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Muntañar, n=132.

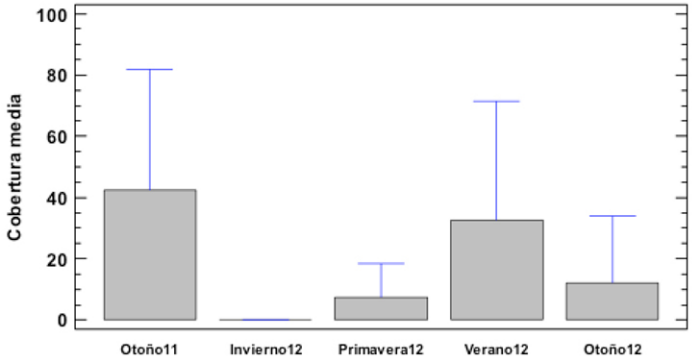


Fig. 6. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Mina, n=100.

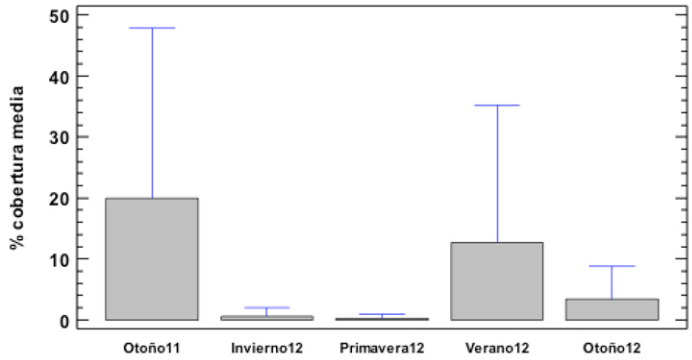


Fig. 7. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Mitjana, n=110.

En el área de estudio de Serra Gelada, no se ha detectado *C.racemosa* en la zona control de Mascarat. En Mina y Mitjana se ha observado una disminución en la cobertura algal entre el inicio y final del estudio, habiéndose obtenido diferencias estadísticamente significativas (fig. 6, Mina, G-test, $G_{adj,1g.l.} = 303{,}81$; $P < 0{,}001$; fig. 7, Mitjana, $G_{adj,1g.l.} = 205{,}66$; $P < 0{,}001$).

En las dos áreas de estudio se aprecia un patrón estacional en la frecuencia de aparición del alga invasora. Para el conjunto de datos de cobertura que se muestra en la tabla 2, se observa un claro patrón estacional, mostrando diferencias estadísticamente significativas entre las distintas estaciones en el Cabo de San Antonio (Kruskal-Wallis, H = 59,1879; $P < 0{,}001$). En el caso de Serra Gelada, y para el mismo ciclo, también aparece un patrón estacional, estableciéndose diferencias significativas entre las distintas estaciones (Kruskal-Wallis, H = 25,98; $P < 0{,}001$).

Tabla. 2. Cobertura media estacional de *C. racemosa* en las áreas marinas estudiadas (n = número de muestras analizadas, SD = desviación típica).

	ESTACIÓN	N	% COBERTURA ± SD	RANGO
Cabo San Antonio	Otoño11	30	35,6 ± 36,1	0 - 100,0
	Invierno12	40	2,9 ± 8,1	0 - 37,5
	Primavera12	80	14,4 ± 24,1	0 - 93,7
	Verano12	67	59,0 ± 42,6	0 - 100,0
	Otoño12	40	27,3 ± 41,4	0 - 100,0
Serra Gelada	Otoño11	40	31,1 ± 35,6	0 - 100,0
	Invierno12	30	0,4 ± 1,1	0 - 4,7
	Primavera12	20	3,9 ± 8,3	0 - 30,0
	Verano12	76	20,4 ± 32,5	0 - 100,0
	Otoño12	44	7,2 ± 5,4	0 - 78,6

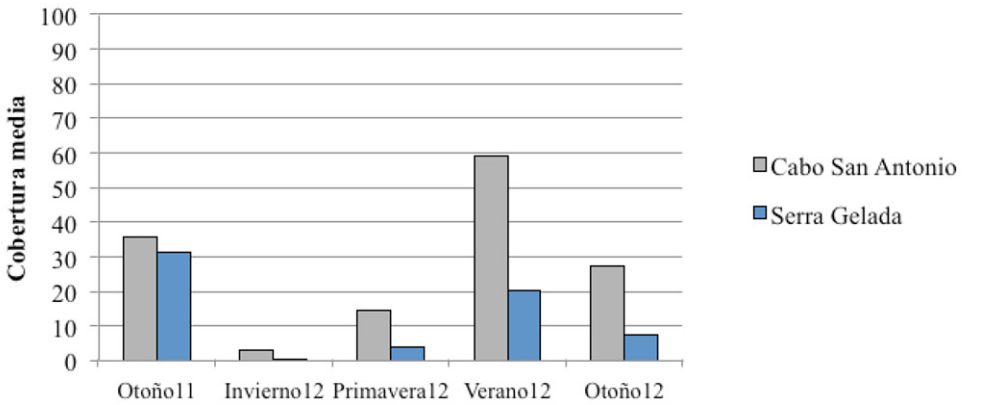


Fig. 8. Variación estacional de la cobertura media de *C. racemosa*.

El análisis de la variabilidad de la cobertura estacional en cada área de estudio se resume en la fig. 8, en la que se aprecia como *C. racemosa* afecta por igual a las dos áreas en otoño de 2011 (Mann-Whitney U = 553, $P = 0{,}57$) y a partir de ese momento la cobertura del alga invasora es muy superior en el Cabo de San Antonio, aunque las diferencias solo son significativas durante el verano (Mann-Whitney, U = 1430; $P < 0{,}001$). Para el ciclo estacional correspondiente a 2012, la cobertura media de verano de 2012, es la única que muestra diferencias significativas con todas las demás en cada una de las dos áreas de estudio (Bonferroni, $P < 0{,}05$).

Para analizar la influencia del sustrato solo se tendrá en cuenta la cobertura estival en las dos áreas de estudio debido a que es cuando se dan las frecuencias máximas de aparición del alga y es la única estación del año que muestra diferencias estadísticamente significativas dentro del ciclo anual en el presente estudio. Los resultados de la cobertura media estival de *C. racemosa* en los diferentes sustratos de ambas áreas se detallan en la tabla 3.

Tabla. 3. Cobertura media estival de *C.racemosa* en las áreas marinas estudiadas (n = número de muestras analizadas, SD = desviación típica).

	ESTACIÓN	N	% COBERTURA ± SD	RANGO
Cabo San Antonio	PO	15	0	–
	ARENA	4	13,6 ± 23,2	0 - 48,4
	MPO	1	26,5 ± –	26,5 – 26,5
	MATTE	13	85,4 ± 17,6	50 – 100,0
	ROCA	34	81,3 ± 28,9	0 – 100,0
Serra Gelada	PO	22	3,5 ± 9,2	0 - 37,5
	ARENA	4	0	–
	MPO	5	41,9 ± 42,6	0 - 100,0
	MATTE	10	22,5 ± 28,9	0 - 81,2
	ROCA	35	33,3 ± 38,3	0 –100,0

Se han podido determinar marcadas diferencias en la vulnerabilidad de cada sustrato a la invasión del alga. Los porcentajes de cobertura más elevados se han registrado sobre sustrato rocoso (ROCA), márgenes de pradera de *P. oceanica* (MPO) y mata muerta de *P. oceanica* (MATTE). Los más bajos, se han observado en fondos arenosos (ARENA) y *P. oceanica* (PO) (fig. 9).

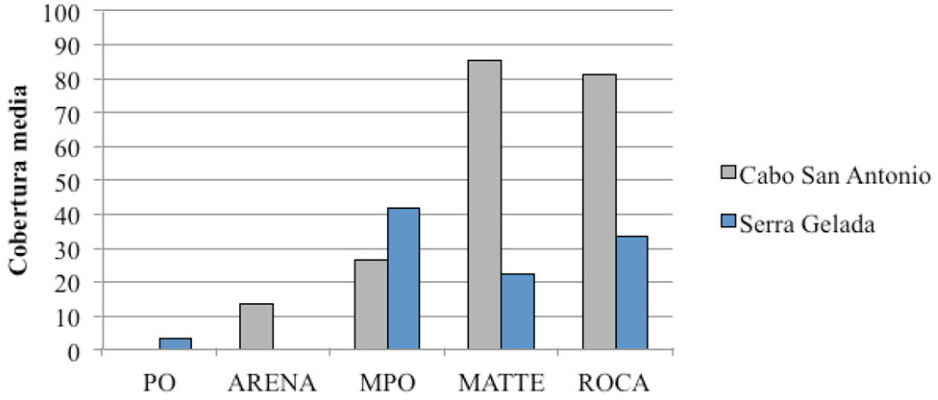


Fig. 9. Variación de cobertura media estival según el sustrato en cada área de estudio.
(PO = *P. oceanica*, MPO = Margen de pradera de *P. oceanica*, MATTE = Mata muerta de *P. oceanica*).

En el Cabo de San Antonio se han obtenido diferencias significativas para la cobertura entre los 5 tipos de sustrato (Kruskal-Wallis H = 41,115; $P < 0,001$). En el análisis de comparación múltiple de los distintos sustratos, se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las coberturas de dos grupos homogéneos que son [PO, ARENA] y [ROCA, MATTE], es decir, que existen diferencias entre los sustratos PO-ROCA, PO-MATTE, ARENA-ROCA, ARENA-MATTE (Bonferroni $P < 0,05$). El valor muestral de la cobertura sobre sustrato MPO es solo de n = 1, por lo que se ha excluido del análisis por su baja representatividad.

En Serra Gelada, también se han obtenido diferencias significativas para la cobertura entre los 5 tipos de sustrato (Kruskal-Wallis H= 16,41; $P = 0,0025$). En este caso, al realizar la comparación múltiple solo aparece diferencia significativa entre PO y ROCA (Bonferroni, $P < 0,05$).

Por último se ha analizado la variabilidad en cada área de estudio en función de la profundidad a la que aparece *C. racemosa* durante los meses de verano, que es cuando su cobertura alcanza los valores máximos. El resultado ha sido la ausencia de diferencias estadísticamente significativas para esta variable en el rango de profundidades estudiadas (test de Kruskal-Wallis, Cabo de San Antonio H = 43,45, P =0,07; Serra Gelada H = 43,32, P = 0,29).

DISCUSIÓN

Las primeras citas de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en la Comunidad Valenciana se dieron en los alrededores del puerto de Castellón en 1999 (Aranda *et al.*, 1999), la dinámica costera que moviliza materiales de norte a sur, su alto éxito reproductivo y factores antrópicos de dispersión, le podrían haber permitido alcanzar en pocos años el resto de la costa valenciana y alicantina.

La ausencia de *C. racemosa* en la Reserva Natural Marina de Irta podría deberse a la lejanía de posibles focos de invasión conocidos al norte, ya que, en la costa catalana el alga no está muy expandida. Por otra parte, el sustrato predominante en esta reserva marina está constituido por fondos blandos, a los que el alga no puede fijarse (Ruitton *et al.*, 2005). La franja inmediatamente litoral, rocosa y con pequeñas praderas dispersas de *P. oceanica*, es la que por su naturaleza podría alojar a *C. racemosa*, pero aquí, el efecto del hidrodinamismo y el buen estado de conservación de las praderas y las comunidades algales nativas podrían estar dificultando su establecimiento.

En las áreas de estudio situadas al sur de la comunidad, el alga se citó por primera vez en 2001 (Aranda *et al*., 2003 y Pena Martín *et al*., 2003). La gran presión antrópica (por presencia de emisarios submarinos, la construcción de puertos deportivos, la falta de regulación del fondeo de embarcaciones, pesca ilegal, etc.) podría haber influido de manera significativa en el deterioro de las comunidades biológicas y las praderas de fanerógamas marinas favoreciendo la dispersión de *C. racemosa*. La acumulación excesiva de sedimentos favorece la degradación y el cambio de las comunidades nativas algales en fondos rocosos (Airoldi, 2000), en los que pasan a predominar algas con mayor valencia ecológica de tipo cespitoso, las cuales, y según últimos estudios pueden favorecer la fijación y dispersión de *C. racemosa* (Bulleri *et al*., 2010).

El ciclo estacional de *C. racemosa* en las áreas de estudio del Cabo de San Antonio y Serra Gelada, con un máximo crecimiento desde el verano a otoño, una drástica regresión durante el invierno y la recuperación del crecimiento en primavera, se corresponde con estudios previos realizados en el Mediterráneo (Piazzi *et al*., 1997, 1999, 2001; Serio y Pizzuto, 1998; Piazzi y Cinelli, 1999; Buia *et al.,* 2001; Cecherelli *et al*., 2000, 2001). Durante la regresión estacional que se produce en invierno se pueden detectar pequeños fragmentos de rizoides y estolones e incluso frondes erectos de forma similar a lo que ocurre en otros lugares con latitudes similares como Grecia (Panayotidis y Montesanto, 1994) o Italia (Cecherelli *et al.,* 2000, 2001; Modena *et al.,* 2000; Piazzi *et al.,* 2001).

En el Cabo de San Antonio, los sustratos MATTE y ROCA presentan las mayores coberturas de *C. racemosa*, mientras que las encontradas en PO y ARENA son significativamente menores. Estas diferencias descritas se corresponden con estudios previos (Katsanevakis *et al.,* 2010).

Estolones de *C.racemosa*.

En el área de estudio de Serra Gelada, el tipo de sustrato MPO es el más afectado por la colonización de *C. racemosa*, aunque según las observaciones, también MATTE y ROCA presentan niveles altos de cobertura del alga. Se ha detectado presencia de *C.racemosa* en zonas de pradera de *P.oceanica* fragmentada. Se ha comprobado que en praderas de *P.oceanica* bien conservadas, las elevadas densidades de haces, dificultan la colonización de *C. racemosa*, viéndose restringido su crecimiento a los márgenes y a los parches (Cecherelli *et al.,* 2000; Klein y Verlaque, 2008).

La ausencia de diferencias significativas de cobertura según la profundidad probablemente se deba a que el rango de profundidades consideradas en una misma zona es bastante reducido. En otros estudios, se han constatado patrones dispares de respuesta a la profundidad, desde un descenso de la cobertura al aumentar la profundidad (De Biasi *et al*., 1999), hasta una mayor biomasa, longitud de estolones y longitud y número de frondes en zonas profundas en comparación con otras más someras (Cebrián y Ballesteros, 2009).

CONCLUSIONES

» En las áreas de estudio situadas en la costa de Alicante se han detectado grandes extensiones colonizadas por *C. racemosa*, localizadas en zonas afectadas por la acción antrópica, sobretodo sobre sustrato rocoso y mata muerta de *P. oceanica*.

» *C. racemosa* presenta un patrón estacional en la mayoría de las zonas de muestreo invadidas desde el principio del estudio (Pope, Mina y Mitjana), y un patrón más heterogéneo en aquellas inmersas en los primeros estadios del proceso de invasión (Rotes y Muntañar).

» El verano es la estación del año en la que la cobertura del alga es más elevada, por lo que se convierte en el periodo más adecuado para realizar los muestreos dentro de un programa de seguimiento a largo plazo.

» La vulnerabilidad a la invasión de *C. racemosa* varía en función del tipo de hábitat y sustrato, constituyendo la roca, la mata muerta y los márgenes de pradera de *P. oceanica*, los sustratos más vulnerables a la invasión. Dentro de las praderas de *P. oceanica* el alga aparece con una baja frecuencia y es más probable encontrarla en praderas fragmentadas, con parches y bajas densidades de haces. En las praderas en buen estado de conservación no se ha detectado presencia de *C. racemosa*.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– AIROLDI, A., 2000. Responses of algae with different life histories to temporal and spatial variability of disturbance in subtidal reefs. *Marine Ecology*, 195: 81:92.

– ARANDA, A., MALLOL, J., SOLANO, I., 1999. Presencia del alga Caulerpa racemosa forsskål J. Agardh (Chlorophyta, caulerpales) en el Mediterráneo ibérico. Actas XIII Congreso Nac. Bot. Criptogámica, 53.

– ARANDA, A., BUENO, M., SOLANO, I., GUILLÉN, J. E., 2003. Red de vigilancia del litoral valenciano frente al peligro de invasión de especies exóticas del género Caulerpa. Actas del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, 2003. 160:161.

– BALLESTEROS, E., GRAU, M., RIERA, F., 1999. Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 42: 68.

– BUIA, M.C., GAMBI, M.C., TERLIZZI, A. y MAZZELLA, L., 2001. Colonization of *Caulerpa racemosa* along the southern Italian coasts: I. Distribution, phenological variability and ecological role. EN: GRAVEZ, V., RUITTON, S., BOUDOURESQUE, C.F., LE DIREACH, L., MEINESZ, A., SCABBIA, G., VERLAQUE, M., eds. Fourth International Workshop on *Caulerpa taxifolia*., Marseille, France: GIS Posidonie Publisher, 352:360.

– BULLERI, F., BALATA, D., BERTOCCI, I., TAMBURELLO, L., BENEDETTI-CECCHI, L., 2010. The seaweed Caulerpa racemosa on Mediterranean rocky reefs: from passenger to driver of ecological change. *Ecology*, 91(8): 2205:2212.

– CAVAS, L., YURDAKOC, K., 2005a. A comparative study: Assessment of the antioxidant system in the invasive green alga Caulerpa racemosa and some macrophytes from the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 321:35:41.

– CAVAS, L., BASKIN, Y., YURDAKOC, K., OLGUN, N., 2006. Antiproliferative and newly attributed apoptotic activities from an invasive marine alga: Caulerpa racemosa var. cylindracea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 339:11:119.

– CEBRIAN, E., Y BALLESTEROS, E., 2009. Temporal and spatial variability in shallow- and deep-water populations of the invasive Caulerpa racemosa var. cylindracea in the Western Mediterranean. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 83: 469:474.

– CECCHERELLI, G., PIAZZI, L., CINELLI, F., 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 243: 227:240.

– CECCHERELLI, G., PIAZZI, L., 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Botanica Marina*, 44: 209:213.

– DE BIASI A.M., GAI F., VANNUCCI A., 1999. Biologia delle Secche della Meloria: considerazioni sull'ecologia di Caulerpa racemosa (Frosskål) J. Agardh. *Biol Mar Medit,* 6(1): 376:379.

– KATSANEVAKIS, S., ISSARIS, Y., POURSANIDIS, D., THESSALOU-LEGAKI, M., 2010. Vulnerability of marine habitats to the invasive green alga Caulerpa racemosa var. cylindracea within a marine protected area. *Marine Environmental Research*, 70: 210:218.

– KLEIN, J., VERLAQUE, M., 2008. The Caulerpa racemosa invasion: a critical review. *Marine Pollution Bulletin*., 56: 205:225.

– MODENA, M., MATRICARDI, G., VACCHI, M., GUIDETTI, P., 2000. Spreading of Caulerpa racemosa (Forsskal) J. Agardh (Bryopsidaceae, Chlorophyta) along the coasts of the Ligurian Sea. *Cryptogamie Algologie*, 21: 301:304.

– NIZAMUDDIN, M., 1991. *The Green Marine Algae of Libya*. Elga Publisher, Bern.

– PANAYOTIDIS, P., MONTESANTO, B., 1994. Caulerpa racemosa (Chlorphyta) on the greek coasts. *Cryptogamie Algologie*, 15(2): 159:161.

– PANAYOTIDIS, P., ŽULJEVIĆ, A., 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga Caulerpa racemosa var. occidentalis in the Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta*, 24(2): 199:203.

– PENA MARTÍN, C., CRISTÓBAL FERNANDEZ, J.C., CRESPO, M.B., SÁNCHEZ POVEDA, M., 2003. Caulerpa racemosa (Forssk.) J. Agardh (Caulerpaceae, Chlorophyceae), nueva para la flora de Alicante. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 60(2): 448:449.

– PIAZZI, L., BALESTRI, E., MAGRI, M., CINELLI, F., 1997. Expansion de l'alguetropicale Caulerpa racemosa (Forsskal) J. Agardh (Bryopsidophyceae, Chlorophyta) le long de la cote toscane (Italie). *Cryptogamie Algologie*, 18: 343:350.

– PIAZZI, L., CINELLI, F., 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh. *Cryptogamie Algologie,* 20: 295:300.

– PIAZZI, L., CECCHERELLI, G. Y CINELLI, F., 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga Caulerpa racemosa in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 149:159.

– RUITTON, S., VERLAQUE, M., BOUDOURESQUE, C.F., 2005. Seasonal changes of the introduced Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany*, 82: 55:70.

– RUIZ FERNÁNDEZ, J.M., RAMOS SEGURA, A., GARCÍA MUÑOZ, R., 2007. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora Caulerpa racemosa en el litoral de la Región de Murcia. *Informe del Instituto Español de Oceanografía*, Murcia.

– SERIO, D., PIZZUTO, F., 1998. Studio di un prato a *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) di Brucoli (SR) con osservazioni in coltura della specie. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali Catania*, 31: 201:209.

– WOMERSLEY, H.B.S., 1984. *The Marine Benthic Flora of Southern Australia Part I.* Adelaide: S.A. Government Printer. 329 pp.

Artículos

Biodiversidad marina en sustratos artificiales y naturales litorales de la Isla de Tenerife.

Jose A. Sanabria-Fernandez[1], Daniel Hernández-Pérez[1], Rodrigo Riera[2], Néstor Sánchez-Martínez[1], Mikel A. Becerro[1]

[1] *The BITES lab*, Instituto de Productos Naturales y Agrobiología de La Laguna (IPNA-CSIC), 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias.

[2] Centro de Investigaciones Medioambientales del Atlántico (CIMA, SL), 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias.

Email de contacto: jsanabriafernandez@gmail.com

RESUMEN

La franja litoral está siendo transformada a gran velocidad como consecuencia de la abrumadora actividad humana, en especial por actuaciones que desembocan en la sustitución del fondo marino de naturaleza rocosa por sustratos artificiales como los espigones, diques, puertos y malecones.

El estudio de los patrones de colonización, crecimiento y desarrollo de los organismos que forman sus poblaciones en los sustratos introducidos es de gran importancia para conocer el grado de afección ambiental de estas actuaciones en el medio marino.

El presente estudio se ha llevado a cabo en 10 localidades repartidas a lo largo del litoral de la isla de Tenerife. En cada localidad se ha censado la biodiversidad marina en 1000 m^2. Llevándose a cabo muestreos en sustratos artificiales y sustratos naturales, empleando la metodología Reef Life Survey.

No se encontraron marcadas diferencias entre las comunidades artificiales y naturales en los niveles de diversidad de especies, abundancia de individuos y composición faunística. Sin embargo, se hallaron diferencias significativas en determinadas especies, como el molusco Pinna rudis *o el pez* Tripterygion delaisi.

Palabras clave: Sustratos artificiales, puertos, biodiversidad marina, *Pinna rudis*, Reef Life Survey.

INTRODUCCIÓN

Como consecuencia del aumento exponencial de la población mundial en las últimas décadas (United Nations, 2003) y teniendo en cuenta que más del 67% de la población del planeta reside en zonas costeras (Hammond, 1992 y Ramírez, *et al*., 2011). La estimación para los próximos 30 años según Norse (1995) es que la población se duplique en las zonas litorales. Debido a la sobrepoblación que sufre el planeta, la disminución de recursos renovables, la agudizada y cada vez más evidente situación de contaminación en mares y océanos, entre otras, se obtiene como resultado un cambio global (Grimm *et al*., 2008).

Un vaticinio de las consecuencias de este cambio, es el aumento de la intensidad de las tormentas, deshielo de los casquetes polares y la subida del nivel del mar (Chapman y Bulleri, 2003). Para la protección de la población costera se necesitan estructuras artificiales de defensa que amortigüen la subida del mar, como espigones, malecones y muros de protección. La cuenca mediterránea europea (Italia, Francia y España) es un ejemplo claro de artificialización en la zona costera, con un total de 22.000 km^2 cubiertos por asfalto u hormigón utilizados en la construcción de estructuras artificiales (unos 2.000 km) diseñados para puertos y embarcaderos (Airoldi y Beck, 2007).

La presencia de estos sustratos introducidos en el medio marino tiene como consecuencia favorecer la difusión y presencia de especies oportunistas e invasoras (Bulleri y Airoldi, 2005). Ya que la superficie de estas estructuras no se encuentra ocupada por organismos y pueden ser colonizadas rápidamente por los especímenes marinos (Piola y Johnston, 2008). Por otra parte, la dinámica marina (las corrientes, oleaje y conectividad de masas de agua) se ven alterados por la presencia de estas nuevas estructuras en el medio litoral provocando cambios en los patrones de sedimentación, erosión de playas, dispersión larvaria y transporte de las masas de agua (Sánchez-Jerez, 2002).

En el presente estudio se pretende evaluar la biodiversidad marina de sustratos artificiales sumergidos de diferente antigüedad. Nuestra hipótesis de trabajo se fundamenta en las diferencias que esperamos encontrar entre las comunidades en función del grado de movilidad de los organismos que las compongan; comunidades sésiles, (carentes de movilidad) como por ejemplo el alga parda *Dictyota dichotoma*; comunidades bentónicas vágiles (con movilidad asociados al fondo marino) se cita el ejemplo del molusco *Stramonita haemastoma*; y por último comunidades ícticas pelágicas (que nadan en la columna de agua, lejos del fondo) como la boga, *Boops boops*. La hipótesis inicial planteada establece que no existen diferencias significativas entre sustratos artificiales y naturales, y que la edad del sustrato no supone un factor determinante para establecer diferencias entre las comunidades marinas asociadas a arrecifes artificiales.

METODOLOGÍA

El trabajo de campo se llevó a cabo desde Julio a Octubre de 2012 en 10 localidades costeras de la isla de Tenerife (Islas Canarias). Cada localidad presenta una estructura artificial espigón, puerto o dique y sustrato natural compuesto por rocas originarias. Dentro de cada sustrato se han realizado 2 transectos obteniendo un total de 20 muestreos para cada tipo de fondo (artificial y natural). (Fig.1).

Fig.1. Mapa de Tenerife con las localidades de muestreos.

La metodología que se ha seguido en los censos visuales marinos es la descrita por *Reef Life Survey* (Edgar y Stuart-Smith, 2009; www.reeflifesurvey.com). Para llevarla a cabo se necesita el siguiente material: equipo de buceo autónomo, una cintra métrica de 50 metros de longitud, una tablilla, hojas de poliéster, lápiz y cámara submarina. Los transectos se realizaron en el intervalo 3, 5 a 10 metros de profundidad.

El protocolo metodológico consta de 3 métodos; el primero radica en determinar las especies, el tamaño y el número de peces presentes en 50 x 10 metros. El segundo método, está basado en cuantificar el número de invertebrados y peces crípticos presentes en 50 x 2 metros. Y el tercer método consiste en tomar imágenes del fondo marino cada 2,5 metros de distancia a lo largo del transecto. Posteriormente las imágenes tomadas fueron tratadas con el software CPCe (Kevin y Shaun, 2005), delimitando una cuadrícula de 10 x 10 cm y proyectando sobre esta área delimitada 20 puntos al azar. Identificando el grupo algal, tratándose de alga incrustante, no incrustante, esponjas, rocas y no identificado (Fig.2).

Fig.2. Cardumen de Salemas o Salpas, *Sarpa Salpa* censados en uno de los muestreos.

Para el análisis de los resultados se emplearon 2 paquetes estadísticos; SYSTAT y Primer 6 + Permanova (Anderson *et al.,* 2008). El estudio de los datos marinos se realizó a 3 niveles. La comunidad fue analizada mediante PERMANOVA en 3 subniveles: peces, bentos vágil y bentos sésil. Mostrándose en el apartado de resultados algunos de los nMDS obtenidos.

El estudio de los dos niveles de diversidad y diversidad funcional, se llevó a cabo mediante el software SYSTAT, empleando el análisis de regresiones. Para el examen de la diversidad se formuló un índice basado en la diferencia de diversidad de sustrato natural menos la diversidad de sustrato artificial, ($D_T=d_n-d_a$). En el caso de invertebrados y bentos vágil, relacionándose con el número de años que la estructura artificial llevaba sumergida.

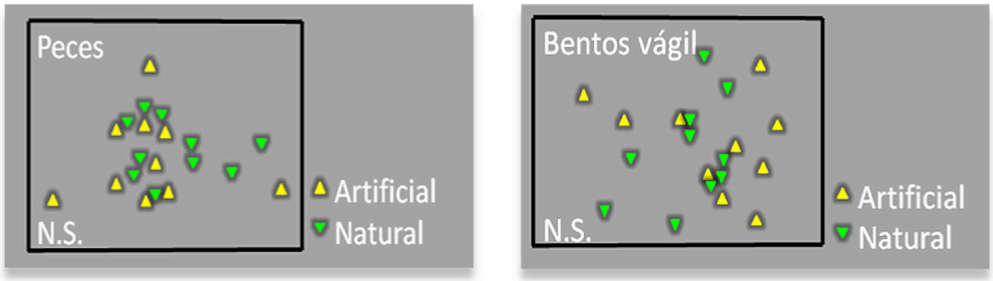
Para la diversidad funcional se analizó una por una todas las especies que censamos en los muestreos. Empleando la formulación del índice explicado en el párrafo anterior (D_t).

Por otra parte realizamos la investigación para conocer la relación existente entre la población que vive en cada isla del archipiélago y los kilómetros de sustrato artificial que tiene cada isla. Los datos poblacionales se obtuvieron del Instituto Canario de Estadística (ISTAC). Y el recuento de kilómetros de sustrato artificial se llevó a cabo mediante Google Earth a una altura de 200 metros se fue recorriendo todo el perímetro costero de cada una de las islas recogiendo esta información. A partir de esta información se llevó a cabo un análisis de regresión lineal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Realizados los correspondientes análisis de los datos poblacionales en los cuales se buscaba la relación entre la población y los kilómetros de sustrato artificial, obteniendo estadísticos significativos, R=0.961 y p<0.001. Estos resultados confirman el vínculo existente y nos sugiere que a mayor población en la isla el número kilómetros artificiales aumentará.

Los análisis ecológicos revelaron que a nivel de comunidad no se encuentran diferencias significativas en los subniveles de: peces, bentos vágil y bentos sésil, entre sustratos naturales y artificiales. Con respecto al número de especies tampoco se encontraron diferencias marcadas entre invertebrados ni peces (Figs. 3 y 4).



Figs. 3 y 4. nMDS obtenido del PERMANOVA correspondiente a Peces y Bentos vágil en el cual no se observa patrones de diferencia entre los sustratos. Como se puede observar ambos colores se encuentran entremezclados y no hay una clara separación de los mismos.

En cambio, en la composición específica de especies se obtuvieron valores significativos que apoyan nuestras hipótesis, en los siguientes casos: en el molusco bivalvo *Pinna rudis*, algas no incrustantes y algas incrustantes. Los estadísticos de *Pinna rudis* fueron: R=0,641 y p=0,046 interpretando estos resultados, la abundancia de la especie a medida que pasan los años es mayor en sustratos naturales que en artificiales, como ocurre también con las algas incrustantes. En cambio las algas no incrustantes, conforme pasan los años son más abundantes en sustratos artificiales que en naturales (Fig. 5).

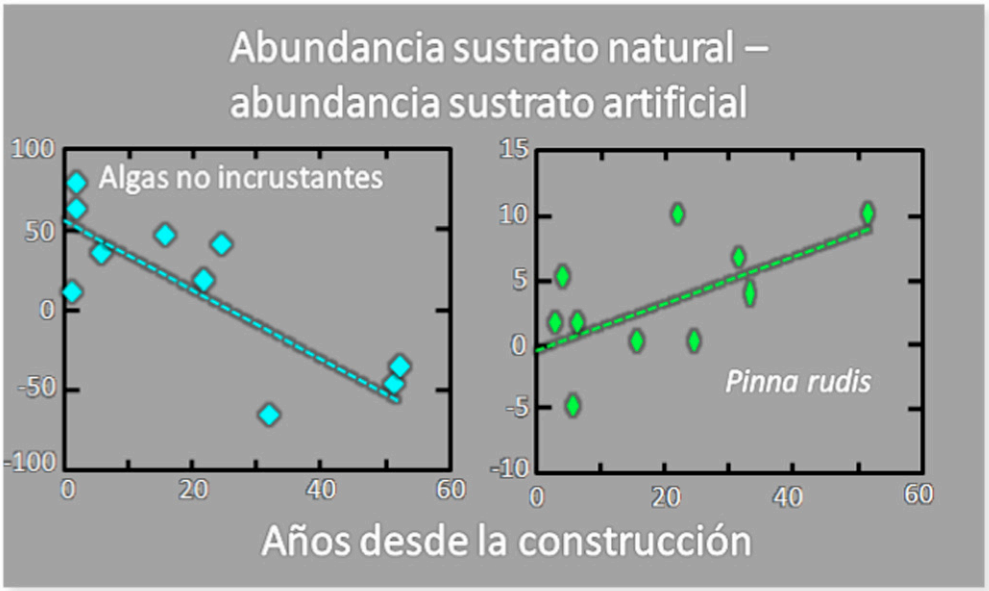


Fig. 5. Análisis de regresión de algas no incrustantes y *Pinna rudis* en las cuales se generó un índice en el eje Y de diferencias de abundancias entre ambos sustratos frente al tiempo, en años que lleva la estructura sumergida, eje X.

A modo de resumen sobre los resultados:

1. La población de cada isla está fuertemente relacionada con los kilómetros de sustrato artificial que está construido en la franja costera de la misma.
2. La comunidad de peces, bentos vágil y bentos sésil no difieren según el sustrato en el que se encuentren.
3. Los resultados de diversidad demuestran que no hay diferencias entre un sustrato natural y otro artificial.
4. La abundancia de determinadas especies bien sea de moluscos, peces bentónicos o algas se encuentra determinada por el sustrato en el que se alojen.

Este estudio se ha realizado en estructuras artificiales construidas en los últimos 50 años, aunque no se han encontrado marcadas diferencias a nivel de comunidad o de diversidad biológica entre sustratos naturales y artificiales. En cambio, a nivel de la composición específica sí se han obtenido especies que se encuentran de forma significativamente más abundante en un sustrato en comparación con el otro.

En el caso de la comunidad íctica, se ve favorecida por la gran movilidad que presentan, es decir, factores como la alimentación, la reproducción, la depredación hacen que los peces se desplacen de un sustrato a otro.

La ausencia de diferencias en la comunidades bentónicas (vágiles y sésiles), se puede deber al deterioro que presenta el mar canario como consecuencia de los blanquizales, que son extensiones de sustrato natural con una elevada densidad del erizo *Diadema africanum* (Tuya *et al.*, 2004). Al tratarse de una especie voraz y herbívora, la densidad algal en los blanquizales es prácticamente inexistente a excepción de las coralináceas, de las que los erizos no se pueden alimentar.

La falta de diferencias en el análisis de diversidad se acusa nuevamente a la existencia de blanquizales (Ortega *et al.,* 2009). La presencia de éstos es una acción directa de la sobrepesca; debido a la ausencia de depredadores del *Diadema africanum* las poblaciones de éste aumentan sin que estén reguladas de forma natural por el ecosistema (Tuya *et al.*, 2004).

Por otro lado, hay que mencionar que no se han realizado muestreos en áreas marinas protegidas, es decir, que las comunidades de estudio están sujeta al impacto que causa el hombre con actividades como la pesca desde costa, pesca submarina y artes de pesca artesanal (nasas, trasmallos, etc.). Por tanto, las comunidades naturales se encuentran representadas por un número limitado de especies, y con ausencia de grandes depredadores que son de interés comercial, como por ejemplo, meros, abades, samas o peces ballesta. (Tuya *et al.*, 2004).

CONCLUSIONES

A nivel de comunidad y de diversidad tras el paso de 50 años desde la introducción de sustratos artificiales en el medio marino hasta el día de hoy no hay marcadas diferencias entre un sustrato artificial y un sustrato natural, en la zona de estudio. En cambio sí hay tendencias de determinadas especies a encontrarse en un sustrato o en otro.

Como consecuencia directa de la sobrepesca, de la extracción de los grandes depredadores, determinados artes de pesca, de la contaminación y de la alta presión turística que sufre el litoral canario, éste presenta una degradación tan aguda que las comunidades biológicas no difieren entre los sustratos artificiales y los fondos rocosos naturales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– AIROLDI, L., BECK, M.W., 2007. Loss status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Marine Biology Annual Review,* 45: 345–405.

– ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N., CLARKE, K. R., 2008. PERMANOVA + for PRIMER. Guide to software and statistical methods. *Plymouth*, PRIMER-E. 214 p.

– BULLERI, F., AIROLDI, L., 2005. Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile ssp. tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology,* 42: 1063–1072.

– CHAPMAN, M. G., BULLERI, F., 2003. Intertidal seawalls - new features of landscape in intertidal environments. *Landscape Urban Plan,* 62: 159–172.

– EDGAR, G. J., STUART-SMITH, R. D., 2009. A continental-scale analysis of ecological effects of marine protected areas based on underwater visual surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 388:51-62.

– GRIMM, N.B., FAETH, H. S., GOLUBIEWSKI, N. E., REDMAN, C. L., JIANGUO WU, XUEMEI BAI, BRIGGS, J. M., 2008. *Global Change and the Ecology of Cities. Science*, Vol. 319 no. 5864 pp. 756-760.

– HAMMOND, A., 1992. World resources 1992-1993: towards sustainable development. *Oxford University Press.*

– ISTAC. Instituto Canario de Estadística. 2012.www.gobiernodecanarias.org/istac/

– KEVIN, E., SHAUN, M., 2005. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodologies. *Computers Geosciences,* 32: 1259-1269.

– NORSE, E.A., 1995. Global marine biological diversity: A strategy for building conservation into decision making. *Island Press,* Washington D.C. 383 pp.

– PIOLA, R. F., JOHNSTON, E. L., 2008. Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions*, 14: 329–342.

– RAMÍREZ, A., ENGMAN, A., ROSAS, K., PEREZ-REYES, O., MARTINÓ-CARDONA, D., 2011. Urban impacts on tropical island streams: Some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosyst,* 15:315–325.

– SÁNCHEZ-JEREZ, P., GILLANDERS, B. M., RODRÍGUEZ-RUIZ, S., y RAMOS ESPLARLS, A. 2002. Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis. ICES Journal of Marine Science*, 59: S59–S68.

– TUYA, F., BOYRA, A., SANCHEZ-JEREZ, P., BARBERA, C., HAROUN, RJ., 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canary Archipelago. *Marine Ecology Progress series,* Vol. 278: 157-169.

– ORTEGA, L., TUYA, F., HARUON, J., 2009. The sea urchin *Diadema antillarum* Phillipi, 1845 influences the diversity and composition of the mobile mega-invertebrate community on rocky bottoms off the Canary Archipelago. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(2): 489-495.

– UNITED NATIONS, 2003. *World Urbanization prospects. The 2003 revision*. United Nations Publications. Pp. 327.

Artículos

Estudio de la alimentación de aves insectívoras en parques urbanos como control biológico de posibles plagas.

Sandra Goded Millán[1,2], Almudena Vargas Palmero[3] e Ignacio Otero Cañas[1,4]

[1] GREFA (Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona y su Hábitat). Apdo. Correos 11. 28220 Majadahonda, Madrid. Tlf: 916387550. Fax: 916387411

[2] miyenunda@hotmail.com

[3] Ingeniero Técnico Agrícola. avargas.palmero@gmail.com

[4] nacho@grefa.org

RESUMEN

A pesar de las consecuencias medioambientales, económicas y sanitarias de los tratamientos fitosanitarios sintéticos, éstos siguen siendo empleados en la mayoría de los parques urbanos. Por ello, se ha estudiado el comportamiento alimenticio de aves insectívoras en parques del municipio de Fuenlabrada (Madrid), de cara a analizar su efecto depredador sobre las poblaciones de insectos. Se instalaron diversas cajas-nido y se observó la ocupación, productividad y alimentación de las especies ocupantes. La ocupación de las cajas aumentó exponencialmente en los tres años de estudio, pasando de un 9,5% a un 50%. Para las especies insectívoras (carbonero y herrerillo común) se observó que una pareja captura entre 1.450 y 3.850 insectos, respectivamente, para cebar a sus crías durante la ocupación de las cajas. Además, se constató que el número de cebas aumentaba con el tamaño de puesta, proporcionalmente al número de pollos. Si sumamos las cebas fuera de la caja, la alimentación de los progenitores y la posibilidad de una segunda puesta, la biomasa ingerida por una pareja de páridos sólo en la época de cría es enorme. Este estudio pretende impulsar el control biológico en parques urbanos, para llegar a reemplazar los tratamientos sintéticos, produciendo parques urbanos con mayor biodiversidad y saludables.

Palabras clave: control biológico, parques urbanos, carbonero común, herrerillo común, biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La jardinería urbana y los parques públicos de las grandes ciudades, como el caso de Fuenlabrada, requieren de una serie de trabajos de mantenimiento que condicionan el hábitat de las especies que allí habitan. Esto, en ocasiones, contribuye a disminuir la biodiversidad de estos espacios. Los tratamientos fitosanitarios que se emplean sobre la flora para controlar las posibles plagas que puedan afectar a las especies vegetales, así como para solventar las molestias que algunos insectos ocasionan sobre la población, afectan directamente a la fauna. Se entiende como plaga el aumento masivo de ejemplares de una especie que pueden causar daños económicos importantes; sin embargo, las plagas son realmente escasas y puntuales en los parques urbanos, por lo que los tratamientos

fitosanitarios rociados rutinariamente cada año, están empleados, casi siempre, de manera infundada. La aplicación de estos productos genera un desequilibrio entre los depredadores naturales de estos patógenos y una resistencia de los últimos a los productos químicos utilizados; además, existe un probable impacto a la salud pública, sumado al alto coste económico en su compra y aplicación (Badii y Abreu, 2006). A raíz de la problemática que suscitan estos tratamientos, se elaboró en el municipio de Fuenlabrada un proyecto en el cual el control biológico es parte de la solución a dicho conflicto.

El control biológico permite restablecer un equilibrio ecológico, mediante la actuación de depredadores que reducen los daños causados por especies perjudiciales para el interés humano (Badii y Abreu, 2006). El presente proyecto ha consistido en la colocación de cajas nido para aves insectívoras y refugios para quirópteros en los parques urbanos de Fuenlabrada. Dicha actuación se ha realizado en base a que estos animales, al alimentarse de insectos, actúan como control biológico sobre especies conflictivas presentes en parques urbanos, como la oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*). Existen numerosos estudios en los que se muestra que las aves insectívoras actúan como control biológico de insectos dañinos en huertos (Kirk, Evenden & Minneau, 1996). Sin embargo, la diversidad de aves insectívoras en los parques urbanos suele ser muy escasa. Esto es debido no sólo al uso prolongado de insecticidas sintéticos, sino además a la tala de árboles viejos que proporcionan huecos para el anidamiento de estas especies, y la presencia de especies exóticas (Batllori y Uribe, 1988). De este modo, proporcionando lugares propicios para el anidamiento y el refugio de estos animales, se pretende aumentar sus poblaciones y, por lo tanto, disminuir las densidades de los insectos de los que se alimentan, permitiendo que la naturaleza actúe por sí misma.

MATERIAL Y MÉTODOS

El proyecto se ha desarrollado desde la primavera de 2011 hasta el verano de 2013. Previamente a la colocación de las cajas, se realizaron varias acciones preparativas para asegurar el buen funcionamiento del proyecto: prospección de los parques y jardines de cara a elegir los más grandes y con mayor cobertura arbórea (Batllori y Uribe, 1988), búsqueda de lugares idóneos para la colocación de las cajas, inventario de aves presentes y potenciales ocupadoras de las cajas y reconocimiento de fuentes de agua y alimentación. Una vez realizado, se colocaron cajas-nido y refugios de murciélagos en siete parques, considerados los más propicios. Para la introducción del mayor número de especies insectívoras posible se colocaron diferentes tipos de caja de la marca Schwegler, cada una diseñada para la ocupación de una especie en concreto: 110 cajas-nido de madera para páridos con un diámetro de orificio de entrada de 32 mm; 70 cajas-nido de cemento-madera para páridos con diámetro de orificio de entrada 32 mm; 60 cajas-nido para aviones y golondrinas; 12 cajas-nido para vencejos; 18 refugios para murciélagos forestales y 12 refugios para colonias de murciélagos. En total, se colocaron 282 cajas-nido.

De cara a estudiar la cantidad de insectos que pueden ingerir las aves insectívoras en época de cría se realizó la observación de cada nido ocupado durante la época de cría por un tiempo establecido en una hora al día. Durante esta hora, se contó el número de cebas que el adulto proporcionaba a las crías, mediante la observación con prismáticos Minox 10x42 y telescopio marca Kowa 20x60. Las horas a las que se tomaron los datos de alimentación por caja fueron cambiando cada día hasta cubrir todas las horas de luz. De este modo, se obtuvieron datos de las cebas aportadas a los pollos durante el período en el que están en la caja-nido, pudiendo extrapolar los datos para obtener una cantidad aproximada de insectos aportados a los pollos por cada pareja en toda la temporada de cría dentro de las cajas-nido. Los análisis estadísticos de los datos alimenticios consistieron

en: una regresión entre el número de cebas dadas y la hora del día para cada especie, un ANOVA y una regresión entre el número de cebas dadas a los pollos y el tamaño de puesta de cada nido, una regresión entre el número de cebas dadas individualmente a cada pollo y el tamaño de puesta, y otra entre el número de cebas dadas a los pollos y la edad de los mismos. Previamente a la realización de cada test, se realizó el test de normalidad Ryan-Joiner para todos los grupos de datos. Cuando los datos no presentaron una distribución normal, se transformaron mediante la fórmula ln (x + 1). Dichos análisis se realizaron con el paquete estadístico Minitab 16.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

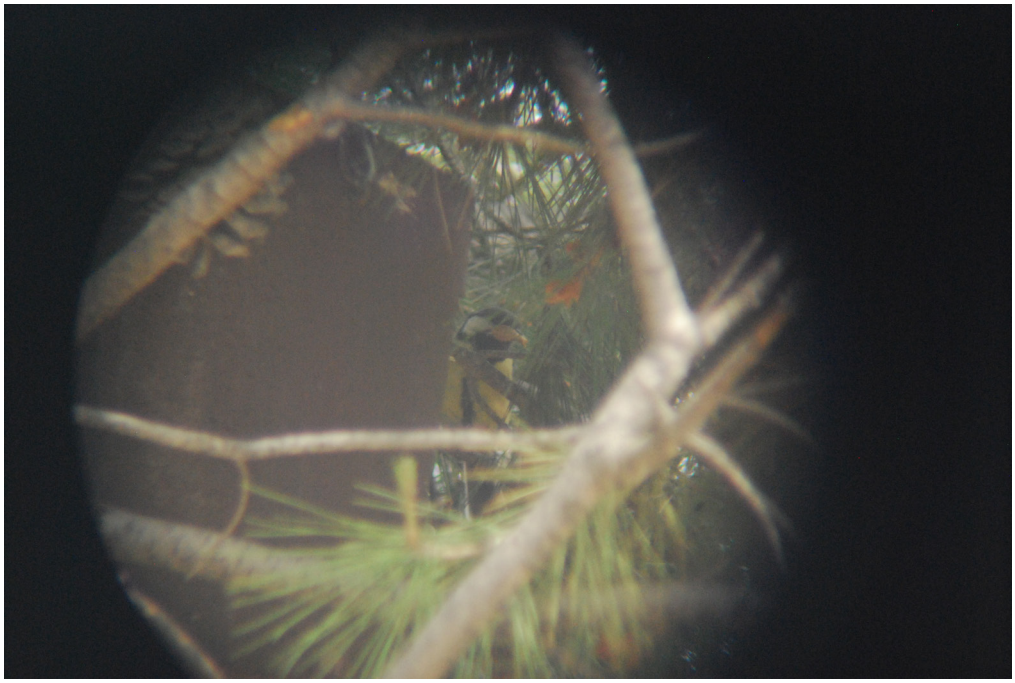
Todas las cajas ocupadas fueron las de páridos y una de vencejo (Tabla 1), con una media de 47,6% de ocupación de cajas de cemento-madera. En 2011 se ocuparon 25 cajas (9,5% del total), todas por gorrión molinero (*Passer montanus*); en 2012 se ocuparon 33 cajas (28% del total), 30 por gorrión molinero, 2 por carbonero común (*Parus major*) y 1 por herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*); y en 2013 se ocuparon 49 cajas (50% del total), 46 por gorrión molinero y 3 por herrerillo común. Para calcular el total de cajas se tuvo en cuenta la desaparición por robo de cajas en cada temporada. No se ocuparon cajas por vencejos, aviones, golondrinas o quirópteros en nuestro estudio, lo que pudo ser debido a la presencia de dichas especies en otros puntos más idóneos del municipio. La baja ocupación de especies insectívoras era de esperar, ya que los tratamientos fitosanitarios se han empleado prolongadamente en la zona, por lo que su presencia era ya muy escasa al empezar el estudio. Teniendo en cuenta la ocupación por especie según el tipo de caja-nido, se puede observar una preferencia de ocupación de cajas de cemento-madera por el gorrión molinero y carbonero común, y de madera por el herrerillo común (Tabla 1), sin embargo, debido a los pocos datos de ocupación de páridos, dichas preferencias no se pudieron analizar estadísticamente.

Tabla 1: Total cajas ocupadas por especie según el tipo de caja colocada en los tres años de estudio.

Especie ocupando tipo de caja	***Cajas páridos madera***	***Cajas páridos cemento-madera***	***Cajas aviones y golondrinas***	***Cajas vencejos***	***Refugios murciélagos forestales***	***Refugios colonias murciélagos***
Gorrión molinero	30	71	0	1	0	0
Carbonero común	0	2	0	0	0	0
Herrerillo común	4	0	0	0	0	0

En 2011 y 2012 se ocuparon cajas en los parques más externos del municipio, zonas forestales, con densidad de especies autóctonas, perennes, con poca afluencia de personas y con fuentes de agua, como se ha visto en estudios anteriores (Batllori y Uribe, 1988). Sin embargo, en 2013 la ocupación por aves insectívoras fue en los tres parques más urbanos, céntricos y transitados de Fuenlabrada. La explicación de este movimiento todavía no está clara, aunque podría haber influido un aumento en el uso de insecticidas en los parques más periféricos durante el otoño de 2012 y primavera de 2013 realizado por motivo de salud pública debido a un brote de *Leishmania* presente en el municipio. Sin embargo, aunque en nuestro estudio se observó un claro desplazamiento de las aves insectívoras a las zonas donde los tratamientos fueron de menor intensidad, no se ha podido demostrar una correlación directa entre dicho desplazamiento y los tratamientos realizados para controlar el brote.

En cuanto a la productividad, en 2012, en las cajas ocupadas por gorrión molinero se pusieron 65 huevos en total, con una puesta media de 4,3 huevos, una mínima de 3 y una máxima de 5. Estos datos coinciden con estudios anteriores, en los que se expone que esta especie pone entre 2 y 7 huevos, con una media de 5 (Baucells *et al.*, 2003). De ellos, salieron adelante 64 pollos. En cuanto a los páridos, los carboneros comunes pusieron un total de 12 huevos, 8 en un nido y 4 en otro (Fotografía 1a). Todos los pollos salieron adelante. Los herrerillos pusieron una puesta de 7 huevos de los que salieron 6 pollos. Estos datos coinciden con los estudios anteriores en los que se ha observado que tanto carboneros como herrerillos comunes tienen puestas de entre 4 y 19 pollos (Baucells *et al.*, 2003; Salvador, 2005). En 2013, en las cajas ocupadas por gorrión molinero se pusieron un total de 227 huevos, con una puesta media de 4 huevos, una mínima de 2 y una máxima de 7. De ellos, salieron adelante 218 pollos. En cuanto a los herrerillos, pusieron un total de 27 huevos, con una media de 9 huevos por caja (Fotografía 2a y 2b).



Fotografía 1a (arriba): Pollos de carbonero común con 15 días de edad, mayo 2012. 1b (abajo): Macho de carbonero común trayendo ceba, mayo 2012.

Fotografía 2a (arriba): Pollos de herrerillo común con 3 días de edad, mayo 2013. 2b (abajo): Pollos de herrerillo común con 15 días de edad, mayo 2013.

Sin embargo, hubo una gran mortandad de pollos (6 murieron en una caja a los 3 días de edad y 7 en otra a los 2 días). Por lo tanto, de los 27 huevos de herrerillo salieron adelante 14 pollos. Dicha mortandad coincidió con unos días en los que llovió tardíamente e hizo frío, por lo que no fue del todo sorprendente.

De las tres especies, sólo el herrerillo y carbonero común son principalmente insectívoras en la época de cría (Salvador, 2005; Atiénzar *et al.*, 2012). Por ello, el seguimiento de la actividad alimenticia de las aves se realizó sólo para dichas especies (Fotografía 1b). El número de cebas observadas por hora para las cajas ocupadas por páridos durante la época de cría de 2012 se reflejan en la Tabla 2 y para el 2013 en la Tabla 3.

Con estos datos, se puede extrapolar la cantidad de insectos aportados a los pollos por cada pareja durante el tiempo que éstos permanecen en el nido, teniendo en cuenta que cada ceba aporta normalmente un solo insecto (Barba *et al.*, 2009). En esta extrapolación,

se contaron las cebas por hora, día (multiplicando por 12 horas de luz) y durante toda la temporada de ocupación de la caja-nido (se aproximó a 18 días aunque en algunos casos se ha visto que podía superar los 20, Salvador 2005) (Tabla 4).

Como se puede observar, una pareja de herrerillo común puede capturar una media de entre 3.700 y 3.850 insectos para alimentar a los pollos de una puesta, durante los días en los que los pollos se encuentran en la caja-nido. Por otro lado, los carboneros comunes pueden capturar una media de 1.450 insectos para alimentar a sus crías. A esto hay que sumarle las cebas aportadas cuando los pollos ya han salido del nido pero todavía dependen de los padres y la posibilidad de una segunda puesta. En este punto hay que añadir que la cantidad de insectos ingeridos por los progenitores no se tuvo en cuenta por la dificultad de su observación. Estos datos, sin embargo, se pueden obtener de la bibliografía, ya que en estudios anteriores se ha recurrido a la apertura del estómago del animal para contar los insectos ingeridos. Estos estudios hacen una estimación de que la cantidad de insectos consumida por cada progenitor en la época de cría es del orden del 130% de su peso para el carbonero común, lo que extrapolado a todo un año supone un consumo de 2,5 kg de insectos por progenitor, 5 kg por pareja (Romanyk y Cadahia, 2002).

Las especies de insectos ingeridas por las aves sólo se pudieron determinar en algunos casos. Para el herrerillo común, se observó la caza de dípteros (mosquitos, moscas), himenópteros (avispas, hormigas), lepidópteros (orugas de procesionaria y polillas adultas), y arácnidos. Sólo se confirmaron 5 cebas de lepidópteros. Para el carbonero común, se

Tabla 2: Número de cebas observadas por hora en la primavera de 2012.

Especie y n° pollos	*8:00-9:00*	*9:00 -10:00*	*10:00-11:00*	*11:00-12:00*	*12:00-13:00*	*13:00-14:00*	*14:00-15:00*	*15:00-16:00*	*16:00-17:00*	*17:00-18:00*	*18:00-19:00*	*19:00-20:00*
Herrerillo común; 6	12	14	11	12	15	13	10	11	23	30	28	27
Carbonero común; 4	3	2	5	6	6	5	5	6	4	5	4	8
Carbonero común; 8	11	9	12	5	6	6	5	5	11	10	12	10

Tabla 3: Número de cebas observadas por hora en la primavera de 2013.

Especie y n° pollos	*10:00-11:00*	*11:00-12:00*	*12:00-13:00*	*13:00-14:00*	*14:00-15:00*	*15:00-16:00*	*16:00-17:00*	*17:00-18:00*	*18:00-19:00*	*19:00-20:00*	*20:00-21:00*
Herrerillo común, 2	10	-	7	11	4	8	28	9	6	9	-
Herrerillo común, 3	-	8	-	10	17	8	6	27	-	10	19
Herrerillo común, 9	-	20	-	49	26	24	23	31	37	28	-

Tabla 4: Promedio de insectos dados por hora, día y durante los 18 días de ocupación de la caja-nido para ambas especies de páridos a lo largo de todo el estudio.

ESPECIE Y AÑO	PROMEDIO INSECTOS/HORA	INSECTOS/DÍA	INSECTOS/18 DÍAS CRÍA
Carbonero común 2012	6,71	80,52	1.449,36
Herrerillo común 2012	17,17	206,04	3.708,72
Herrerillo común 2013	17,82	213,84	3.849,12

constató la caza de coleópteros, himenópteros (avispas, abejas) y dípteros (moscas). En este caso no se observaron cebas de lepidópteros, al contrario que en varios estudios anteriores (González Cano, 1981; Romanyk & Cadahia, 2002). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el personal de jardinería quitó las bolsas de orugas a mano durante el período de estudio.

Los resultados de las pruebas de normalidad realizadas para cada variable de cara a analizar los datos estadísticamente se pueden observar en la Tabla 5.

Tabla 5: Pruebas de normalidad de cada variable analizada realizadas mediante el test Ryan-Joiner, que se satisface con p>0,05. Las variables que no superaron el test se transformaron logarítmicamente.

Test de normalidad	*Horas*	*Cebas herrerillo*	*Cebas carbonero*	*Nº cebas totales*	*ln (nºcebas totales + 1)*	*Nº pollos*	*Nº cebas/ Nº pollos*	*ln (nº cebas/nº pollos + 1)*	*Edad pollos*
Ryan-Joiner	0,1	0,1	0,1	0,01	0,1	0,086	0,01	0,1	0,1

Al analizar si la hora del día influye en el número de cebas dadas durante todo el estudio se observó que era distinto para ambas especies. Los herrerillos aumentaban el número de cebas según avanzaba el día, pasando de 12 cebas a primera hora de la mañana, a 24 cebas a media tarde (R^2 = 51,4%, p = 0,006) (Figura 1). Sin embargo, los carboneros no variaban el número de cebas según avanzaba el día, con una media de 6,7 cebas a lo largo del día (R^2 = 17,5%, p > 0,1). Esto podría deberse a que, como se había visto en estudios anteriores para los carboneros (Barba *et al.*, 2009), la hora del día exclusivamente no influye sobre la aportación de alimento, por lo que los padres alimentan a sus pollos de una manera constante a lo largo del día, sin embargo, sí podría influir en relación con otras variables como la edad de los pollos. Debido a un bajo tamaño muestral, la edad de los pollos y la hora del día no se pudieron estudiar conjuntamente por causa de una relación no balanceada. Sería muy interesante ampliar estudios en este campo. Para los herrerillos, sí se observó una influencia de la hora del día sobre la aportación de alimento, contrariamente a lo observado en estudios anteriores (Parejo y Danchin, 2006). Esto podría ser debido a un reducido tamaño muestral. Sin embargo, también podría deberse a una mayor facilidad de captura de alimento por la tarde, debido al tipo de alimento encontrado en parques urbanos. Se observó que los herrerillos aportaban mosquitos y hormigas, a diferencia de los carboneros, por lo que un estudio sobre la actividad diaria de dichas presas en parques urbanos podría infundir alguna respuesta al fenómeno aquí observado.

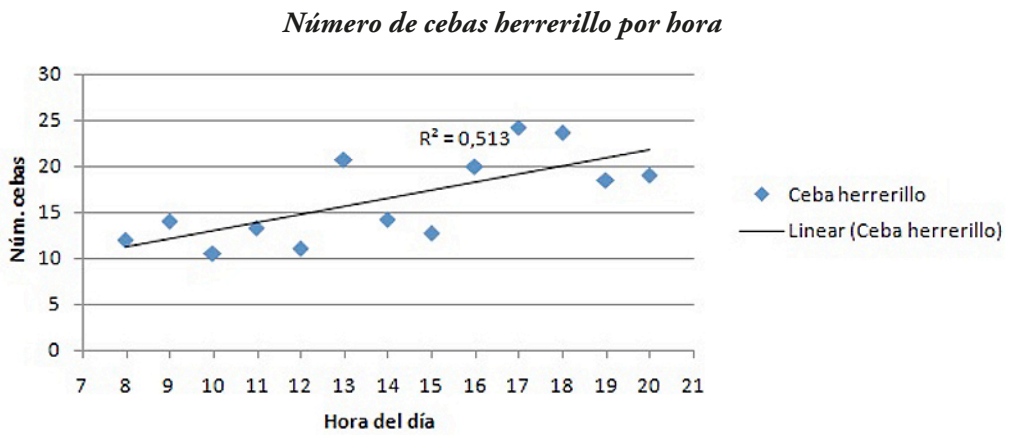


Figura 1: Número de cebas por hora para todas las cajas ocupadas por herrerillo a lo largo del estudio según la hora del día.

Al estudiar el número de cebas dadas en relación con el tamaño de puesta se observa que, para ambas especies conjuntamente, el esfuerzo parental aumenta significativamente con el número de pollos (Figura 2) (ANOVA, $p < 0{,}001$). Al analizar si el incremento es proporcional al aumento en tamaño de puesta, en nuestro estudio se observó que sí lo era, y que el aumento se realizaba de una manera lineal ($R^2 = 29{,}5\%$, $p < 0{,}001$), además, el aumento en tamaño de puesta no influye significativamente sobre la cantidad de comida dada a cada pollo ($R^2 = 3{,}4\%$, $p > 0{,}1$), contrariamente a lo observado en estudios anteriores (Nur, 1984; Barba *et al.*, 2009). Esto puede ser debido, de nuevo, al bajo tamaño muestral del estudio, ya que parece lógico que exista un límite en la cantidad de alimento aportada por los padres según aumenta el tamaño de puesta; sin embargo, también podría ocurrir que cada pareja emplee el mismo esfuerzo relativo independientemente del tamaño de puesta (Pettifor *et al.*, 1988). Un estudio más amplio podría esclarecer estos resultados.

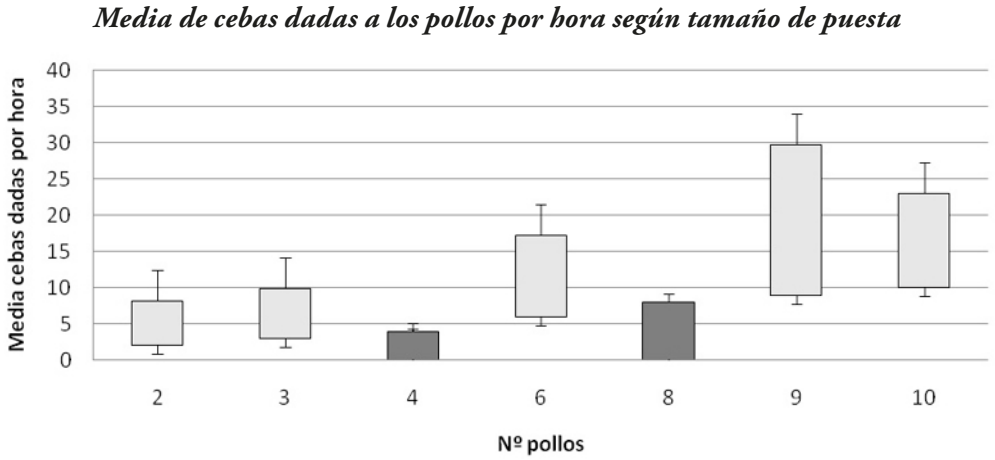


Figura 2: Media cebas dadas por hora a lo largo del estudio para ambas especies en relación con el número de pollos. Herrerillos en gris claro y carboneros en gris oscuro.

Por último se estudió, además, si la cantidad de insectos aportados dependía de la edad de los pollos para ambas especies. Se observó que el número de cebas aportadas por los padres es independiente de la edad de los pollos ($R^2 = 0{,}7\%$, $p > 0{,}5$) (Figura 3), contrariamente a lo observado en estudios anteriores para el carbonero común, donde se apreció un incremento en la cantidad de alimento aportado según avanzaba la edad de los pollos, con un límite cuando la edad era próxima a la de abandono del nido (Barba *et al.*, 2009).

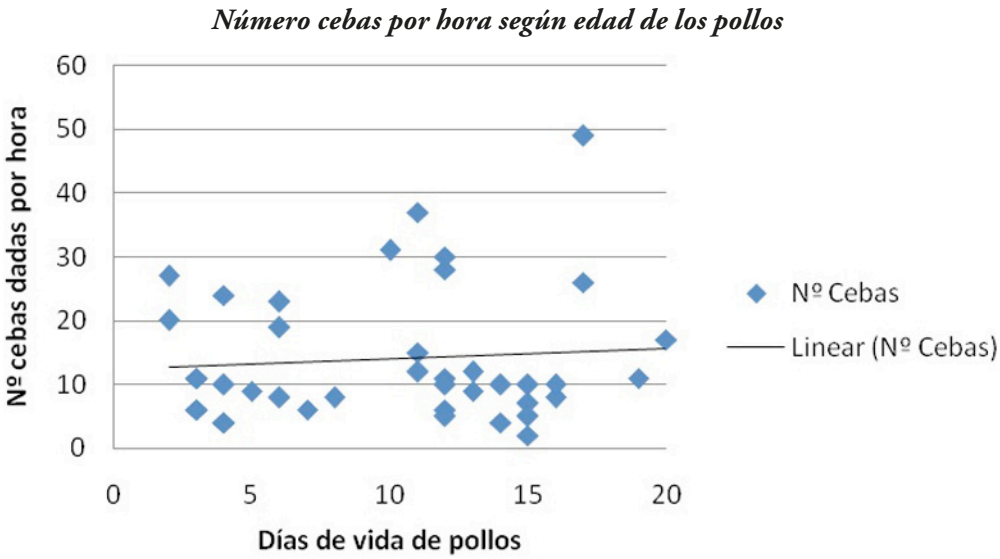


Figura 3: Relación entre número de cebas dadas y días de vida de los pollos de páridos.

Sin embargo, en nuestro estudio, dicho incremento no se observa. Esto puede ser debido al tipo de alimento aportado, pudiendo ser alimento más nutritivo o de mayor tamaño según aumenta la edad de los pollos. En cualquier caso, como se ha explicado anteriormente, la identificación del alimento no siempre fue posible. Nuevamente, esta falta de significación puede ser debida a un bajo tamaño muestral. Sería interesante estudiar dicha relación para ambas especies en un estudio más amplio en parques urbanos.

CONCLUSIONES

Como se ha visto en este estudio, las aves insectívoras se alimentan de una gran cantidad de insectos, lo que puede propiciar un control biológico muy eficaz para mantener el equilibrio en los ecosistemas de parques urbanos. Además, dicho control tiene ventajas no sólo medioambientales, sino también educativas, sanitarias y económicas. Son necesarios más estudios que analicen la alimentación de aves insectívoras en parques urbanos de cara a comprender cómo diferentes factores influyen sobre la cantidad y tipo de alimento ingerido por dichas aves, y así impulsar el control biológico en nuestros municipios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– ATIÉNZAR, F., ÁLVAREZ, E. & BARBA, E. - SALVADOR, A. & MORALES, M. B., 2012. Carbonero común – *Parus major. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/ > [13-10-2013].

– BADII, M.H., ABREU, J. L., 2006. Control biológico una forma sustentable de control de plagas. *Internacional Journal of Good Conscience,* 1 (1): 82:89.

– BARBA, E., ATIÉNZAR, F., MARÍN, M., MONRÓS, J. S., GIL-DELGADO, J. A., 2009. Patterns of nestling provisioning by a single-prey loader bird, Great tit *Parus major. Bird Study*, 56: 187:197.

– BATLLORI, X., URIBE, F., 1988. Aves nidificantes de los jardines de Barcelona. *Miscellania Zooógica,* 12: 283:293.

– BAUCELLS, J., CAMPRODON, J., CERDEIRA, J. & VILA, P., 2003. *Guía de las cajas-nido y comederos para aves y otros invertebrados.* Barcelona: Lynx edicions. 259 pp.

– GONZÁLEZ CANO, J. M., 1981. Predación de 'Procesionaria del pino' por vertebrados en la zona de Mora de Rubielos (Teruel). *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 10: 53:77.

– KIRK, D.A., EVENDEN, M.D., MINEAU, P., 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. *Current Ornithology* 13: 165:269.

– NUR, N., 1984. Feeding frequencies of nestling blue tits (*Parus caeruleus*): costs, benefits and a model of optimal feeding frequency. *Oecologia* 65, (1): 125:137.

– PAREJO, D., DANCHIN, E., 2006. Brood size manipulation affects frequency of second clutches in the Blue Tit. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 60: 184:194.

– PETTIFOR, R.A., PERRINS, C.M., MCCLEERY, R.H., 1988. Individual optimization of clutch size in Great Tits. *Nature* 336: 160:162.

– ROMANYK, N., CADAHIA, D., 2002. *Plagas de insectos en las masas forestales*. Madrid: Mundi Prensa Libros, S.A. 313 pp.

– SALVADOR, A., CARRASCAL, L. M., SALVADOR, A., 2005. Herrerillo común - *Parus caeruleus. Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, España. Disponible en: http://www.vertebradosibericos.org/ [13-2-2013].

Proyectos de investigación-conservación

El valor de la tortuga marina. Impacto social y económico del programa de conservación e investigación de tortugas marinas de la Fundación Corcovado en Bahía Drake.

Daniel González Paredes[1,2,4] y David Melero Duro[3,5].

[1] Scripps Institution of Oceanography, (UCSD). CMBC, Center for Marine Biodiversity & Conservation. 9500 Gilman Drive, La Jolla, CA 92083-0202, USA. cmbc@ucsd.edu. Tel; 858-822-2790.

[2] Hombre y Territorio, HyT (www.hombreyterritorio.org). C/ Betania, 13, 41007. Sevilla, España. contacto@hombreyterritorio.org.

[3] Iniciativa Carey del Pacífico Oriental (ICAPO). 2965 Redwood Street, San Diego, CA 92104, USA. info@hawksbill.org. Tel; +619 818 0041.

[4] danigonzalez@ucsd.edu

[5] dmelero@hawksbill.org

RESUMEN

El objetivo de este estudio es hacer una revisión general de los aspectos económicos relacionados con los usos que se ejercen sobre las tortugas marinas a nivel global. Analizando el caso particular del proyecto de conservación de tortugas marinas de la Fundación Corcovado y el impacto socioeconómico que ha tenido sobre las comunidades locales de Bahía Drake, Costa Rica.

*En decenas de zonas costeras, las tortugas marinas aun son consumidas y el comercio que se ejerce en muchas de ellas es entendido como una fuente de ingresos. La realidad social y económica en Bahía Drake (Costa Rica) no era diferente a la de muchas de estas playas. La población de tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*), la especia más abundante en el área, se encontraba gravemente amenazada. La depredación y perdida de sus nidos alcanzaba unos niveles biológicamente insostenibles. La protección y recuperación de esta población anidante se convertía en esencial para evitar su desaparición de la zona.*

La Fundación Corcovado llega en 2004 a Bahía Drake en respuesta a las denuncias de varios miembros de la comunidad sobre la alarmante situación en la que se encontraba la tortuga olivácea. Asumiendo que la conservación de los recursos naturales no debe pasar por encima de las necesidades básicas de las comunidades, la fundación implementa un proyecto de conservación basado en un modelo de participación comunitaria.

Hoy por hoy, la comunidad respalda, apoya y colabora con el proyecto de la Fundación Corcovado, insertándose en los esfuerzos de conservación. Esta iniciativa representa una alternativa socioeconómica para los miembros de la comunidad basada en el uso no consuntivo de las tortugas marinas en Bahía Drake. Gracias a este proyecto de conservación la población de tortuga olivácea presente en esta zona se encuentre actualmente en proceso de recuperación.

Palabras clave: Costa Rica, tortugas marinas, economía ambiental, modelo de participación comunitaria.

Proyectos de investigación-conservación

INTRODUCCIÓN

Las tortugas marinas son especies altamente migratorias presentes en los mares y océanos de las regiones tropicales y subtropicales. Estas representan un recurso natural de libre acceso para la comunidad global. Diversas culturas han participado y/o participan del uso de estos reptiles ya sea por motivos culturales o existenciales. El ser humano ha consumido su carne, aceite, caparazón, huevos y otros productos derivados. Se tiene registro documentado del uso de este recurso natural, desde al menos 5.000 a.C (Frazier, 2003) (Figura 1). Este consumo se encuentra actualmente a unos niveles insostenibles. Actividades humanas como la sobreexplotación, las capturas incidentales y la destrucción del hábitat, están provocando un declive drástico de las poblaciones de tortugas marinas a nivel mundial (Seminoff, 2002, Spotila *et al.*, 2000). En la actualidad, seis de las siete especies existentes de tortugas marinas están catalogadas como amenazadas en la Lista Roja de la UICN (UICN, 2012) (Foto 1).

Figura 1. Sello del periodo Dilum (2000-1900 A.C.). Pieza encontrada en una tumba en la ciudad de Hamad, Bahréin. Muestra pescadores capturando una tortuga marina (izq.) y un pescado (derch.)

Es ampliamente reconocido que las tortugas marinas aportan una serie de beneficios a la humanidad en forma de bienes y servicios ambientales. Su importancia y valía puede verse plasmada desde diversos puntos de vista como son los de índole cultural, educativo, biológico, ecológico, económico, científico, conservacionista y recreativo, entre otros (Rolston, 1994). Pero la valoración económica de las tortugas marinas y los beneficios que estas producen resulta una tarea compleja. La paradoja subyace en que no todos estos beneficios son tangibles ni proceden del uso activo de estos reptiles. Sino que existen otros tantos beneficios que atienden a los valores existenciales e intrínsecos de las mismas tortugas marinas.

Foto 1. Captura incidental de tortuga marina por pesquería artesanal . Autor: Karumbé ONG.

El riesgo actual de extinción es una amenaza para todos estos usufructos que proporcionan las tortugas marinas (Mc Clenachan *et al.*, 2006). Ecologistas y economistas coinciden en que los métodos que combinan la información biológica y económica nos pueden ayudar a identificar estrategias para revertir la pérdida de la biodiversidad y el declive de los ecosistemas. ¿Qué pasaría si se lograran valorizar no sólo los servicios directos que proporcionan las tortugas marinas, sino también los bienes potenciales y derivados de su uso pasivo? Estaríamos hablando pues, de un mecanismo que podría ayudar a definir esfuerzos conservacionistas conjunto con políticas económicas que protegieran las tortugas marinas y su potencial para generar beneficios en aquellos países en vías de desarrollo donde la distribución de estos reptiles se extiende ampliamente (OECD, 2000) (Foto 2).

Foto 2. Tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*) volviendo al mar tras anidar. Autor: Daniel González.

METODOLOGÍA

Para valorizar económicamente las tortugas marinas es necesario describir los diferentes aspectos económicos relacionados con las mismas, definir los conceptos económicos vinculados con los diferentes usos que se ejercen sobre ellas.

El valor económico de un recurso natural es una expresión monetaria de los beneficios que dicho recurso genera para la sociedad. Este valor no necesariamente está ligado al uso directo o indirecto del recurso, sino que también está basado en motivos de tipo altruista, ético y moral. Por tanto, el valor económico total de un recurso natural está compuesto por valores de uso y de no uso, que la literatura define de la forma mostrada en la Figura 2 (Pearce, 1993).

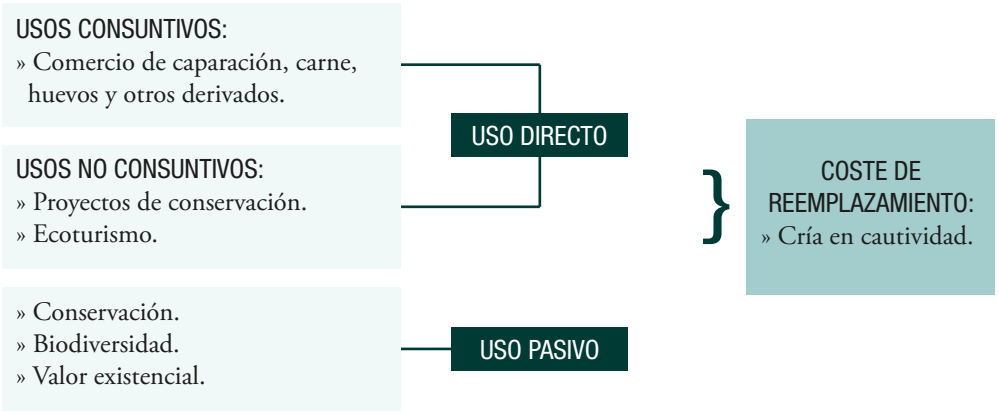


Figura 2. Diferentes usos que se ejercen sobre las tortugas marinas.

USO DIRECTO. Las tortugas marinas constituyen un recurso natural de libre acceso del que el hombre ha hecho un uso directo, ya sea por motivos de subsistencia, económicos, culturales o existenciales, desde hace siglos. Entre estos usos directos podemos diferenciar usos consuntivos y usos no consuntivos.

» Se entiende por *"Uso Consuntivo"* de las tortugas marinas, el aprovechamiento directo de aquellos subproductos derivados de las mismas (ej.: carne, aceite, caparazones, huevos, etc.) para diferentes fines como consumo alimenticio, señuelo para pesca, uso en medicina tradicional, uso artesanal u ornamental, etc. Estos usos económicos de las tortugas marinas son una expresión de su valor utilitario, es decir, constituyen un beneficio material derivado de la explotación directa de la tortuga como recurso natural.

Los beneficiarios de este uso consuntivo son los recolectores, cazadores e intermediarios de estos recursos, que en la mayoría de los casos realizan estas prácticas de manera ilegal. La falta de regulación de estas actividades ha provocado que este consumo sea insostenible (Seminoff, 2002). La sobreexplotación y la destrucción de hábitats han hecho que las poblaciones de tortugas marinas se vean en serio peligro de extinción. Es obvio que poblaciones de tortugas de menor tamaño van a soportar niveles inferiores de explotación y tenderán a acelerar su declive (Lutcavage *et al.,* 1997).

» El *"Uso No Consuntivo"* de las tortugas marinas está referido a aquellas actividades que tienen como eje axial a las tortugas marinas sin que estas tengan que ser consumidas. Entre esas actividades encontramos las prácticas conservacionistas, educativas y otras prácticas sostenibles como el ecoturismo.

Los beneficios generados por estas actividades se pueden cuantificar por la preferencia revelada de los utilitarios traducida en la cantidad económica que están dispuestos a pagar por disfrutar del valor intrínseco que las tortugas marinas representan. Estos beneficios son distribuidos a diferentes escalas, como por ejemplo las organizaciones que desarrollan programas de conservación, o las comunidades locales que participan en actividades de ecoturismo. A pesar de que son una fuente de ingresos importante en algunas áreas, por lo general el uso no consuntivo de las tortugas marinas no está suficientemente extendido, debido a la falta de una red logística y una regulación adecuada para llevar a cabo estas actividades.

USO PASIVO. Las tortugas marinas tienen una gran variedad de valores de uso pasivo; entre ellos, valores de opción, intrínsecos, éticos, de existencia y de legado. También entrarían aquellos usos indirectos donde las personas no entran en contacto directo con el recurso en su estado natural, pero aún así se benefician de él. Este es el caso de las funciones ecológicas que realizan las tortugas marinas como especies clave en muchos ecosistemas marinos.

Por lo tanto, el principal valor de las tortugas marinas para la humanidad puede radicar en estos servicios que prestan en el mantenimiento de las funciones ecosistémicas (ej.: mantenimiento de las praderas marinas y arrecifes de coral, equilibrio de cadenas tróficas marinas, transportadores de nutrientes del agua a la tierra, etc.) (Bjorndal & Jackson, 2003).

Además, representan un beneficio como valor de existencia a nivel global. Este valor se podría cuantificar por el método de valoración directa basado en los esfuerzos conservacionistas y la inversión económica que hace la comunidad internacional para protegerlas. Por lo tanto, el valor existencial de las tortugas marinas a escala global es, al menos, tan alto como los costos soportados para la conservación de las mismas.

» *Valor de opción*: hace referencia al valor de uso potencial de un recurso, es decir, corresponde a lo que los individuos están dispuestos a pagar hoy por usar el recurso en el futuro.

» *Valor intrínseco*: o valor de no uso, se refiere al valor que se otorga a un bien ambiental y que no está relacionado con ningún uso del mismo, ni actual ni futuro. Viene dado por la simple existencia del recurso en los ambientes naturales y de sus atributos. Este es independiente de la apreciación de las personas, no obstante su valor o utilidad es captado a través de la revelación de las preferencias de los seres humanos. Este valor incluye el valor de legado y el valor de existencia.

» *Valor de legado*: corresponde al valor que cualquier individuo le asigna a un recurso al saber que otros puedan beneficiarse del mismo en el futuro.

» *Valor de existencia*: es un concepto que surge al asignar un determinado valor a un recurso simplemente porque éste existe, aún cuando los individuos nunca han tomado contacto con él, ni lo harán en el futuro.

COSTE DE REEMPLAZO. Las tortugas marinas son especies clave en los ecosistemas oceánicos y marino-costeros, realizando amplias funciones ambientales que los mantienen saludables (Bouchard & Bjorndal, 2000). Las complejas interacciones ecológicas entre las tortugas marinas y los ecosistemas que habitan hacen difícil cuantificar en su totalidad el valor ecológico del servicio que prestan a la naturaleza. Sin embargo, el declive de las poblaciones de tortugas marinas obviamente tiene subsecuentes repercusiones económicas dado que compromete los servicios ecosistémicos que estas ofrecen (Jackson, 2001, Jackson *et al*., 2001). Para mantener los valores intrínsecos de las tortugas marinas, su papel en el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de ofrecer beneficios a la comunidad global, es necesario que se restauren sus poblaciones a escala mundial hasta alcanzar niveles saludables. Se estima que la conservación de las tortugas marinas en su hábitat natural es una estrategia menos costosa que su cría en cautividad para mantener el flujo de bienes y servicios que estas ofrecen.

Una vez definidos los aspectos económicos relacionados con las tortugas marinas a escala global, analizamos el caso particular del ***Proyecto de Conservación de Tortugas Marinas de la Fundación Corcovado*** en Bahía Drake.

Bahía Drake, Península de Osa, en el Pacífico Sur de Costa Rica (8° 42'N - 83° 40' W), es una área remota perteneciente a la provincia de Puntarenas, que suele quedar sin acceso terrestre durante la época de lluvias (septiembre a noviembre) siendo los medios acuático y aéreo las únicas alternativas para llegar al área, siempre que las condiciones lo permiten (Figura 3). En esta bahía encontramos tres comunidades locales; "Agujitas" (1.000 habitantes aprox.), "El Progreso" (250 habitantes aprox.) y "Los Ángeles" (180 habitantes aprox.) (INEC, 2010). La economía de la zona se basa en el sector primario, agricultura y ganadería, lo que genera la mayor fuente de ingresos. La ocupación laboral es de un 52,60% de la población activa y el índice de desarrollo humano estimado es de 0,67% (PNUD Costa Rica, 2010), alcanzando un nivel de pobreza del 40,4% (PNUD Costa Rica, 2010).

Figura 3. Localización Bahía Drake (Costa Rica).

Hay que recordar que la gran mayoría de las zonas de anidación de tortugas marinas están ubicadas en regiones tropicales donde se asientan comunidades de escasos recursos económicos, como la descrita anteriormente. La subsistencia de dichas comunidades depende en gran medida de los recursos que encuentran directamente en su medio natural (Naess, 1989). Este es el caso de las tortugas marinas en Bahía Drake, las cuales constituyen un recurso natural de libre acceso y sobre el que se ha ejercido un uso consuntivo.

Proyectos de investigación-conservación

La realidad social, ambiental y económica en Bahía Drake no era diferente a otras muchas zonas costeras donde las tortugas marinas son capturadas, su carne consumida y sus huevos expoliados. Históricamente se ha reportado la anidación de cuatro especies de tortugas marinas en la zona; tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga carey (*Eretmochelys imbrincata*) y la tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*); esta última, la más abundante, engloba el 95% de todas los eventos reproductivos en Bahía Drake (Sánchez *et al.*, 2006). La sobreexplotación y el uso consuntivo de estas especies unido a otros factores de índole regional, estaba causando un descenso drástico de las poblaciones de tortugas marinas en la zona. Se estima que la depredación y la perdida de nidos de tortuga olivácea alcanzaba un 85% de la puesta total de esta especie (Sánchez *et al.*, 2006). Tras décadas de extracción insostenible, urgían acciones drásticas y efectivas si se quería proteger y recuperar la población de tortugas marinas que anidaban en Bahía Drake. Estaba en riesgo el importante valor ecológico y económico que representan estos reptiles en la zona. (Figura 4).

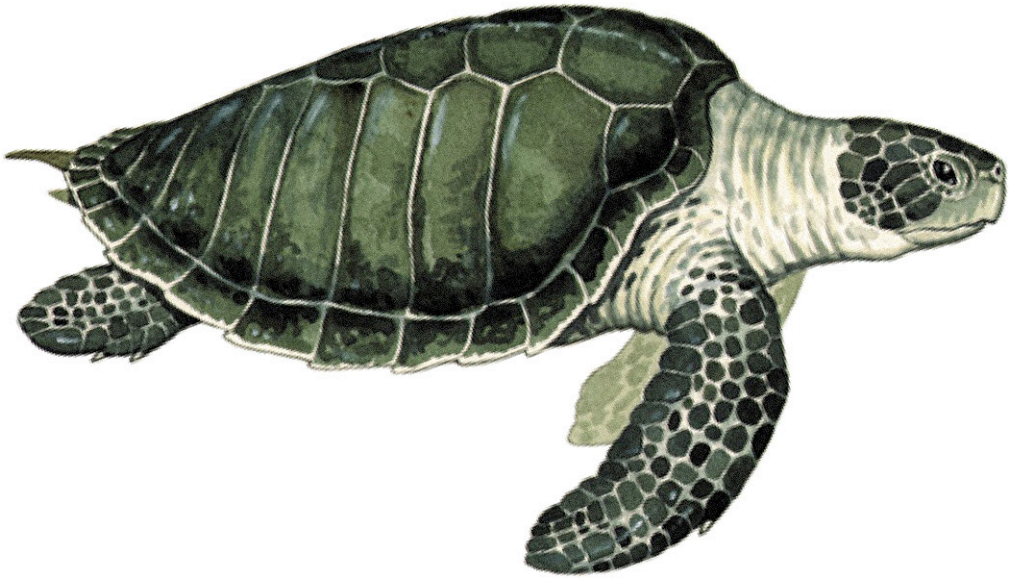


Figura 4. Tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*).

Es entonces, en 2004, cuando la Fundación Corcovado llega a la zona como respuesta a una denuncia local que alertaba sobre la situación que estaban sufriendo la población de tortugas marinas año tras año. Durante 2004 y 2005, Fundación Corcovado intenta sin éxito recoger información sólida del tamaño de la población reproductora en la playa de El Progreso. Quizá debido a un mal planteamiento, las iniciativas de conservación fueron percibidas como una amenaza al consumo o uso directo del recurso natural, lo que provocó un rechazo de la comunidad local que hizo fracasar estos primeros intentos. Tras planificar nuevamente las líneas de actuación y entendiendo que se trata un problema multidimensional, la Fundación Corcovado apuesta por la creación de una iniciativa conservacionista basada en un modelo participativo de las comunidades locales. Es en 2006, cuando se instaura de forma permanente un proyecto de conservación e investigación de tortugas marinas que representaría una alternativa de uso directo no consuntivo de estos reptiles. A esta iniciativa se adhiere un programa de voluntariado internacional con un doble propósito: como estrategia de sostenibilidad para el propio programa y como iniciativa para mejorar los medios de vida locales a través de la generación de alternativas socio-económicas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el análisis socioeconómico se calcularon los beneficios que generaron los diferentes usos que se hicieron de las tortugas marinas en Bahía Drake durante el año 2010.

Para analizar el **uso consuntivo** se han representado dos escenarios: i) escenario actual tras cinco años de operatividad del proyecto de conservación e investigación de la Fundación Corcovado. ii) escenario ficticio en el que ninguna política conservacionista relativa a las tortugas marinas se hubiese llevado a cabo en el área de Bahía Drake.

» El primer escenario hace referencia a la situación real en 2010. Los usos consuntivos se refieren al consumo de huevos de tortuga olivácea en Bahía Drake. En la temporada 2010 el saqueo de nidos llego a un 10,5% de la puesta total identificada. Este uso consuntivo representaría unos niveles sostenibles para la salud biológica de la población de tortuga olivácea en Bahía Drake, pero hay que recordar que el objetivo final de la Fundación Corcovado es eliminar por completo la extracción de huevos en la zona. Se calcularon los beneficios potenciales obtenidos en el mercado ilegal por la venta de estos huevos. Se estimó que la extracción ilegal de estos huevos y su consumo posterior pudo llegar a generar un ingreso potencial máximo de 1.496$ en la comunidad. Es importante señalar que alrededor de un 70% de los huevos son destinados a consumo propio, con lo cual el comercio ilegal de huevos no está desarrollado extensamente en el área. Los posibles beneficiarios serían los propios recolectores e intermediarios del comercio ilegal de huevos de tortugas. (Tabla 1).

» En el segundo escenario, el cual es ficticio, se tomaron como referencia los valores de extracción de huevos de tortuga olivácea que se estimaron en Bahía Drake antes de la implantación del programa de conservación e investigación de tortugas marinas. El nivel de saqueo alcanzaba el 85% del total de nidos registrados. Con estos valores se calcularon los beneficios potenciales que se habrían generado en el mercado ilegal de huevos de tortuga marina en 2010 llegando a un máximo de 11.016$. Debe incidirse que este nivel de extracción de huevos hace de este uso consuntivo una práctica insostenible además de ilegal, generando un importante declive en la población de tortuga olivácea en Bahía Drake. (Tabla 1).

Tabla 1. Ingresos directos generados en la comunidad por el uso consuntivo de tortugas marinas (informe CF 2010).

USO CONSUNTIVO	2010 (ESCENARIO REAL)	2010 (ESCENARIO FICTICIO)
Nº nidos saqueados	17	132
% nidos saqueados	10.5%	85%
Nº huevos extraídos	1,87	13,2
Valor del huevo en el mercado ilegal	$0.80	$0.80
[1]Total	**1.496 $**	**11.016 $**
Comercio carne de tortuga	No Existente	No Existente
Comercio caparazón de tortuga	No Existente	No Existente
TOTAL	**1.496 $**	**11.016 $**

En términos legales, hay que recordar que el gobierno de Costa Rica reconoce el impacto negativo de los usos consuntivos de tortugas marinas. La legislación nacional costarricense, en sus leyes nacionales de protección de especies en peligro de extinción contempla normativas relativas a la prohibición del uso directo consuntivo de las tortugas marinas, así como el comercio interno de sus productos y derivados. (Ley N º 8325, de la Asamblea

Proyectos de investigación-conservación

Legislativa de Costa Rica de 2002 y la Ley N º 7906, Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, 1999). A pesar de estas leyes, la realidad es muy distinta; y la explotación y comercio ilegal de tortugas marinas se encuentra todavía ampliamente extendido por el país (Foto 3).

Foto 3. Extracción ilegal de huevos de tortuga marina. Autor: WWF International.

La Fundación Corcovado ha fomentado el **uso no consuntivo** de las tortugas marinas a través de su proyecto de conservación e investigación y ha impulsado alternativas socioeconómicas locales basadas en la preservación de sus recursos naturales. El equilibrio entre las políticas de conservación y el desarrollo económico de la comunidad juega un rol fundamental en la constitución de este tipo de iniciativas.

En 2008 se crea la asociación comunitaria ACOTPRO (Asociación para la Conservación de las Tortugas Marinas de "El Progreso"). Se trata de una iniciativa constituida enteramente por miembros de la comunidad de El Progreso, y que cuenta con la asistencia técnica de la Fundación Corcovado (Foto 4).

Foto 4. Reunión semanal de la Asociación ACOTPRO (Asociación por la Conservación de las Tortugas Marinas, "El Progreso"). Autor: Daniel González

Proyectos de investigación-conservación

Estas dos organizaciones en conjunto han establecido un proyecto integrador dirigido a un fin común: la conservación de las tortugas marinas en Bahía Drake. Los principales objetivos de ACOTPRO son la coordinación y gestión de los esfuerzos de conservación llevados a cabo por los miembros de las comunidades locales de Bahía Drake. (Foto 5).

Foto 5. Miembro de ACOTPRO realizando trabajos de investigación. Autor: Daniel González.

Desde 2008, la asociación viene creando varios puestos de trabajo asociados al programa de conservación e investigación de la Fundación Corcovado. Estos puestos consisten en turnos de trabajo en los que se remuneran las mismas horas que ceden los participantes de manera voluntaria. Hay dos modalidades de participación local: como líderes o asistentes de patrullajes nocturnos (recepción de tortugas anidantes, localización y traslado de nidos y toma de datos en playa) o como guardas del vivero (vigilancia y mantenimiento del vivero donde se ubican los nidos trasladados, y cuidado y asistencia a los neonatos de tortugas marinas).

Esta práctica constituye un uso no consuntivo de las tortugas marinas que se traduce en "beneficios directos" para los participantes y empleados. El beneficio total real generado por esta iniciativa en 2010 fue de 8.896$ (Tabla 2).

Tabla 2. Ingresos directos generados en la comunidad por el uso no consuntivo de tortugas marinas (Melero, 2010).

USO NO CONSUNTIVO (INGRESOS DIRECTOS)	
ACOTPRO(Asociación para la Conservación de las Tortugas Marinas "El Progreso")	
Empleados en el proyecto de FC	17
» Turnos remunerados por semana	28
» Turnos voluntarios por semana	28
» Salario por turno	16 $
[1]Total	**448 $ (por semana)**
TOTAL	**8.896 $**

[1] Valor medio por semana. Los turnos aumentan durante el pico de la temporada de anidación de tortuga olivácea, o cuando no hay un equipo mínimo de voluntarios necesario para realizar todo el trabajo de campo. Los turnos son distribuidos equitativamente entre todos los empleados.

Las prácticas de conservación e investigación de base comunitaria realizadas por la Fundación Corcovado en Bahía Drake, traducidas como usos no consuntivos de las tortugas marinas, no solo aportan beneficios directos a los miembros de la comunidad, sino que también han generado "*beneficios indirectos*". Se ha creado toda una red logística asociada al proyecto de conservación e investigación, entre las que se incluyen actividades tales como:

» Hospedaje y alimentación del equipo de FC, científicos y voluntarios internacionales del programa de voluntariado.

Proyectos de investigación-conservación

» Una incipiente y emergente red de ecoturismo gestionada directamente por miembros de las comunidades locales.

» El Festival de la Tortuga Marina. Un evento, que cada año, atrae centenares de personas a la pequeña comunidad de El Progreso suponiendo una oportunidad de activar la economía local prestando servicios de hospedaje, alimentación y venta de artesanías a los visitantes en el marco de la conservación de las tortugas marinas de Bahía Drake (Foto 6).

Foto 6. Festival de la Tortuga 2010. Autor: Fundación Corcovado.

A este beneficio económico habría que sumar el valor que suma la mejora de las capacidades locales (talleres de entrenamiento y cursos de seguimiento) y la sensibilización local en materia de conservación (actividades escolares, festivales, etc.).

Estimamos que los ingresos indirectos generados por el programa de conservación e investigación de la Fundación Corcovado alcanzaron los 18.188 $ durante el año 2010, distribuidos ampliamente entre los miembros de la comunidad (Tabla 3).

En resumen, los ingresos directos e indirectos derivados del uso no consuntivo alcanzaron un total de 27.084 dólares en la temporada 2010.

Tabla 3. Ingresos indirectos generados en la comunidad por el uso no consuntivo de tortugas marinas (Melero, 2010).

USO NO CONSUNTIVO (INGRESOS INDIRECTOS)	
Logística para el proyecto FC	
» Alquiler de casas (x2)(alojamiento voluntarios)	1.440 $ - 1.800 $
Total	**3.240 $**
» Cocinera (x1)	120 $ (por semana)
Total	**2.160 $**
» Gastos de alimentación	3.600 $
» Perecederos	450 $
» Materiales	600 $
» Servicio de Lavandería	108 $
» Bicicletas	180 $
Total	**4.938 $**
Voluntarios internacionales	
» Gastos personales	114 $
» Número de voluntarios (temporada 2010)	50
Total	**5.700 $**
Ecoturismo (ACOTPRO guías)	
» Tours de Tortugas[2](x5)	100 $
» Otros tours locales (x18)	450 $
Total	**550 $**
Festival de Tortugas Marinas	
(Comidas, bebidas, artesanías, etc.) Total	1.600 $
TOTAL	**18.188 $**

[2] El número de Tours de Tortugas fueron inusualmente bajos durante la temporada 2010. La media en temporadas anteriores fue de 14 tours.

Proyectos de investigación-conservación

El **uso pasivo** de las tortugas marinas en Bahía Drake viene definido por el valor existencial de estas mismas. Habitualmente es difícil cuantificar en términos económicos el valor de este uso. Pero se estima que su valor es al menos la inversión que hace la Fundación Corcovado en su proyecto de conservación e investigación en Bahía Drake. Esta estimación siempre sería infravalorada dado que las tortugas marinas son especies altamente migratorias y seguramente la población de tortuga olivácea de Bahía Drake se encuentre protegida por diferentes proyectos a otras escalas (ej; "bycatch" en pesquerías, conservación y estudio en zonas de alimentación) y/o en otros lugares (ej.: diferentes zonas de desarrollo y alimentación u otras zonas de anidación en el Océano Pacífico).

El reemplazo de la población natural de tortuga marina olivácea marina olivácea presente en las aguas costeras de Bahía Drake vendría dado por la cría en cautividad de esta especie para poder seguir disfrutando de los beneficios que genera este recurso natural. Por lo tanto, el **costo de reemplazo** se definiría, como los gastos que se emplearían para la cría en cautividad de la tortuga olivácea en Bahía Drake.

Hay que aclarar, que a nivel mundial existen escasas iniciativas que se dediquen a la cría en cautividad de tortugas marinas. En muchos de los casos estos proyectos tienen como finalidad el uso consuntivo de las mismas. Por el contrario, aquellas iniciativas conservacionistas que han empleado esta estrategia con una finalidad de uso no consuntivo, intentando reintroducir individuos en la naturaleza, han tenido un dudoso éxito.

CONCLUSIONES

El objetivo de la valoración económica de las especies es intentar frenar la pérdida de biodiversidad, visibilizando el significado económico de la naturaleza y los beneficios económicos generados de su conservación.

La disminución de las poblaciones de tortugas marinas representa la pérdida irreparable de todos sus usos y valores, repercutiendo en el bienestar de generaciones presentes y futuras.

Los resultados obtenidos en Bahía Drake durante la temporada 2010 muestran claramente la gran diferencia entre los ingresos derivados por usos consuntivos de tortugas marinas; 1.496 $ reales vs. 11.016 $ potenciales, frente a la suma de los ingresos directos (8.896 $) e indirectos (18.188 $), que hacen un total de 27.084 $ generados por un uso no consuntivo a través del proyecto de conservación e investigación.

Asimismo, dado que las tortugas marinas son en gran medida un bien público, los valores de existencia de estos reptiles son propensos a ser mucho mayores que los beneficios generados por el proyecto de conservación de la Fundación Corcovado. Ya que este recurso es disfrutado a nivel global y no solo a escala local. Por lo tanto, los beneficios reales siempre serían subestimados bajo un análisis estrictamente económico.

Concluimos que en cinco años de trabajo de la Fundación Corcovado en Bahía Drake (2006-2010), la integración participativa de la comunidad en los esfuerzos de conservación es el mayor logro social. Actualmente, la comunidad apoya y respeta el proyecto de conservación. Prueba de ello ha sido la consolidación de la asociación ACOTPRO. Muchos de los miembros de esta asociación local eran cazadores furtivos o pescadores de tortugas antes de formar parte de ACOTPRO y colaborar en el proyecto de conservación. El trabajo de conservación representa para ellos una alternativa económica durante la temporada de anidación, que se comparte con la agricultura y la ganadería durante el resto del año.

Los resultados actuales son alentadores ya que constituyen un paso importante para la restauración de la población de tortuga olivácea en Bahía Drake. En 2004, cuando la Fundación Corcovado inició los esfuerzos de conservación en el área, el 85% del total de

los nidos era saqueado. En 2010, estos valores se han logrado reducir a solo un 10,5%. Confiamos que el tiempo permitirá alcanzar una sensibilización local más sólida alcanzado a aquellos recolectores ilegales que todavía siguen saqueando nidos en la zona. Todo indica que el objetivo de lograr una protección integral de nidos en Bahía Drake es factible en un futuro no muy lejano.

Cabe destacar, a su vez, que los beneficios aportados a la comunidad no son medidos solo en términos económicos. Sino que a estos logros habría que sumarles una serie de "iniciativas sociales" que se han consolidado con éxito paralelamente a la implantación del proyecto de conservación e investigación de la Fundación Corcovado. Entre estas iniciativas se encuentran:

» Red de Ecoturismo. El programa se desarrolla desde el año 2007. Al ofrecer la formación turística a la población local, se espera que las comunidades jueguen un papel más activo en la gestión de sus propios recursos naturales y diversifique las fuentes de ingresos derivadas de actividades sostenibles. El programa está basado en la creación de una conciencia ambiental sobre las tortugas marinas y el patrimonio natural como un recurso a conservar, y su potencial uso responsable y no consuntivo como una atracción de turismo ecológico.

» Programas de educación ambiental. Está centrado en el trabajo con las escuelas locales. Los voluntarios del proyecto de conservación e investigación de la Fundación Corcovado visitaron las escuelas de El Progreso, Rancho Quemado, Los Ángeles, Caletas y Agujitas. Los estudiantes recibieron información acerca de la importancia de la conservación de las tortugas marinas y la forma de unirse activamente a este proceso. Además, se desarrollaron varios talleres de reciclaje y consumo responsable con las escuelas participantes.

» Clases de inglés. Los mismos voluntarios impartieron lecciones semanales de inglés en las escuelas locales. Estas clases eran abiertas a cualquier miembro de la comunidad, no solo a los estudiantes, por lo que la participación de adultos fue alta. El objetivo de estas clases es ofrecer una enseñanza de lenguas extranjeras para que los participantes puedan tener una mayor integración en la incipiente industria del ecoturismo, donde predomina un turismo procedente de EEUU (ICT, 2010).

Foto 7. Cría de tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*). Autor: Iván Muraña.

Por lo tanto, la Fundación Corcovado y su Proyecto de Conservación de Tortugas Marinas ofrecen actualmente una alternativa socioeconómica real y factible al uso consuntivo que se estaba ejerciendo sobre las tortugas marinas, y que con toda probabilidad conllevaría a la desaparición de estos reptiles en Bahía Drake. La creación de este tipo de iniciativas, basada en un modelo de gestión participativa de las comunidades, en el cual se otorga un papel fundamental a los actores locales en los procesos de conservación, son cruciales para mitigar las presiones sobre los recursos naturales, eliminar los usos consuntivos y promover los usos no consuntivos de tortugas marinas. Solo de esta manera se llegará a un equilibrio entre la conservación de los recursos naturales y el desarrollo socioeconómico de las comunidades locales que alojan dichos recursos (Foto 7).

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue posible gracias al apoyo y financiación de CMBC, Center for Marine Biodiversity and Conservation (Scripss Institution of Oceanigraphy). Agradecer también al Doctor en economía ambiental, Theodore Groves (UCSD) por los conocimientos y consejos aportados. Los autores reconocemos y admiramos la importante labor ambiental y social que ha desarrollado la Fundación Corcovado en el área de Bahía Drake y a todos aquellos que formaron parte como voluntarios de esta organización.

Y una especial mención a los miembros de las comunidades de Bahía Drake, pues sin su apoyo, colaboración y esfuerzos no hubiera sido posible *el cambio*... porque la Naturaleza también es Pura Vida (Foto 8).

Foto 8. "La Naturaleza también es Pura Vida". Autor: Daniel González.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– ASAMBLEA LEGISLATIVA (Costa Rica), 2002. *Ley para la protección, conservación y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas*. Ley No. 8325 del 28 Noviembre 2002. La Gaceta 23.

– BJORNDAL, K.A., JACKSON, J.B.C., 2003. Roles of sea turtles in marine ecosystems: Reconstructing the past. EN: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A., WYNEKEN, J.A., eds. The Biology of Sea Turtles Volume II. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA), 259:273.

– BOUCHARD, S.S., BJORNDAL, K.A., 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology,* 81(8): 2305:2313.

– CONVENCIÓN INTER-AMERICANA PARA LA PROTECCIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS, 1999. Ley No. 7906 del 23 de Agosto 1999.

– FUNDACIÓN CORCOVADO, 2010. < http://www.corcovadofoundation.org>

– FRAZIER, J., 2003. Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. EN: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A., WYNEKEN, J., eds. The Biology of Sea Turtles Volume II. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA), 1:38.

– ICT (Instituto Nacional de Turismo Costa Rica), 2010. http://www.visitcostarica.com

– INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censo de Costa Rica), 2010. http://www.inec.go.cr

– JACKSON, J.B.C., 2001. What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.*, 98: 5411:5418.

– JACKSON, J.B.C., KIRBY, M.X., BERGER, W.H., BJORNDAL, K.A., BOTSFORD, L.W., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R., ERLANDSON, J., ESTES, J.A., HUGHES, T.P., KIDWELL, S., LANGE, C.B., LENIHAN, H.S., PANDOLFI, J.M., PETERSON, C.H., STENECK, R.S., TEGNER, M.J.,WARNER, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science,* 293:629:638.

– LUTCAVAGE, M.E., PLOTKIN, P., WITHERINGTON, B., LUTZ, P.I., 1997. Human impact on sea turtle survival. EN: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A., eds. The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA), 387:411.

– MCCLENACHAN, L., JACKSON, J.B.C., NEWMAN, M.J.H., 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(6): 290:296.

– MELERO, D., BRANDTS, I., RAMÍREZ, P., JAMES, R., HERNÁNDEZ, M., SÁNCHEZ, A., 2010. Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en Playa Drake y Playa Ganado, Península de Osa, Costa Rica. *Reporte técnico annual 2010*. Fundación Corcovado.

– NAESS, A., 1989. *Ecology, Community, and Lifestyle: Outline of an Ecosophy*. Cambridge University Press, Cambridge.

– OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos), 2000. <http://www1.oecd.org/dac/htm/ldc-alfa.htm>

– PEARCE, D., 1993. *Economic values and the natural world*. London: Earthscan. 129 pp.

– PNUD (Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, Costa Rica), 2010. <http://www.pnud.or.cr>

– ROLSTON H. III., 1994. *Conserving Natural Value*. Columbia University Press, New York.

– SÁNCHEZ, F., MELERO, D., ALONSO, P. Y BIGLER, M., 2006. Proyecto de Protección, Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en Playa Drake y Playa Ganado, Península de Osa, Costa Rica. *Reporte técnico anual*. Fundación Corcovado.

– SEMINOFF, J., 2002. IUCN Red list global status assessment, green turtle Chelonia mydas. *IUCN Marine Turtle Specialist Group Review*. 93 pp.

– SPOTILA, J.R., REINA, R.D., STEYERMARK, A.C., PLOTKIN, P.T., PALADINO, F.V., 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature*, 405:529:530.

– UICN, 2012. Lista Roja de Especies Amenazadas, 2012. <http://www.iucnredlist.org/>

Proyectos de investigación-conservación

Problemática de las basuras marinas en España –El proyecto MARNOBA y la experiencia en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

Pilar Zorzo[1,3], Estíbaliz López-Samaniego[2,4] y F. Javier Miranda[2,5].

[1] KAI Marine Services

[2] Asociación Vertidos Cero.

[3] E-mail: p.zorzo@kaimarineservices.com

[4] E-mail: esamaniego@vertidoscero.com

[5] E-mail: jmiranda@vertidoscero.com

RESUMEN

Sobre la base de un programa piloto para caracterizar las basuras marinas de las playas de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán, consistente en el muestreo representativo de las basuras marinas en 12 playas de la Demarcación a lo largo del año 2013, se ha elaborado y difundido un Protocolo de caracterización y gestión de las basuras marinas en las playas del litoral español con el objetivo de que constituya una herramienta de gestión de las basuras marinas en las playas y que como tal sea utilizado por asociaciones, organismos e instituciones que prevean realizar o realicen alguna actividad con respecto a dichas basuras, como las iniciativas populares de limpieza de playas, con el fin de que las mismas aporten información útil y contrastable para abordar de una manera global la problemática de las basuras marinas, tanto a nivel de sus fuentes, como de su gestión en tierra una vez retiradas. Además, se pretende que los datos recogidos se utilicen por los organismos públicos gestores del medio marino y costero en los programas de seguimiento de las basuras marinas en las playas, requeridos por la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y la Ley de protección del medio marino que el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente prevé aprobar en el año 2014, para evaluar la consecución del buen estado ambiental de las aguas marinas españolas.

Palabras clave: basuras marinas, caracterización, Demarcación marina del Estrecho y Alborán, Estrategia Marina, Proyecto MARNOBA.

EL PROBLEMA DE LAS BASURAS MARINAS

Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, se define como basura marina a cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado que haya sido desechado, depositado o abandonado en ambientes marinos y costeros (UNEP, 2005). Esta definición comprende aquellos objetos que han sido fabricados o utilizados por el hombre y deliberadamente desechados o involuntariamente perdidos en el mar o la costa, incluyendo los materiales transportados al medio marino desde la zona terrestre a través de ríos, sistemas de drenaje o alcantarillado o empujados por el viento.

Las basuras marinas pueden ser de origen terrestre (voladuras de los vertederos; descargas de las estaciones de tratamiento de aguas residuales, incluyendo aguas pluviales y desbordamientos ocasionales, y el turismo, tanto los visitantes recreativos de la costa como los bañistas), o haber sido introducidas directamente en el medio marino (tráfico marítimo, buques pesqueros, embarcaciones de recreo, plataformas en mar abierto de petróleo o gas e instalaciones de maricultura). A nivel general, la cantidad de basuras marinas procedentes de fuentes terrestres es superior a la procedente de fuentes marinas. El GESAMP (Grupo de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino de Naciones Unidas) estima que las actividades terrestres son responsables de hasta un 80% de las basuras marinas y que el 20% restante se debe a actividades marítimas.

A nivel mundial, se estiman en 10 millones de toneladas las basuras que llegan cada año a mares y océanos, predominando los residuos de plástico, principalmente los residuos plásticos de envases como botellas de bebida y bolsas de plástico de un solo uso (European Commission, 2013). Además, el sector pesquero desecha una cantidad significativa de artes de pesca (redes dañadas y cabos). Por otra parte, son también frecuentes los residuos sanitarios (compresas, tampones, bastoncillos y preservativos) y los objetos relacionados con el consumo de tabaco (colillas, paquetes de tabaco, etc.).

El problema se agrava por la extremadamente larga vida media de los plásticos desechados en el medio marino, los cuales se degradan en pequeñas partículas (microplásticos) que pueden entrar en la cadena alimentaria al ser ingeridos por los organismos marinos.

Las basuras marinas suponen una seria amenaza para la vida marina y pueden afectar negativamente a los individuos, poblaciones y ecosistemas marinos. El enredo y la ingestión de basuras marinas son las dos causas principales de mortalidad en los organismos marinos. A nivel mundial, se estima que más de 1.000.000 de aves marinas y 100.000 mamíferos marinos y tortugas mueren cada año por enredo o ingestión de basura marina (Clean up Greece *et al.*, 2007). Por otra parte, según el Convenio para la Diversidad Biológica, alrededor del 15% de las especies afectadas por enredo o ingestión de basuras marinas son vulnerables, en peligro o en peligro crítico según la Lista roja de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) lo que puede llevar a la extinción de las mismas.

Fotografía 1. Afección por enredo a una tortuga boba (*Caretta caretta*) especie protegida.

Además de los impactos físicos, existe una creciente preocupación por el impacto sobre la salud humana como consecuencia de sustancias potencialmente tóxicas liberadas por los residuos plásticos o la influencia que tienen los microplásticos al potenciar el transporte y la biodisponibilidad de sustancias tóxicas, bioacumulativas y persistentes que podrían entrar en la cadena alimentaria.

Las basuras marinas tienen un impacto socioeconómico negativo, pudiendo provocar (o contribuir a) pérdidas económicas a industrias como la pesca comercial y el tráfico marítimo, así como a las actividades recreativas y turísticas. Además, al ser un problema transfronterizo tiene como resultado costes en países alejados del punto de origen de las basuras.

El vertido de residuos al mar por parte de las actividades marítimas y costeras, la deficiente gestión de los residuos en tierra, junto con la falta de conciencia entre los principales interesados y el público en general, son causas fundamentales para que el problema de las basuras marinas esté creciendo a escala mundial.

Proyectos de investigación-conservación

EL PROYECTO MARNOBA

INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

El proyecto MARNOBA (mar sin basuras) surge de la preocupación existente a nivel mundial del problema que representan las basuras marinas y de la ausencia de datos al respecto en nuestras costas y, por lo tanto, de la falta de información necesaria para emprender medidas que aborden esta problemática. En este sentido, las numerosas iniciativas de limpiezas voluntarias de playas podrían aportar información para el análisis y la definición del origen de las basuras de manera que pudiesen ponerse en marcha acciones de eliminación de las fuentes, pero para ello es necesario contar con una metodología de caracterización que aporte información contrastable.

Concretamente, el problema de las basuras marinas fue reconocido por la Asamblea General de Naciones Unidas en su Resolución A/60/L.22-Océanos y Ley del Mar (noviembre de 2005) donde se destaca que uno de los obstáculos para hacer frente a la contaminación por basuras marinas es la ausencia de programas de seguimiento y evaluación que aporten información sobre su abundancia e impactos. Asimismo, los Convenios regionales para la protección del medio marino de los que España es Parte Contratante (Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo y Convenio OSPAR para la protección del medio marino del Atlántico Nororiental) han comenzado a establecer diversas acciones para mejorar el conocimiento del problema de las basuras marinas y contribuir a su prevención y eliminación.

Por otra parte, la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE) y la Ley de protección del medio marino (Ley 41/2010) consideran las basuras marinas como uno de los factores que pueden afectar negativamente el buen estado ambiental del medio marino. La Directiva requiere el desarrollo de criterios y metodologías para evaluar el buen estado ambiental marino donde las basuras marinas son uno de los descriptores a utilizar. Según el documento de evaluación inicial y buen estado ambiental de la Estrategia marina de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán (publicado en julio de 2012 por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) no existen datos sobre el indicador 10.1.1 (basuras en playas) del descriptor 10 (basuras marinas) de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y no hay establecido ningún programa de seguimiento estandarizado al respecto. Esta situación de falta de información sobre evaluación y seguimiento de las basuras en playas es similar en el resto de las Demarcaciones marinas españolas.

Para afrontar este problema y sobre la base de la aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina en las aguas marinas españolas, la Asociación Vertidos Cero planteó la realización del proyecto MARNOBA con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y de KAI Marine Services.

OBJETIVO

El objetivo del proyecto MARNOBA es el diseño y difusión de un protocolo de caracterización y gestión de las basuras marinas en las playas del litoral español para el buen estado ambiental del medio marino, con especial atención a la conservación de la biodiversidad marina, tomando como referencia la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

Fotografía 2. Acantilados de Maro-Cerro Gordo, Málaga (playa Molino de Papel).

Se pretende que el Protocolo constituya una herramienta de gestión de las basuras marinas en las playas y que como tal sea utilizado por asociaciones, organismos e instituciones que prevean realizar o realicen alguna actividad con respecto a dichas basuras, como las iniciativas populares de limpieza de playas, con el fin de que las mismas aporten información útil y contrastable para abordar de una manera global la problemática de las basuras marinas, tanto a nivel de sus fuentes, como de su gestión en tierra una vez retiradas.

Además, se espera que los datos recogidos se utilicen por los organismos públicos gestores del medio marino y costero en los programas de seguimiento de las basuras marinas en las playas, que requiere la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y la Ley de protección del medio marino que el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente prevé aprobar en el año 2014, para evaluar la consecución del buen estado ambiental de las aguas marinas españolas.

DESARROLLO DEL PROYECTO Y RESULTADOS

El proyecto se ha desarrollado en tres etapas:

1. Desarrollo de un programa piloto para caracterizar las basuras marinas de las playas de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

Consistió en el muestreo de las basuras marinas presentes en 12 playas de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán a lo largo del año 2013.

Para asegurar la representatividad del muestreo, las playas se seleccionaron en base a criterios de hidrodinamismo y dinámica marina local, tipo de sustrato y cercanía a fuentes de residuos tanto puntuales (núcleos urbanos, centros industriales, ríos) como difusas (puertos, vertederos de residuos sólidos urbanos, tráfico marítimo, zonas de pesquerías).

Proyectos de investigación-conservación

Como criterio prioritario de selección se incluyeron aquellas playas que forman parte de un Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), que están próximas a espacios LIC marinos o que contienen hábitats de interés comunitario para así poder evaluar la afección de las basuras marinas sobre estos espacios de la Red Natura 2000.

Una vez determinadas las playas objeto de la campaña (Figura 1) se coordinó con los ayuntamientos correspondientes la programación en fechas y horas para realizar la caracterización de las basuras marinas sin interferencias por parte del servicio de limpieza, en caso de existir.

Figura 1. Localización de las playas muestreadas.

Los muestreos en campo siguieron lo establecido por las Directrices OSPAR (OSPAR Commission, 2010) y consistieron en la clasificación y el recuento de los diferentes objetos que se encontraron en las playas, y que son considerados como basura marina, en dos franjas de longitud definida (siempre que fue posible en función de las características de las playas): 100 m y 1 Km, en las que se aplicó una metodología específica para cada longitud de franja. En la franja de 100 m el muestreo fue más exhaustivo, incluyendo pequeños objetos, mientras que en la franja de 1 Km el muestreo se dirigió a objetos de mayor tamaño (>50cm). Además, en la franja de 100 m se realizó la recogida de manera selectiva de los objetos encontrados siguiendo la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, y las diferentes fracciones obtenidas fueron pesadas al finalizar el muestreo.

Se realizaron 2 campañas de muestreo a lo largo de 2013 (invierno y verano) coincidiendo con las temporadas de máxima variabilidad de las presiones sobre las playas seleccionadas, es decir, la época estival es la temporada con la máxima afluencia de visitantes a las zonas de estudio y mínima incidencia de temporales costeros, y la época invernal es la de menor afluencia turística y mayor incidencia de temporales costeros, estableciendo así la variabilidad de las basuras que llegan o son depositadas en las playas y permitiendo la discriminación en la procedencia de las mismas (aportes terrestres o aportes marinos).

En las dos campañas realizadas se caracterizaron 9.340 objetos siendo la categoría mayoritaria plástico/poliestireno (45%) seguida por papel/cartón (39%). Dentro de estas categorías los objetos mayoritarios fueron piezas de plástico menores de 50 cm y colillas. Cabe destacar la gran variedad de objetos encontrados, teléfonos móviles, carritos de supermercado, tubos fluorescentes, envases de medicamentos, etc.

Más del 90% de los objetos encontrados tenían su origen en tierra y eran producidos fundamentalmente por la actividad agrícola (plásticos de invernadero), por la ocupación recreativa de la playa (colillas y envases) y por las embarcaciones de pesca varadas (sedales, redes, envases de aceite de motor, etc.), variando en función de la zona y de la época de muestreo (Figuras 2 y 3).

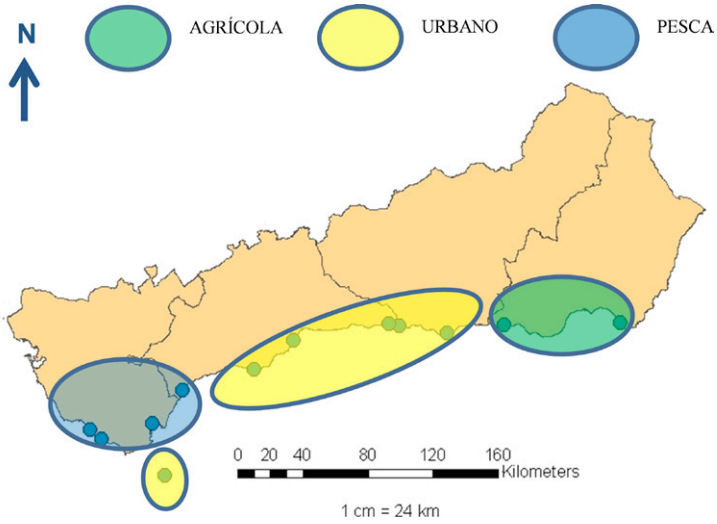


Figura 2. Origen preferente de las basuras marinas en la campaña de invierno.

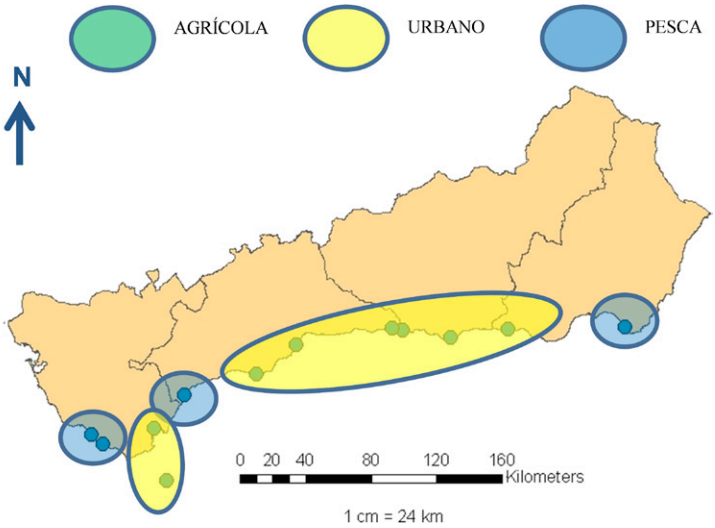


Figura 3. Origen preferente de las basuras marinas en la campaña de verano.

El análisis de los datos obtenidos en ambas campañas de muestreo pone de manifiesto que en función del material de los objetos encontrados, estos se movilizan de diferentes formas generando una afección diferencial a las áreas protegidas cercanas a las playas caracterizadas. Así, los objetos más ligeros (bolsas y envases de plástico) se movilizan a favor de los vientos predominantes y aparecen en las áreas de dunas, afectando a entornos protegidos como es el caso de la duna de la playa de Bolonia (Cádiz). Otros objetos se movilizan por los cursos fluviales y barrancos (higiénico-sanitarios, maderas, envases, etc.) generando una degradación mecánica a su paso en costa y depositándose en fondos próximos (ej. LIC Acantilados de Maro-Cerro Gordo, Málaga y LIC Acantilados y fondos marinos de la Punta la Mona, Granada).

Proyectos de investigación-conservación

2. Diseño de un protocolo de gestión de las basuras marinas en las playas del litoral español para el buen estado ambiental del medio marino.

A la vista de los resultados alcanzados en las actividades anteriores de caracterización de las basuras marinas de las playas de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán y sobre la experiencia adquirida en el programa piloto, se diseñó un protocolo estandarizado para la caracterización y gestión de la problemática de las basuras marinas en las playas del litoral español con el objeto de lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino. Como se ha indicado anteriormente, se espera que el Protocolo sea puesto en práctica por aquellas entidades implicadas en actividades de limpieza de playas de manera que se obtengan datos representativos para la totalidad del litoral español y se complete y mejore el mismo con la experiencia de aplicación en otras zonas costeras.

El Protocolo puede descargarse en la página web del proyecto (http://vertidoscero.com/Marnoba_AVC). Los datos aportados por las entidades o particulares que decidan aplicar el protocolo pasarán a formar parte de una base de datos de basuras marinas en playas que será de libre acceso. Mediante su análisis, se espera identificar el origen mayoritario del problema para cada zona, de manera que puedan iniciarse acciones tendentes a su eliminación.

Fotografía 3. Playa de Bolonia (Cádiz), basuras marinas al pie de la Duna de Bolonia (espacio protegido).

3. Divulgación y sensibilización de la problemática de las basuras marinas.

Se han realizado diversas actividades para divulgar la problemática de las basuras marinas y para dar difusión a los resultados del proyecto tanto a nivel nacional como internacional.

Por último, indicar que el proyecto tendrá continuidad en 2014 mediante el proyecto MARNOBA II. La Asociación Vertidos Cero realizará este proyecto con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y de KAI Marine Services. Con el proyecto MARNOBA II se creará una aplicación móvil que facilite el uso del protocolo y así completar la base de datos de basuras marinas en playas para todo el litoral español. Para ello, se espera contar con la colaboración de todos aquellos preocupados por nuestras costas ya que el proyecto MARNOBA II pretende ser una herramienta de investigación, pero también de concienciación y participación ciudadana.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

– CLEAN UP GREECE, HELMEPA and MIO-ECSDE, 2007. *Public Awareness for the Management of Marine Litter in the Mediterranean*. Athens, 96 pp.

– DE STEPHANIS, R., GIMÉNEZ, J., CARPINELLI, E., GUTIÉRREZ-EXPÓSITO, C., CAÑADAS, A., 2013. As main meal for sperm whales: Plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 69 (1-2):206:214.

– DERRAIK, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44:842:852.

– EUROPEAN COMMISSION, 2013. *Public consultation on marine litter. Background document*. Brussels, 5 pp.

– KATSANEVAKIS, S., 2008. Marine debris, a growing problem: sources, distribution, composition and, impacts. EN: HOFER, T.N., Ed. Marine Pollution: New Research. Nova Science Publishers Inc., New York.

– LAW, K., MORET-FERGUSON, S., MAXIMENKO, N., PROSKUROWSKI, G., PEACOCK, E., HAFNER, J. & REDDY, C., 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science,* 329:1185:1188.

– MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, 2012. *Estrategia Marina de la Demarcación marina del Estrecho y Alborán. Evaluación Inicial y Buen Estado Ambiental. Parte IV: Descriptores del Buen Estado Ambiental. Descriptor 10: Basuras marinas*. Madrid, 39 pp.

– OEHLMANN, J., SCHULTE-OEHLMANN, U., KLOAS, W., JAGNYTSCH, O., LUTZ, I., KUSK, K. O., WOLLENBERGER, L., SANTOS, E. M., PAULL, G. C., VAN LOOK, K. J. W., TYLER, C. R., 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364:2047:2062.

– ORÓS, J., TORRENT, A., CALABUIG, P., DÉNIZ, S., 2005. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998–2001). *Diseases of aquatic organisms,* 63:13:24.

– OSPAR Commission, 2010. *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area*. Publication number 526/2010. 83 pp.

– SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY AND THE SCIENTIFIC AND TECHNICAL ADVISORY PANEL—GEF, 2012. *Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions*. Montreal, Technical Series No. 67, 61 pp.

– TOMÁS, J., GUITART, R., MATEO, R and RAGA, J.A., 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, Caretta caretta, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 44:211:216.

– UNEP, 2005. *Marine Litter, an analytical overview*. Nairobi, 58 pp.

– UNEP, 2014. Marine litter: http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/about/default.asp.

– UNEP/FAO, 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, No. 185; *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, No. 523. Rome. 115 pp.