ESTRATEGIA MARINA

DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO-BALEAR

PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

DESCRIPTOR 2: ESPECIES ALÓCTONAS

EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL

Madrid, 2012

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA 1914

GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía:

- Francisco Alemany
- Salud Deudero
- Maite Vázquez
- Joan Moranta
- Marta Sales
- Juan Manuel Ruíz

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Edurne Blanco

CARTOGRAFÍA DIGITAL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Olvido Tello

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Carolina Sánchez
- Carmen Díaz
- Colaboración: Nuria Hermida Jiménez y Elena Pastor Garcia, en el marco del proyecto IDEO (Infraestructura de Datos Espaciales) del IEO, han participado en la elaboración, corrección y actualización de capas GIS que fueron utilizadas en la elaboración de la cartografía para los diferentes descriptores.

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas

Juan Bellas

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

José Luis Buceta Miller

Felipe Martínez Martínez

Ainhoa Pérez Puyol

Sagrario Arrieta Algarra

Jorge Alonso Rodríguez

Ana Ruiz Sierra

Javier Pantoja Trigueros

Mónica Moraleda Altares

Víctor Escobar Paredes

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:
© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
http://publicacionesoficiales.boe.es/

NIPO: 280-12-175-8

DESCRIPTOR 2: ESPECIES ALÓCTONAS

Índice

1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR 1

1.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Fuentes de información. Programas de seguimiento 1

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL 13

2.1. Conceptos clave y criterios de evaluación. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador. 13

2.2. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento. 149

2.3. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones. 151

3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL 153

3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones. 153

3.2. Definición del BEA. Marco conceptual. Metodología y fundamento. Integración de criterios e indicadores. 153

DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

DESCRIPTOR II: ESPECIES ALÓCTONAS

1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

1.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Fuentes de información. Programas de seguimiento

Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor.

Existen numerosos acuerdos internacionales, algunos en vigor desde hace décadas, que contemplan, directa o indirectamente, la problemática asociada a las especies alóctonas en medio marino. Sin embargo, son escasos los ejemplos de aplicación de medidas concretas relacionadas con la gestión de las especies alóctonas en el mismo. Este hecho es en parte consecuencia de la falta de información científica de base sobre distribución e impactos de dichas especies y a la dificultad intrínseca, e incluso imposibilidad, de llevar a cabo acciones para limitar o revertir los efectos negativos; pero es también atribuible a la lentitud en la ratificación de los convenios internacionales y en la trasposición de las normas comunitarias a la legislación nacional y su ulterior desarrollo reglamentario. También influye en ocasiones la falta de capacidad de las administraciones, principalmente por limitaciones presupuestarias, para poner en práctica lo que establece la legislación.

A nivel global, la **Convención de Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar** (UNCLOS, en sus siglas en inglés, 1982), ratificada por la UE en 1998, requiere explícitamente "*prevenir, reducir y controlar la polución del medio marino resultante de la introducción intencional de especies nuevas o alóctonas en cualquier parte del medio marino donde pueda causar cambios dañinos y significativos*". En el marco del **Convenio de Ramsar (Convenio relativo a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas,** 1971) que afecta a zonas como marismas, albuferas y salobrales donde habitan también organismos marinos, se adoptó en 1999 la resolución VII.14 sobre "*Especies invasoras y humedales*" que insta a las partes a abordar la problemática del impacto ambiental y socioeconómico de las especies invasoras en los humedales bajo su jurisdicción. Ante la falta de implementación de medidas, se aprobó una nueva resolución en 2002 sobre la misma cuestión, la VIII-18, urgiendo a las partes de nuevo a encarar el problema de forma decisiva y holística. **La**

Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 1973), especifica en su artículo XIV que la Convención no afecta en ninguna manera al derecho de los países para restringir o prohibir la posesión, comercio o transporte de especies no incluidas en sus apéndices, lo cual ha sido usado por la UE para legislar específicamente sobre especies invasoras. El **Convenio de Bonn (Convenio sobre la Conservación de Especies Migratorias**, CMS, 1979) especifica en su artículo III, 4c, que los estados, en la medida de lo posible y apropiado, harán lo necesario para "*prevenir, reducir o controlar los factores que pongan en peligro, o puedan hacerlo en un futuro, las especies consideradas, incluyendo un control estricto de la introducción de especies exóticas, incluso el control o eliminación de las ya introducidas*". De especial relevancia en este contexto es el **Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (2004, Organización Marítima Internacional –OMI-)** cuyo principal objetivo es prevenir, minimizar y en último término eliminar la transferencia de patógenos y otros organismos potencialmente dañinos en aguas de lastre y sedimentos de barcos. La puesta en marcha definitiva del convenio, prevista a los 12 meses tras la ratificación por parte de al menos 30 países que representen el 35% del tonelaje de tráfico marítimo de mercancías constituirá un paso clave hacia la reducción de la dispersión no intencionada de especies invasoras marinas a escala regional y mundial. El **Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias** (SPS, en sus siglas en inglés, 1994) en el marco de la Organización Mundial del Comercio, no trata directamente el tema de especies invasoras, pero sí las denominadas "*pestes*", causadas a menudo por especies alóctonas, como ocurre en el caso de patógenos asociados a especies de cultivo no nativas importadas que, en ocasiones, diezman las poblaciones locales. Finalmente, el **Convenio sobre la Diversidad Biológica** (CDB, 1992), ratificado por España en 1993, ha constituido hasta hace poco la referencia para la gestión de las especies alóctonas en Europa. Dicho convenio reconoció la existencia de este problema y estableció en su artículo 8.h que cada Parte Contratante, en la medida de sus posibilidades, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen los ecosistemas, los hábitats o las especies. Posteriormente, la sexta reunión de la Conferencia de las Partes del citado Convenio, celebrada en el año 2002, aprobó la Decisión VI/23 en la que se definen los *Principios Orientadores para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras*. El documento "*La Perspectiva Mundial sobre la Biodiversidad-3*", publicado en 2010, reconoce a las especies exóticas invasoras como una de las cinco presiones principales que, de forma directa, provocan la pérdida de la biodiversidad. Estos principios se han plasmado en las siguientes decisiones de la Conferencia de las Partes y recomendaciones del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico y Tecnológico (SBSTTA, en sus siglas en inglés):

- Decisión IV/1 , Informe del SBSTTA e instrucciones de la Conferencia de las Partes al SBSTTA.
- Decisión V/8, sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies.

- Decisión IV/5 , anexo, Programa del Área 5, relativo a conservación y uso sostenible de la biodiversidad costera y marina.
- Decisión VI/23 , también sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies, en la que se señala que la correcta identificación del carácter "*invasor*" de una especie debe ser definida mediante un análisis de riesgos. Este tipo de análisis es definido en dicha norma teniendo en cuenta su aplicación al comercio exterior según el artículo 61.3 de la Ley 42/2007, y se establece su metodología.
- Decisión VII/13 , relativa igualmente a especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies (Artículo 8 (h)).
- Recomendación IV/4 , desarrollo de los principios guía para la prevención de los impactos de especies alóctonas e identificación de áreas prioritarias de trabajo en ecosistemas aislados, que recoge recomendaciones para el ulterior desarrollo del Programa Mundial sobre Especies Invasoras.
- Recomendación V/4 , especies alóctonas: principios guía para la prevención, introducción y mitigación de impactos.
- Recomendación VI/4 , sobre especies alóctonas que amenazan ecosistemas, hábitats o especies.
- Recomendación IX/15 I, centrada en especies alóctonas invasoras.

En el marco regional, existen numerosos Convenios que tratan el tema objeto de este documento. Tal es el caso del **Convenio sobre la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste** (OSPAR, 1992), En la versión final del OSPAR Quality Status Report 2010 (OSPAR, 2009) las especies invasoras son identificadas explícitamente como una presión antrópica relevante en el área marítima bajo supervisión. También el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) trata el tema de las especies invasoras, ya que en su seno se ha creado un Grupo de Trabajo sobre Introducciones y Transferencias de Organismos Marinos (WGITMO), que elaboró precisamente un documento sobre la cuestión para contribuir al OSPAR Quality Status Report 2010, incluyendo información sobre 160 especies, el 20% de ellas con carácter invasor. También el **Convenio de Barcelona para la Protección del Medio Marino y la Región Costera del Mediterráneo** (Convenio de Barcelona, 1976, modificado en 1995) adoptó en 2003 un Plan de Acción sobre la introducción de especies invasoras en el Mediterráneo.

Por otra parte, existe una serie de **Guías y Códigos de Conducta** internacionales que deben ser asimismo tenidos en cuenta al tratar el tema de las especies alóctonas en el medio marino. Cabe destacar:

- Guía de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza para la prevención de las pérdidas de Biodiversidad causadas por Especies Alóctonas Invasivas, del año 2000. Se relaciona directamente

con el artículo 8h de la Convenio sobre la Diversidad Biológica, para asistir a los gobiernos y agencias responsables de la gestión en la reducción de los efectos negativos de dichas especies.

- Guía de la OMI para el control y la gestión de aguas de lastre, de 1997, dirigida a minimizar la transferencia de organismos acuáticos dañinos o de patógenos a través de dichas aguas.
- Guía de la UICN sobre reintroducciones, de 1995, que contiene una sección sobre prevención de patógenos alóctonos asociados a la reintroducción de especies cultivadas en cautividad.
- Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, de 1995, cuyo artículo 9.2.3 establece que los estados "*deberían consultar a los países vecinos, siempre que fuera apropiado, antes de introducir especies alóctonas en sistemas acuáticos transfronterizos*". Además, en el artículo 9.3.1 se indica que "*Los Estados deberían conservar la diversidad genética y mantener la integridad de las comunidades acuáticas mediante una adecuada gestión. En particular, se deberían realizar esfuerzos para minimizar los efectos dañinos de la introducción de especies alóctonas o stocks genéticamente modificados usados para acuicultura, incluyendo pesquerías basadas en individuos cultivados, especialmente cuando hay una posibilidad significativa de dispersión de dichas especies alóctonas o genéticamente modificadas hacia aguas bajo la jurisdicción de otros estados o hacia otras aguas bajo la jurisdicción del propio Estado de origen. Los Estados, siempre que sea posible, deberían implementar medidas para minimizar los efectos adversos genéticos, de enfermedades o de otro tipo, de individuos escapados de las granjas de cultivo sobre los stocks salvajes*".
- Código de prácticas del ICES sobre Introducción y Transferencia de Organismos Marinos, del 2003, que contiene una sección especialmente dedicada a especies alóctonas, que recomienda métodos y prácticas dirigidos a reducir los riesgos de dicha introducción o transferencia.
- Resolución de la Organización Internacional de Aviación Civil, de 1998, para la prevención de la introducción de especies alóctonas invasoras, que insta a los Estados Miembros a apoyarse mutuamente en los esfuerzos para reducir los riesgos de introducción a través del trasporte aéreo, de especies alóctonas potencialmente invasoras hacia áreas fuera de su rango de distribución natural.
- Guías elaboradas por el Centro de Actividad Regional para Áreas Especialmente Protegidas en 2008, en el marco del Convenio de Barcelona, para el control de los vectores de introducción de especies alóctonas e invasivas marinas en el Mediterráneo y para la elaboración de análisis de riesgos para evaluar los impactos de su introducción.

A nivel exclusivamente europeo, el Consejo de Europa, en el marco del **Convenio** relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa (Convenio de Berna, 1979), elaboró en el año 2004 la **Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras**, que incluye recomendaciones de prevención y para la aplicación de medidas de control de las especies exóticas invasoras, y desde el año 2007 dispone de una lista de especies exóticas invasoras.

En el contexto de este convenio se elaboró la comunicación "*Hacia una Estrategia de la Unión Europea sobre especies invasoras*", adoptada por la Comisión Europea en 2008, que recoge diversas recomendaciones de las instituciones europeas (Parlamento Europeo y Consejo Europeo). En este documento se indicaba la magnitud del problema para varios sectores económicos y que el problema aumentaría exponencialmente a menos que se tomaran urgentemente las medidas oportunas. Resaltaba además que era indispensable un enfoque coordinado a nivel europeo, dada la naturaleza transfronteriza de los impactos.

Por lo que respecta a la Unión Europea, la **Directiva** 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres (Directiva **de Hábitats)**, establece en su artículo 22 que los Estados Miembros garantizarán que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no sea autóctona de su territorio se regule de modo que no perjudique a la fauna y a flora silvestres autóctonas, ni a sus hábitats naturales en su zona de distribución natural y, si lo consideran necesario, prohibirán dicha introducción. Otras directivas y regulaciones del acervo legislativo comunitario también abordan la cuestión de las especies alóctonas, como la **Directiva Fitosanitaria** (2000/29/CE), la **Regulación del Consejo sobre Comercio de Especies Salvajes** (338/97/EC), o la **Regulación del Consejo sobre el uso de especies alóctonas en acuicultura** (708/2007/EC).

La Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua, DMA), traspuesta a la legislación española a través del artículo 129 de la Ley 62/2003, se dirige a la protección de los ecosistemas acuáticos. Esta Directiva incluye en su ámbito de aplicación a las aguas costeras, de modo que también se relaciona con la problemática de las especies invasoras en medio marino. La DMA no hace mención expresa a las especies alóctonas y su impacto potencial sobre la calidad ecológica de las aguas, si bien en el Documento Guía de la DMA las especies alóctonas se señalan como ejemplo tanto de presión biológica e impacto. En consecuencia, en 2007 se inició un plan para promover la discusión relativa a la inclusión de las especies invasoras en la metodología de evaluación del estado ecológico de las aguas. En este sentido, en septiembre de 2009 se publicó y presentó al Grupo de Trabajo sobre Estatus Ecológico de la DMA un informe sobre "Especies Alóctonas y la Directiva Marco del Agua", resultante de un grupo de trabajo reunido a tal efecto en Ispra en junio del 2009.

Hasta la entrada en vigor de la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (**Directiva Marco sobre la Estrategia Marina**), no existía en el ámbito comunitario un instrumento integrador para abordar el problema de las especies alóctonas invasoras, que facilitara la armonización de los enfoques adoptados entre distintos países y, por tanto, tampoco requerimientos formales para la elaboración de análisis de riesgos para la introducción de especies alóctonas que pudieran afectar a la biodiversidad. La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina tiene como objetivo alcanzar el buen estado medioambiental del medio marino para el año 2020. Dicho objetivo se basará en una serie de descriptores cualitativos, entre los que se establece que "*las especies alóctonas introducidas por la actividad humana se encuentran presentes en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas*", abordando así de forma directa la cuestión.

Esta Directiva ha sido transpuesta a la legislación española a través de la **Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del Medio Marino**, pero existen antecedentes legislativos sobre el tema a nivel nacional.

Concretamente, ya desde el año 1989, la introducción de especies alóctonas estaba limitada por autorización administrativa, en virtud de la **Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre** y del Real Decreto 1118/1989 de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y de pesca comercializables y se dictan normas al respecto. Posteriormente, el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, estableció medidas para contribuir a garantizar la Biodiversidad mediante la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres. Son asimismo relevantes el Real Decreto 1803/1999, de 26 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales y el Real Decreto 1190/1998, de 12 de junio, por el que se regulan los Programas Nacionales de Erradicación o Control de organismos nocivos de los vegetales aún no establecidos en el territorio nacional.

La Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, elaborada en 1999 en respuesta a los compromisos adquiridos en el Convenio sobre Diversidad Biológica de 1992, contiene diversas referencias a la necesidad de establecer medidas preventivas, de control y de erradicación de tales especies. También plantea ese tipo de medidas el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, desarrollo de la Ley 42/2007. La **Ley 43/2002 de Sanidad Vegetal** contempla restricciones y prohibiciones a la introducción en nuestro país de vegetales alóctonos que puedan afectar negativamente a la economía y el medio ambiente, al igual que respecto a animales lo hace la **Ley 8/2003 de Sanidad Animal**. En este contexto, desde el año 1995, la introducción o liberación no autorizada de especies alóctonas perjudiciales para el equilibrio biológico figura como delito contra el

medio ambiente en la Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal, modificada por la Ley Orgánica 15/2003, de 25 de noviembre, por la que se modifica la Ley Orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal.

Por su parte, la **Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental**, identifica, a través del Real Decreto 2090 /2008, de 22 de diciembre, como agente causante de daño biológico, entre otros, las especies exóticas invasoras e identifica a una serie de sectores profesionales que deben disponer de una garantía financiera que les permita hacer frente a la responsabilidad medioambiental inherente a su actividad.

Consciente de esta problemática, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha publicado durante los últimos años varios Atlas y Libros Rojos de la fauna y flora española que incluían listados de especies exóticas y un Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España.

La promulgación de la **Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad** supuso un gran avance normativo en la lucha contra las especies exóticas invasoras, incluyendo distintas disposiciones en relación a las especies alóctonas en general y exóticas invasoras en particular. Así, el artículo 52.2 establece que las administraciones públicas competentes prohibirán la introducción de especies, subespecies o razas geográficas alóctonas cuando éstas sean susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos. El artículo 61.1 crea el **Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras**, que debería incluir todas aquellas especies y subespecies exóticas invasoras que constituyan de hecho, o puedan llegar a constituir, una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. También señala que dicho Catálogo tendrá carácter administrativo y ámbito estatal, y será dependiente del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, actualmente Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (en adelante, MAGRAMA). Complementariamente, el artículo 61.4, prescribe la necesidad de seguimiento de las especies exóticas con potencial invasor. El catálogo desarrolla las disposiciones sobre especies exóticas de la Ley 42/2007, estableciendo la estructura, funcionamiento y contenido del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, especificando los procedimientos administrativos para la inclusión o exclusión de especies exóticas invasoras, los contenidos y procedimientos de elaboración y aprobación de las estrategias para su control y posible erradicación, así como aquellas medidas necesarias para prevenir la introducción y evitar la propagación de las mismas.

Como paso previo a la catalogación requerida por el artículo 61.1, se elaboró un Listado de especies exóticas con potencial invasor, en el que se incluían todas aquellas que cumplieran o pudieran cumplir las condiciones establecidas en los artículos 52.2 y 61.4 de la Ley 42/2007, e incluía además las especies exóticas en las que no está

suficientemente acreditada la gravedad de los problemas que generan y las que requieran de mejor información de su carácter invasor. Dicho listado fue regulado mediante el Real Decreto 1628/2011, de 14 de Noviembre. .

Si bien este Real Decreto se encuentra actualmente en revisión, por lo que podrían producirse cambios en el listado de especies incluidas en el catálogo, en la versión incluida en el mismo se contemplan una serie de especies marinas, como las algas *Asparagopsis armata, Asparagopsis taxiformis, Caulerpa racemosa, Caulerpa taxifolia, Codium fragile*, *Sargassum muticum, Acrothamnion preissii, Lophocladia lallemandi* y *Womersleyella setacea;* los cangrejos marinos *Carcinus maenas, Pacifastacus leniusculus* y *Eriocheir sinensis;* el pez *Pterois volitans;* los cnidarios *Mnemiopsis leidy* y *Haliplanella lineata;* los moluscos *Xenostrobus securis, Ruditapes phillippinarum, Cordylophora caspia, Potamopyrgus antipodarum y Crepidula fornicata* y el poliqueto *Ficopomatus enigmaticus*, así como otras especies acuáticas más propias de agua dulce que podrían estar también presentes en aguas de transición.

Por su parte, varias Comunidades Autónomas han publicado inventarios regionales de estas especies. Asimismo, a lo largo de esta última década se han ido preparando proyectos legislativos en diversas Comunidades Autónomas con el fin de unificar las distintas normas relativas a especies invasoras y sentar las bases de planes de acción específicos. Sin embargo, hasta el momento sólo en la Comunidad Autónoma de Valencia se ha publicado ya un decreto (213/2009, de 20 de noviembre) sobre medidas de control de las especies invasoras en su ámbito geográfico.

Fuentes de información. Programas de seguimiento.

A pesar de la cantidad de compromisos internacionales asumidos por los estados para la prevención, control y seguimiento de las especies alóctonas e invasoras, lo cierto es que pocos se han traducido en programas concretos de monitoreo con una cobertura espacial, diversidad de metodologías de muestreo y continuidad temporal necesarios para generar la información que permita realizar una evaluación precisa de los impactos a nivel de las demarcaciones determinadas en la Directiva Marco de Estrategias Marinas.

Así, la principal fuente de información hoy en día son publicaciones científicas, de relevancia muy heterogénea: desde meras citas de presencia de una especie en un área hasta trabajos en revistas de impacto, algunos con información sobre la distribución espacial de las especies, otros con datos cuantitativos de abundancias y/o biomasas de los taxones analizados, y otros incluso con información sobre impactos observados y demostrados. En todo caso, estos trabajos adolecen de una falta de continuidad en el tiempo y reflejan una limitación en la cobertura espacial del muestreo. Además, la mayoría suelen centrarse en una especie concreta o, a lo sumo,

en un grupo taxonómico determinado y no ofrecen por si solos una visión de la situación a nivel global en toda una demarcación.

Otra importante fuente de información son las Bases de Datos internacionales sobre especies invasoras. Éstas no recogen de forma exhaustiva todas las especies alóctonas, según se deduce al comparar la información recogida en ellas con la que proporciona el análisis directo de la bibliografía científica, ni aportan, por lo general, datos cuantitativos relevantes para la aplicación de indicadores. Sin embargo, resultan útiles para extraer datos sobre la distribución global de las especies, información sobre su biología y ecología, y también para obtener referencias bibliográficas relevantes. Algunas son generales, pero otras se centran en organismos marinos, por lo que resultan especialmente útiles en el caso que nos atañe. Cabe destacar sobre todo la base de datos desarrollada en el Proyecto DAISIE de la Comisión Europea, de Inventario de Especies Exóticas Invasoras en Europa, realizada en el marco del Sexto Programa Marco de Investigación (http://www.europe-aliens.org/). Otros grandes proyectos a nivel europeo que merecen especial atención son:

ALARM: dirigido a la gestión de especies alóctonas y en cuyo marco se desarrolló una metodología estandarizada para evaluar sus impactos, el denominado "*biopollution level*" (http://corpi.ku.lt/~biopollution). Este proyecto también impulsó la elaboración de una revista científica on line sobre especies acuáticas alóctonas (http://www.alarmproject.net/alarm).

IMPASSE: Centrado en el desarrollo de buenas prácticas relacionadas con las introducciones y traslocaciones en acuicultura, así como evaluaciones de riesgos y de impactos de especies invasoras en la acuicultura (http://www.hull.ac.uk/hifi/IMPASSE).

ALIENS: Este proyecto desarrollado por equipos de 5 países europeos tuvo como objetivo la mejora en el conocimiento de los efectos de las introducciones de macroalgas en las costas europeas.

A pesar de que, como se ha señalado anteriormente, no se ha implementado por el momento un sistema de seguimiento a nivel nacional que cubra todas las demarcaciones marinas españolas, desde hace años las administraciones autonómicas han impulsado diversos estudios, incluso programas de seguimiento, relativos a especies alóctonas en medio marino, como los mencionados en los anteriores párrafos.

En esta Demarcación, la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Andalucía, consciente de la necesidad de crear y potenciar estrategias o planes de gestión integral de las especies invasoras, en su Plan de Medio Ambiente de Andalucía 2004-2010 establece como actuación prioritaria la creación de un inventario y la elaboración de planes y programas de control, erradicación y mitigación de las especies exóticas invasoras (Área 5, Programa 13, Medidas m7, m19). En este contexto general viene desarrollándose el **Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras** de la Consejería de Medio Ambiente (CMA), en el que se han perfilado dos líneas de trabajo interrelacionadas: una primera línea, en la que se han

desarrollado principalmente labores de prospección, control y erradicación de poblaciones de especies alóctonas invasoras cuyo control ha sido considerado prioritario por los perjuicios que ocasionan o pueden ocasionar a espacios protegidos o a especies catalogadas, y una segunda línea, que comprende los trabajos preliminares, presentados en los Talleres Provinciales 2004-2006 sobre especies alóctonas invasoras en Andalucía, dirigidos a la mejora del conocimiento de la situación actual en este campo y de elaboración de propuestas concretas de Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras. La información recogida en el último documento antes citado sienta las bases del conocimiento que se tiene sobre las especies exóticas invasoras en Andalucía. El inventario de especies marinas llevado a cabo desde el comienzo de la Encomienda de Gestión y Conservación del Medio Marino Andaluz en 2004, incluye la detección de las especies alóctonas invasoras que se conocen en el litoral andaluz para elaborar un listado actualizado lo más exhaustivo posible de dichas especies así como tratar de detectar precozmente la entrada de nuevas especies exóticas y diseñar las propuestas de control/erradicación que serían materializadas por el Programa Andaluz para el Control de Especies Exóticas Invasoras (EEI). Desde el 2007 y a raíz del apoyo prestado al proyecto Estudio de la Flora Ficológica Andaluza (CMA-Universidad de Granada), se incorporan a este inventario todas las algas, incluidas las que son exóticas y además pueden presentar carácter invasor. Los objetivos más recientes de los que se tiene constancia dentro de la Encomienda (para 2009) son: 1) detección precoz de EEI marinas, 2) actualización de la distribución y estado de las poblaciones de EEI, y 3) seguimiento del poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (en Isla Cristina, Huelva), de la actinia *Haliplanella lineata* (litoral de Huelva) y del alga *Caulerpa racemosa* (en Almería).

Existen otros programas similares en Cataluña, también actualmente con una cierta relación con la implementación de la DMA. En Andreu *et al.* (2011) se describen ampliamente esos programas. En resumen, en este informe se indica que el estudio de algas alóctonas, como en otras zonas del Mediterráneo, se inició a partir de la invasión de *Caulerpa taxifolia* en las costas francesas en 1990. A partir de este momento se puso en marcha una red de vigilancia destinada a impedir la implantación de esta alga en las costas catalanas. Con la llegada de *Caulerpa racemosa var. cylindracea* a las costes mallorquinas, la red se amplió a la búsqueda de esta segunda especie. En el año 2006, la Agencia Catalana del Agua (ACA), en colaboración con el Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB) desarrolló una nueva red de vigilancia con el fin de detectar nuevas introducciones de algas alóctonas en aguas catalanas en los estadios más incipientes, a causa de la amenaza que representa la arribada de macroalgas invasoras en los fondos infralitorales de Catalunya. Esta red cuenta con 126 estaciones, que se muestrean durante dos años, y 60 transectos en los cuales se identifican las comunidades algales siguiendo el gradiente batimétrico, sobre zonas particularmente susceptibles a la implantación de estas especies. Este programa de vigilancia ha permitido también la detección de numerosos invertebrados marinos alóctonos. Se dispone de un sistema de información donde se recoge parte de la información

recopilada, incluso mapas de distribución de los sectores muestreados positivos (http://delfos.creaf.uab.es/exoaqua/exoaqua/llistartaxons.htm).
La información sobre invertebrados alóctonos se encuentra más dispersa y no se cuenta hasta ahora con ninguna recopilación exhaustiva de la información disponible, dada la complejidad del grupo, en el que están trabajando diversos grupos de investigación. Ese informe concluye que la información sobre especies alóctonas y sus impactos en Cataluña se encuentra dispersa, no es homogénea entre grupos taxonómicos ni por territorios, ni se encuentra suficientemente estandarizada, en exacta consonancia con las conclusiones de este informe de evaluación inicial a nivel de Demarcación. Finalmente, el informe de Andreu et al. (2011) señala que uno de los ámbitos donde menos se ha avanzado es el de la puesta a punto de una cartografía detallada que permita seguir el proceso de invasión de las diferentes especies, y así identificar especies y zonas prioritarias para su gestión.

En la Comunidad Valenciana se encuentra operativa la red decana en la demarcación sobre seguimiento de especies invasoras marinas, concretamente sobre algas invasoras, impulsada por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación, con la colaboración del Institut d'Ecología Litoral (http://www.ecologialitoral.com), que mantiene desde 1998 una red de observación de la presencia de algas invasoras, principalmente *Caulerpa racemosa*, pero también de *Asparigopsis taxiformis*, *Lophocladia lallemandi* y *Caulerpa taxiformis*. Los resultados de esos trabajos de seguimiento se recogen en la BD de Biodiversidad de la Generalitat Valenciana (http://bdb.cma.gva.es).

En las Baleares existe también, desde el 2006, un borrador de Plan de Acción sobre especies introducidas invasoras elaborado por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno Balear, pero no ha llegado a aprobarse y por tanto implementarse. Con todo, a raíz de la detección de *C. taxifolia* en las islas, la Administración Autonómica impulsó programas de seguimiento de algas invasoras, incluso de erradicación de la propia *C. taxifolia*. Así, desde los años 90 se llevaron a cabo numerosos estudios sistemáticos sobre algas invasoras en el archipiélago, sobre todo por parte del equipo del Dr. Ballesteros, del CEAB/CSIC, que han generado información muy detallada sobre la progresión de las invasiones de distintas macroalgas alóctonas en las Baleares, incluyendo datos cuantitativos precisos. Por desgracia buena parte de esta información no se encuentra publicada de forma desagregada o recogida en sistemas de información accesibles. En la actualidad se mantiene un programa de seguimiento de algas invasoras en la Isla de Menorca, mantenido por Marta Sales, Joan Moranta y Eva Mª Vidal, de la Estación de Investigación Jaume Ferrer, del IEO. Se estudian concretamente las algas invasoras *Womersleyella setacea, Lophocladia lallemandii, Caulerpa racemosa, Acrothamnion preissii y Asparagopsis taxiformis*. visitando cada dos años, desde el 2008, 30 estaciones fijas más o menos equidistantes a lo largo de toda la costa de la isla. Las estaciones han sido seleccionadas con la finalidad de abarcar la mayor diversidad de ambientes posible. Algunas de estas estaciones coinciden con transectos bionómicos descritos por Ballesteros et al. (2003, 2005) y

Sales *et al.* (2004), lo que permitirá conocer en un futuro los posibles cambios en las comunidades algales en relación a la dinámica de la invasión. Las campañas se llevan a cabo durante el mes de septiembre, coincidiendo con el momento de máximo desarrollo de las principales especies invasoras presentes en la isla, y en general en el Mediterráneo occidental. En cada estación se realizan transectos batimétricos para cuantificar la abundancia, distribución y recubrimiento de las especies invasoras en cada una de las comunidades o hábitats. Los transectos batimétricos se extienden perpendicularmente a la costa, desde el infralitoral superior hasta alcanzar una cierta profundidad. En zonas de poca pendiente los transectos de realizan hasta los 20-25 metros, pudiendo alcanzar hasta los 500 m de longitud. En zonas de mayor pendiente se alcanza la cota batimétrica de 40-50 metros abarcando menor distancia desde la costa (~150 m). A lo largo de todo el transecto se anotan los límites superior e inferior de las comunidades que van apareciendo. Al mismo tiempo, se cuantifica el recubrimiento de las algas invasoras que se encuentran presentes en cada comunidad. Hasta el momento se han realizado dos campañas: una en 2008 llevada a cabo por el Dr. Enric Ballesteros (Centro de Estudios Avanzados de Blanes – CSIC), y otra en el 2010 llevada a cabo conjuntamente por el personal de la Estación de Investigación Jaume Ferrer y personal del CEAB-CSIC.

Por lo que respecta a la Región de Murcia, el Centro Oceanográfico de Murcia del IEO, a través del Grupo de Ecología de Angiospermas marinas, viene desarrollando desde el año 2005 diversos estudios que tienen como objetivo general profundizar en el conocimiento del desarrollo de *C. racemosa* como alga invasora en el Mediterráneo. Dichos estudios se han centrado en los siguientes aspectos: (i) estudio de la dispersión geográfica del alga en las costas de la Región de Murcia y análisis de las características morfométricas de las poblaciones, (ii) estudio de la ecofisiología del alga (iii) análisis de la interacción de *C. racemosa* con las praderas de *Posidonia oceánica*. Todos estos trabajos se están desarrollando bajo el soporte del Proyecto POSIRED (Red de Seguimiento de las Praderas de *Posidonia oceánica* de la Región de Murcia) desarrollado por el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia y el Instituto Español de Oceanografía.

En conclusión, si bien el análisis conjunto de toda la bibliografía disponible permite obtener una visión global del problema, e incluso aplicar algunos indicadores sencillos, la falta de un sistema de seguimiento continuo en el tiempo, estandarizado de amplia cobertura y usando metodologías estandarizadas, impide realizar una evaluación completa, precisa y fiable. Sin embargo, para ciertos grupos taxonómicos, como podrían ser las macroalgas invasoras, que por otra parte son las que pueden presentar un impacto claro al ser organismos constructores de hábitats y competencia con algas o fanerógamas nativas que conforman hábitats clave de gran valor ecológico, podrían implementarse a corto plazo sistemas de seguimiento coordinados, aprovechando los ya implementados en las diversas Comunidades Autónomas.

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1. Conceptos clave y criterios de evaluación. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.

La mayoría de conceptos clave en relación con este descriptor que deben ser tenidos en cuenta para abordar la evaluación de una demarcación en función de la presencia de invasoras, como definición del objeto de estudio, presiones e impactos asociados y consideraciones sobre las escalas espaciales y temporales, así como la problemática inherente al muestreo de alóctonas y cuantificación de sus impactos, han sido ya descritos en la anterior introducción. En este apartado se definirán los criterios e indicadores propuestos para la evaluación inicial. Al enmarcarse en un proceso a escala continental, es recomendable que los enfoques en las distintas demarcaciones sean lo más homogéneos posible. Además, los indicadores seleccionados deben adaptarse a la información disponible, de forma que su uso sea factible en esta evaluación inicial. Es asimismo conveniente tener en cuenta las propuestas de iniciativas anteriores. En este sentido, en la Convención sobre Diversidad Biológica (ver punto anterior 1.2) se propuso que las "*tendencias en especies alóctonas invasoras*" eran uno de los indicadores de amenazas a la biodiversidad a utilizar para el seguimiento de los progresos hacia el cumplimiento del objetivo 2010, es decir, el compromiso de alcanzar una reducción significativa en la tasa de pérdida de biodiversidad. Posteriormente, la Agencia Europea de Medio Ambiente planteó una estrategia para un desarrollo más detallado de este indicador, considerando como elementos del indicador el nº acumulado de especies alóctonas, presencia de especies con capacidad invasora reconocida, el impacto y abundancia de dichas especies, las alertas sobre presencia de nuevas invasoras y costes asociados a la misma. Finalmente, en el marco de la primera fase del SEBI sólo se desarrollaron dos de ellos, el nº acumulado de invasoras y la presencia de invasoras reconocidas, incluyéndose en el listado de indicadores de biodiversidad de la UE (EEA, 2007). El primero es importante para evaluar las tasas de introducción en relación con vías y vectores, pero hay que reconocer su escasa utilidad para llevar a cabo una evaluación global porque no categoriza las especies según su impacto real.

Las especies que desarrollan carácter invasor suelen ser un pequeño porcentaje de las alóctonas, estimado por Williamson y Fitter (1996) en un 10%. Posiblemente este valor se encuentre incluso sobreestimado, ya que la presencia de muchas especies alócotonas, sobre todo aquellas no invasoras, no es detectada en muchos casos. Hay que tener en cuenta además que una sola especie puede causar efectos devastadores, aunque el nº total de alóctonas pueda mantenerse bajo. Aún así, sigue considerándose que el registro del nº de especies alóctonas en un área debe ser incluido en el proceso

de evaluación ambiental (*e.g.* Cardoso y Free 2008; Orendt *et al*., 2009). Algunos autores consideran que la mera presencia de alóctonas ya debe considerarse como contaminación biológica, independientemente de los impactos que pueda causar (Arbačiauskas *et al*., 2008).

La experiencia acumulada en el estudio de invasiones en medio terrestre también constituye una buena referencia. Así, se pueden trasponer al medio marino algunos indicadores aplicados en ecología terrestre, como porcentaje de fondos afectados por la invasora en un área dada, distribución y abundancia en la misma de una determinada invasora, o ratio de invasoras respecto a especies nativas en grupos taxonómicos determinados (McGeoch *et al*., 2006).

Este tipo de indicadores no ofrecen tampoco una información directa sobre los impactos, y por tanto sobre el estado ambiental. Ante la dificultad de disponer de información suficiente y contrastada sobre impactos demostrados, se llevó a cabo en el marco de dos proyectos europeos del 6º Programa Marco, ALARM y DAISIE, un importante esfuerzo para desarrollar un método estándar basado en rangos de abundancia y distribución para clasificar al menos la escala los impactos de las especies invasoras sobre las comunidades nativas, el denominado "*Índice de Biopolución*" (Olenin *et al.*, 2007), en el que esos rangos son finalmente relacionados con la magnitud de los impactos ocasionados a distintos niveles: especies, hábitats y funcionamiento de los ecosistemas. A pesar del avance que supone esta aproximación, los propios autores reconocen que requiere un ulterior desarrollo para especificar la magnitud de los impactos de forma más precisa y en relación a distintos grupos taxonómicos.

Teniendo en cuenta estos antecedentes, la legislación relevante ya existente y las conclusiones del Grupo de Expertos *ad hoc* sobre este descriptor (Olenin *et al*., 2010), la Comisión incluyó en su Decisión de 1 de septiembre de 2010 sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (2010/477/UE) [notificada con el número C(2010) 5956], los siguientes criterios e indicadores relativos a especies alóctonas para su aplicación en el marco de las Estrategias Marinas

Criterio 2.1. Abundancia y caracterización del estado de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras.

Indicador 2.1.1. — Tendencias en la abundancia, frecuencia temporal y distribución espacial dentro de la naturaleza de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras, particularmente en las zonas de riesgo, en relación con los principales vectores y vías de propagación de esas especies.

Criterio 2.2. Impacto ambiental de las especies alóctonas invasoras.

Indicador 2.2.1 — Relación entre especies alóctonas invasoras y especies autóctonas en algunos grupos taxonómicos bien estudiados (por ejemplo, peces,

macroalgas o moluscos), como medida de los cambios en la composición por especies (por ejemplo, a raíz del desplazamiento de las especies autóctonas)

Indicador 2.2.2 — Impactos de las especies alóctonas invasoras a nivel de especies, hábitats y ecosistemas, cuando ello sea factible (2.2.1).

Además, esta decisión señala que poder identificar y evaluar las vías y vectores de propagación de especies alóctonas como resultado de las actividades humanas es condición previa indispensable para prevenir que las especies así introducidas puedan alcanzar niveles que afecten negativamente a los ecosistemas y mitigar así cualquier posible impacto. Indica también que la evaluación inicial habrá de tener en cuenta que algunas de las especies introducidas como consecuencia de una actividad humana se encuentran ya reguladas a escala de la Unión, con objeto de valorar y de reducir al mínimo su posible impacto en los ecosistemas acuáticos, como es el caso del Reglamento (CE) nº 708/2007 del Consejo, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura, y que algunas especies alóctonas han venido utilizándose normalmente en la acuicultura desde hace mucho tiempo y están sujetas ya a un régimen específico de permisos dentro de la normativa vigente (anexo IV del Reglamento (CE) nº 708/2007).

La Decisión reconoce explícitamente que el conocimiento de los efectos de las especies alóctonas en el medio ambiente es aún muy limitado y que, por tanto, se precisan más conocimientos científicos y técnicos para desarrollar indicadores potencialmente útiles que permitan determinar, en especial, los impactos de las especies alóctonas invasoras, que son todavía la principal preocupación en el proceso de consecución del buen estado medioambiental. Esta falta de conocimiento es lo que justifica que la prioridad en la evaluación y el seguimiento se centre en esta primera fase en la caracterización del estado, que es un requisito previo esencial para valorar la magnitud de los impactos, aunque no determine por sí misma la consecución del buen estado medioambiental con relación a este descriptor.

Así, el primer criterio se dirige simplemente a caracterizar el estado de las alóctonas, priorizando las invasoras, justificándolo como un prerrequisito para la evaluación de impactos. La información cualitativa y cuantitativa sobre el grado de establecimiento de invasoras en un área es desde luego indispensable, pero no suficiente para llevar a cabo una evaluación realmente útil para la gestión. Ello se debe a que una vez establecidas, las especies alóctonas invasoras ya no pueden ser erradicadas en la inmensa mayoría de casos. Esta irreversibilidad implica que el uso de indicadores descriptivos de estado, que comparan valores observados respecto a unos niveles de base o rangos de referencia predefinidos, como los que se utilizan en casos de contaminación química, tienen poco sentido en el caso de las especies invasoras establecidas, ya que simplemente constatarían año tras año una situación no deseada. Por ello los indicadores propuestos no se basan en valores absolutos, sino en tendencias. En todo caso la decisión de la Comisión no detalla los elementos de los

indicadores, que deberán ser definidos para cada demarcación en el marco de este informe de evaluación inicial y posteriormente revisados.

Atendiendo a la información disponible en las demarcaciones marinas españolas, se ha considerado que el indicador 2.1.1 puede concretarse como el valor de la pendiente de la tendencia en el nº de citas acumuladas de especies alóctonas producidas en cada demarcación, definiendo cita como observación de una especie en una fecha y localidad determinada. Este indicador puede aplicarse a nivel global en toda la demarcación y considerando todas las especies o, para obtener información más precisa y relevante, calcularlo para determinadas áreas y grupos taxonómicos, con el fin de minimizar el sesgo producido por diferencias en cantidad y cobertura de estudios entre zonas y el relacionado con metodologías de muestreo. No permite describir con precisión los procesos de dispersión ni la evolución de las invasiones en términos de abundancias o extensión afectada, pero sí puede ser una buena aproximación a la presión de introducción, y el nº de localidades afectadas puede asumirse como proporcional a dichas abundancias y extensión de las invasiones.

El criterio 2.2 se refiere ya a lo que es el núcleo del problema que pretende abordar este descriptor, el impacto de las especies alóctonas en los ecosistemas y no sólo su mera presencia. Sin embargo, al ser conscientes de la preocupante falta de datos fehacientes sobre el particular, sólo se propone un indicador indirecto como es el ratio entre el nº de alóctonas y nativas en determinados grupos taxonómicos, en aquellos en los que se asume que la biota nativa y la alóctona es bien conocida, como peces, macroalgas y macrobentos. Se considera, atendiendo a los mismos argumentos presentados en relación al criterio 2.1., que el indicador numérico asociado no sería tanto el valor del ratio en un momento dado, ya que ello supone sólo la constatación de un hecho, sino la pendiente de la función que describe la evolución de ese parámetro en el tiempo, que sí es susceptible de ser modificada como resultado de una buena gestión que prevenga nuevas introducciones.

Gracias a la puesta en marcha de sistemas de seguimiento de amplia cobertura espacial por parte de algunas administraciones regionales, es posible que en un futuro puedan aplicarse en las demarcaciones marinas españolas indicadores ya más directamente relacionados con el impacto potencial, como puede ser la evolución de la extensión afectada por una especie o grupo de especies especialmente importantes, como pueden ser las macroalgas.

Finalmente, se sugiere aplicar indicadores que cuantifiquen directamente impactos cuando sea posible, si bien sin definir en absoluto los elementos de dichos indicadores. Por desgracia, la información disponible en las demarcaciones marinas españolas, escasísima por lo que respecta a estudios de impacto, no permite una aplicación generalizada de este tipo de indicadores.

Referencias

Arbačiauskas, K., Semenchenko, V., Grabowski, M., Leuven, R.S.E.W., Paunović, M., Son, M.O., Csányi, M., Gumuliauskaitė, S., Konopacka, A., Nehring, S., van der Velde, G., Vezhnovetz, V., and Panov, V.E., 2008. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. Aquatic Invasions 3(2): 211-230.

Cardoso, A.C., and Free, G. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. Aquatic Invasions, 3 (4): 361-366

McGeoch, M.A., Chown, S.L., and Kalwij, J.M. 2006. A Global Indicator for Biological Invasion. Conservation Biology 20, 1635-1646.

Olenin, S., Minchin, D., and Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution

Orendt, C., Schmitt, C., van Liefferinge, C., Wolfram, G., and de Deckere, D. 2009. Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. Biological invasions.

Williamson, M.H., and Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. Biological Conservation 78: 163-170.

2.2 Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos.

El análisis de136 referencias bibliográficas (Ver apartado de referencias) ha permitido recopilar 711 citas puntuales de un total de 93 especies alóctonas (Tabla I).

Tabla I-Especies alóctonas detectadas en la demarcación Levantino-Balear

Algas	*Acrothamnion preissii*	Ascidias	*Distaplia bermudensis*
Algas	*Agardhiella subulata*	Ascidias	*Ecteinascidia turbinata*
Algas	*Ahnfeltiopsis flabelliformis*	Ascidias	*Microcosmus squamiger*
Algas	*Anotrichium okamurae*	Ascidias	*Polyandrocarpa zorritensis*
Algas	*Antithamnion amphigeneum*	Bivalvos	*Corbicula fluminea*
Algas	*Antithamnionella boergesenii*	Bivalvos	*Crassostrea gigas*
Algas	*Antithamnionella elegans*	Bivalvos	*Dreissena polimorpha*
Algas	*Antithamnionella spirographidis*	Bivalvos	*Fulvia fragilis*
Algas	*Apoglossum gregarium*	Bivalvos	*Pinctada radiata*
Algas	*Asparagopsis armata*	Bivalvos	*Venerupis philippinarum*
Algas	*Asparagopsis taxiformis*	Cnidarios	*Carybdea marsupialis*
Algas	*Bonnemaisonia hamifera*	Cnidarios	*Oculina patagonica*
Algas	*Bryopsis plumosa*	Cnidarios	*Phyllorhiza punctata*
Algas	*Caulerpa racemosa*	Copépodos	*Paracartia grani*
Algas	*Caulerpa taxifolia*	Ctenóforos	*Mnemiopsis leidyi*
Algas	*Chondria coerulenscens*	Decápodos	*Charybdis feriata*
Algas	*Chrysymenia wrightii*	Decápodos	*Eriocheir sinensis*
Algas	*Codium fragile fragile*	Decápodos	*Marsupenaeus japonicus*

Algas	*Colaconema codicola*	Decápodos	*Percnon gibbesi*
Algas	*Colpomenia peregrina*	Fitoplánctón	*Alexandrium catenella*
Algas	*Colpomenia sinuosa*	Fitoplánctón	*Alexandrium taylori*
Algas	*Dictyota cyanoloma*	Fitoplánctón	*Karenia brevis*
Algas	*Feldmannophycus okamurae*	Fitoplánctón	*Karenia mikimotoi*
Algas	*Fucus spiralis*	Fitoplánctón	*Protoceratium reticulatum*
Algas	*Ganonema farinosum*	Fitoplánctón	*Skeletonema tropicum*
Algas	*Goniotrichiopsis sublittoralis*	Gasterópodos	*Bivetiella cancellata*
Algas	*Grateloupia filicina*	Gasterópodos	*Bostrycapulus aculeatus*
Algas	*Griffithsia corallinoides*	Gasterópodos	*Bursatella leachi*
Algas	*Hypnea spinella*	Gasterópodos	*Cymbula nigra*
Algas	*Hypnea valentiae*	Gasterópodos	*Neverita josephinia*
Algas	*Lomentaria hakodatensis*	Gasterópodos	*Sinum bifasciatum*
Algas	*Lophocladia lallemandii*	Gasterópodos	*Siphonaria pectinata*
Algas	*Mastocarpus stellatus*	Parásitos	*Marteilia refringens*
Algas	*Neosiphonia harveyi*	Parásitos	*Perkinsus olseni*
Algas	*Plocamium secundatum*	Peces	*Abudefduf vaigiensis*
Algas	*Polysiphonia fucoides*	Peces	*Fistularia commersonii*
Algas	*Polysiphonia atlantica*	Peces	*Fundulus heteroclitus*
Algas	*Polysiphonia elongata*	Peces	*Gambusia holbrooki*
Algas	*Pylaiella littoralis*	Poliquetos	*Branchiomma luctuosum*
Algas	*Saccharina japonica*	Poliquetos	*Hydroides dianthus*
Algas	*Sarconema filiforme*	Poliquetos	*Hydroides dirampha*
Algas	*Sargassum muticum*	Poliquetos	*Leiochrides australis*
Algas	*Solieria filiformis*	Poliquetos	*Monticellina dorsobranchialis*
Algas	*Ulva fasciata*	Poliquetos	*Notomastus aberans*
Algas	*Womersleyella setacea*	Poliquetos	*Pista unibranchia*
Anfípodos	*Caprella scaura*	Poríferos	*Paraleucilla magna*

Muchos de los trabajos consultados incluyen tanto especies estrictamente marinas como propias de aguas de transición o incluso restringidas a aguas dulces. Algunas de estas últimas, como el mejillón cebra *Dreissena polimorpha*, no han sido consideradas en ente trabajo. Sin embargo, aquellas especies eurihalinas que pueden interaccionar con especies marinas en alguna fase de su ciclo vital, como los peces *Gambusia holbroki* y *Fundulus heteroclitus*, o el bivalvo *Corbicula fluminea*, sí han sido incluidas.

Tendencias en la introducción de especies alóctonas

En relación a los indicadores relacionados con el Criterio 2.1 "*Abundancia y caracterización del estado de las especies alóctonas y, en especial, de las invasoras*", en las figuras siguientes se refleja la evolución temporal del nº de citas de especies alóctonas por año (sin incluir criptogénicas), estimado a partir de aquellas

publicaciones que aportan datos concretos sobre la fecha del registro, la acumulada de dichas cifras y la evolución del nº de especies alóctonas citadas en la demarcación, respectivamente. Se entiende como citas a la referencia a un taxón determinado en una localidad en el marco de un estudio concreto. El concepto de localidad es heterogéneo, ya que en unos casos representa un punto de muestreo y en otros la cita integra información de diversos puntos de muestreo visitados en el marco de una misma campaña, hasta un nivel máximo de provincia. El efecto de esa integración de datos en algunos estudios es disminuir el nº de casos en un año dado, por lo que la gráfica debe interpretarse como el resultado mínimo. Se dan también casos de citas repetidas en una misma localidad, que provocarían el efecto contrario, distorsionando al alza la tasa de expansión de una especie. La elaboración de un Sistema de Información Geográfica permitiría minimizar estos sesgos, pero no el derivado de la heterogeneidad en la distribución espacio-temporal de los muestreos y la variedad de metodologías utilizadas en los distintos estudios. Así, la única vía para obtener estimaciones precisas sería la implementación de un sistema de detección coordinado y regular, con una cobertura espacial representativa y que utilizara metodologías de muestreo estandarizadas. Al no ser ese el caso, las gráficas presentadas deben ser interpretadas con cautela.

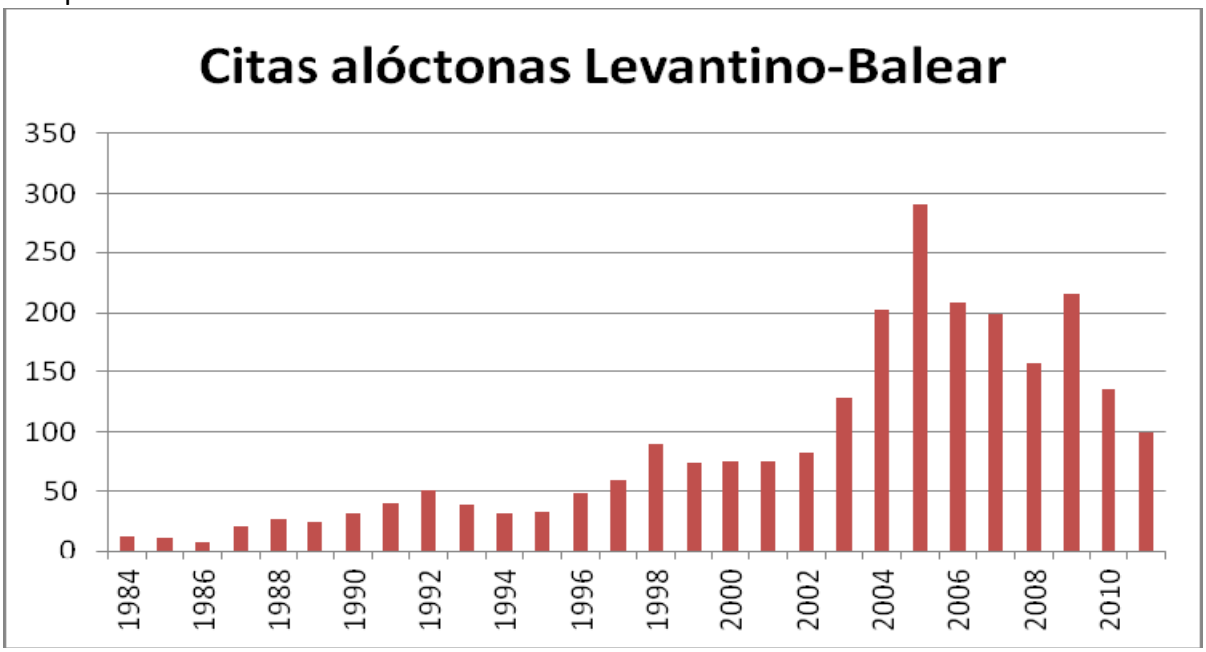


Figura 1-Evolución temporal de las citas de especies alóctonas (taxón/año/localidad) en la Demarcación Levantino-Balear

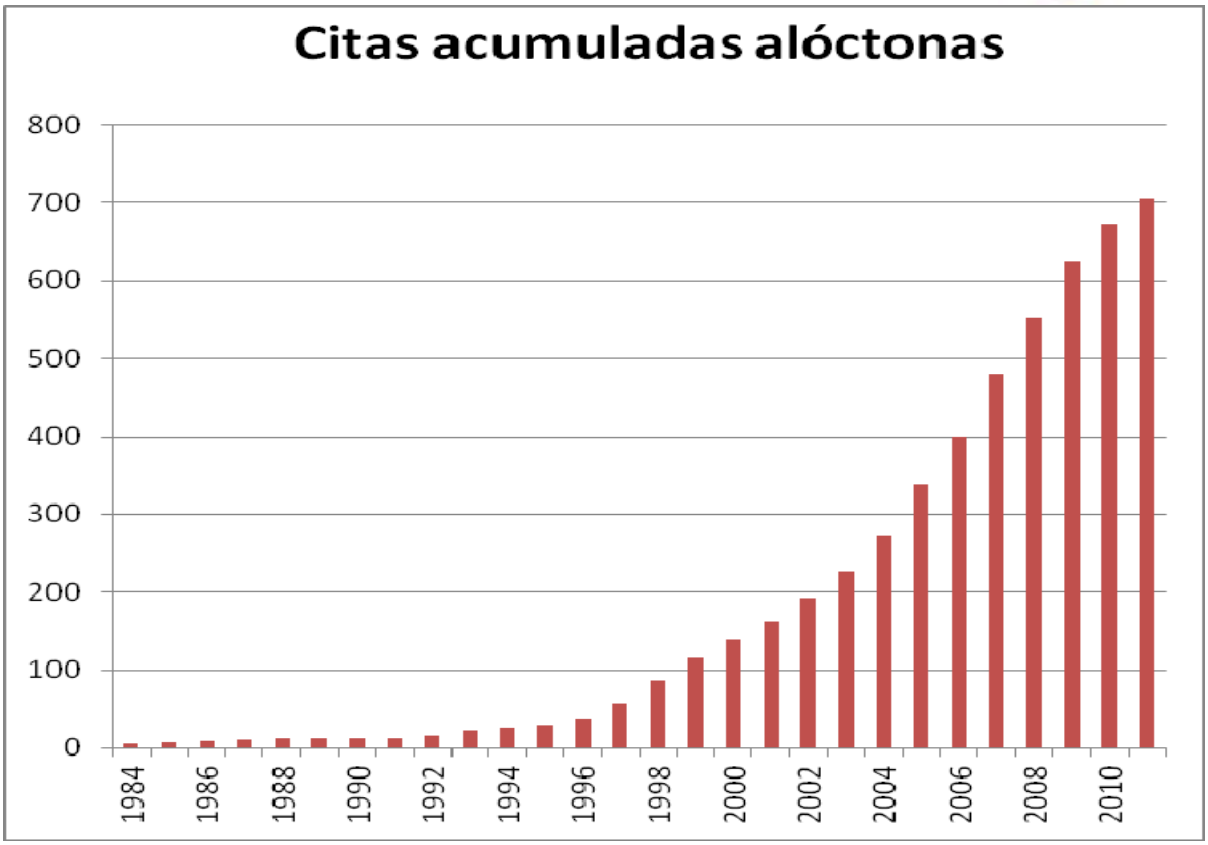


Figura 2-Evolución temporal acumulada de las citas de especies alóctonos (taxón/año/localidad) en la Demarcación Levantino-Balear.

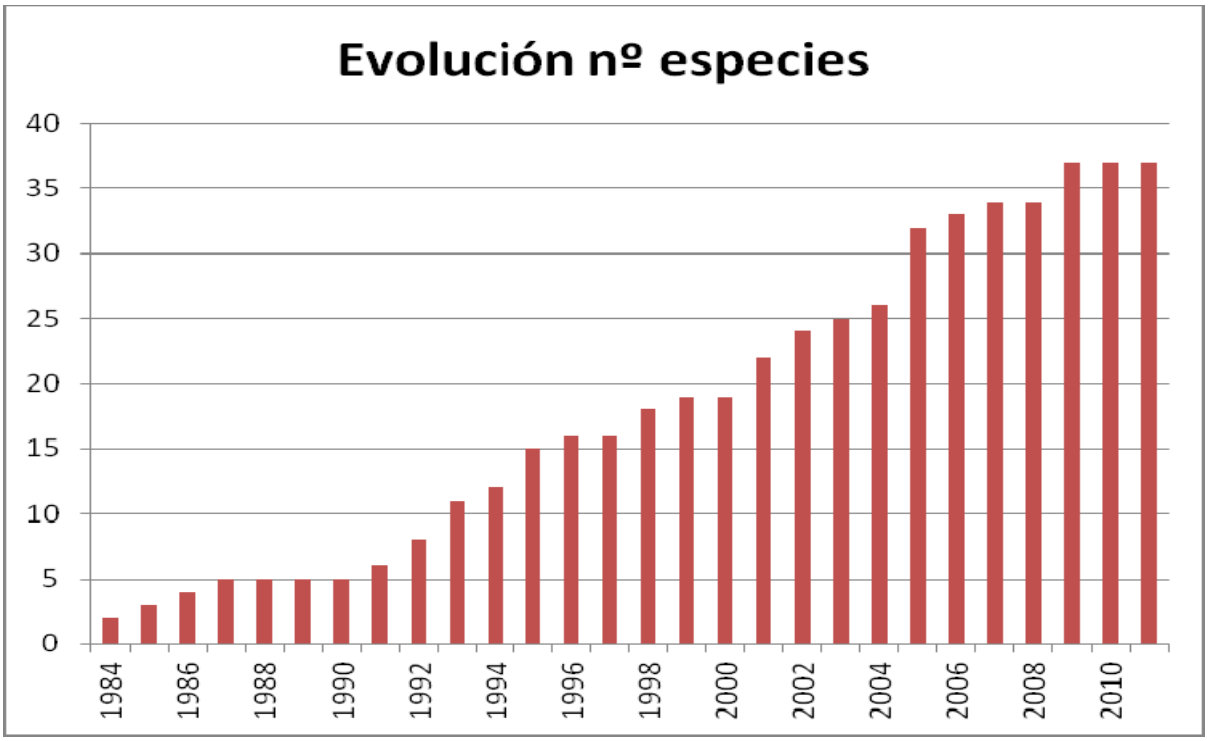


Figura 3-Evolución temporal del número de especies alóctonas en la demarcación Demarcación Levantino-Balear sobre las que se dispone de información concreta sobre la fecha en que se produjeron las primeras citas. No representa el total de especies alóctonas detectadas.

Al observar el tipo de especies registradas, detallado en el siguiente gráfico, se aprecia el evidente sesgo derivado de las metodologías de muestreo y análisis.

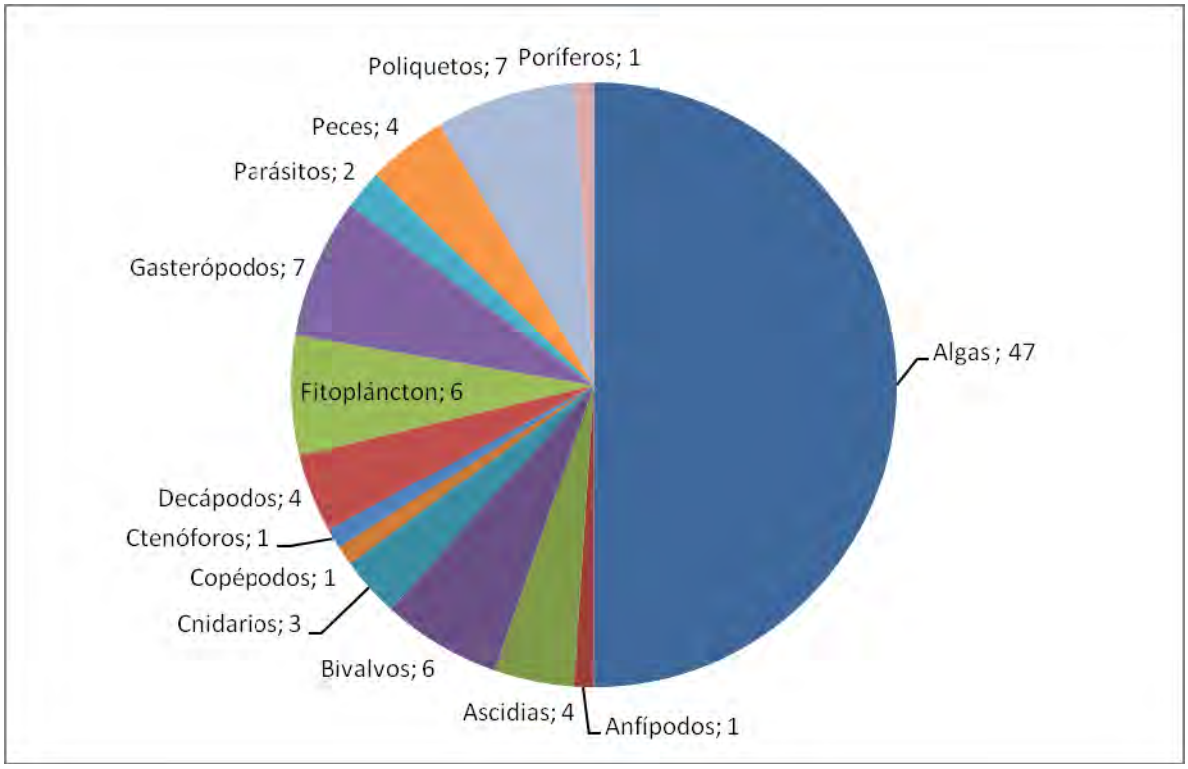


Figura 4-Distribución relativa por grupos taxonómicos de las especies alóctonas detectadas en la Demarcación Levantino-Balear

Ello refuerza la idea de que la presencia de especies invasoras puede ser en realidad mucho mayor, y que la puesta en marcha de muestreos dirigidos a especies planctónicas o pequeños organismos meiobentónicos haría que el número de especies alóctonas aumentara de forma exponencial. Por ese motivo es conveniente segmentar cualquier análisis por grupos taxonómicos principales, o al menos por metodologías de muestreo.

En conclusión, al no tratarse de una información exhaustiva estos resultados deben considerarse como una representación de mínimos de las tasas de establecimiento de especies.

Análisis de impactos

A pesar de que existen indicios sobre el carácter invasor de muchas de las especies anteriormente citadas, en realidad la cuantificación de impactos es muy escasa en la literatura consultada, con la mayoría de trabajos consistentes en citas de especies invasoras sin aportar información cuantitativa precisa sobre su distribución y abundancia, y menos sobre interacciones con otros elementos del ecosistema. Al ser este último tipo de datos los realmente relevantes en relación con este descriptor, se ha llevado a cabo un estudio detallado de la bibliografía que aporta alguna información en este sentido. Se expone a continuación dicha información, útil en algunos casos para la aplicación de indicadores relacionados con el Criterio 2.2 "*Impacto ambiental de las especies alóctonas invasoras*".

En la demarcación Levantino-Balear el número de especies invasoras es elevado. Sobre un total de 29 especies invasoras catalogadas se han constatado impactos en 5 especies. En el Mediterráneo las especies invasoras pueden resultar especialmente dañinas para la biodiversidad marina ya que éste mar contiene aproximadamente un 6.4% de las especies marinas a nivel mundial, a pesar de que la superficie del Mar Mediterráneo solo representa el 0.8% de la superficie total de los océanos. Recientes estudios han estimado que existen 12.725 especies de organismos marinos macroscópicos en el Mediterráneo (11.594 metazoos y 1.131 macrófitos; Coll et al 2010). Esta alta riqueza de especies también se ve acompañada por un alto nivel de especies endémicas, como promedio el 20.2% de los metazoos y el 22.3% de los macrófitos son endémicos (Coll et al. 2010). A pesar de poseer esta alta riqueza y endemicidad de especies, el Mediterráneo es la región más invadida a nivel mundial por macrófitos (Williams y Smith, 2007). Las especies incluidas como invasoras en dicha demarcación se presentan a continuación en un cuadro resumen (Tabla I) de los estudios e impactos descritos y realizados en la demarcación agrupando datos de fuentes diversas, ya sean derivados de seguimientos rutinarios publicados en informes técnicos, así como de artículos científicos de proyectos de investigación.

Los estudios de impactos de invasoras se han tipificado en cinco niveles (elaboración propia) atendiendo al grado de impacto de la invasora (presencia y distribución de la especie, biología y autoecología de la especie, comunidades y hábitats, ecosistemas y procesos, usos y servicios). Así, el primer nivel incluye los estudios en los que el impacto de la invasora es una mera cita de presencia de la especie o si se evalúa o cuantifica algún aspecto de su distribución espacio-temporal. La segunda categoría se ha desglosado en estudios que evalúan aspectos fisiológicos (activación de enzimas de estrés oxidativo…), modificaciones de tasas de crecimiento, cambios en aspectos reproductivos (fecundidad), toxicidad inducida por las invasoras, alteraciones genéticas (hibridación…) y transmisión de patógenos. La tercera tipología de impactos incluye los estudios que alteran la estructura de la comunidad o el hábitat y que demuestren experimentalmente que la invasora genera cambios en variables como la abundancia, composición específica o riqueza de especies de otros grupos taxonómicos. El cuarto nivel se centra en impactos a nivel de ecosistema al analizar modificaciones de procesos tales como reclutamiento, trofismo, flujos energéticos, cambios físico-químicos en el medio, modificaciones en la relaciones interespecíficas

(competencia). El quinto grado transciende los aspectos ecobiológicos y resalta el alcance del impacto sobre usos y servicios del ser humano.

La evaluación y análisis de los diferentes estudios se ha realizado atendiendo a un criterio científico riguroso descartando los trabajos basados en hipótesis y elucubraciones que no demuestren impactos. Los resultados obtenidos del análisis tipifican la gran mayoría de estudios en la categoría 1 (distribución espacial y temporal de la especie invasora), y solo se han encontrado estudios de impacto para 5 algas de las 29 especies mencionadas (Tabla 1). La especie más estudiada es el alga *Caulerpa racemosa*, mayoritariamente en trabajos derivados de dos tesis doctorales centradas en evaluar el impacto del alga sobre las comunidades faunísticas nativas. Existen 28 trabajos sobre *C. racemosa*, de los cuales 14 han evaluado el impacto causado sobre las comunidades autóctonas. Esta especie genera cambios fisiológicos por activación enzimática en el pez *Spondyliosoma cantharus*; provoca disminución del tamaño de gónadas en el erizo *Paracentrotus lividus* por la ingesta de *Caulerpa* frente a la de *Posidonia oceanica*. Varios estudios demuestran disparidad de efectos por alteraciones o cambios en la estructura de las comunidades invadidas. La presencia de *Caulerpa* incrementa la riqueza y abundancia de poliquetos comparado con hábitats nativos de *P. oceanica*, así como cambios en la comunidad de anfípodos caprélidos con aumento *Caprella acanthifera*. Asimismo, se constata una alteración de la composición de anfípodos aumentando su riqueza y abundancia frente a anfípodos en fondos blandos, por el contrario, en fondos duros se observa un patrón opuesto constatándose una disminución de la riqueza y abundancia de anfípodos junto a un cambio drástico en la composición desapareciendo las especies herbívoras y aumentando la abundancia de detritívoros. Con respecto a las modificaciones tróficas en praderas de *Posidonia oceanica* invadidas por *Caulerpa* se ha constatado un cambio en los productores primarios y en la estructura de la cadena trófica de la macrofauna asociada, no solo a nivel de especie, sino también a nivel de comunidad. Se ha demostrado que la presencia de Caulerpa disminuye la disponibilidad de presas (anfípodos) para niveles tróficos superiores (peces), demostrándose cómo afecta a la estrategia trófica de especies herbívoras que cambian el recurso alimenticio por detritus. En las modificaciones de relaciones interespecíficas (competencia por espacio o por nicho ecológico), se han llevado a cabo estudios sobre la competencia por el sustrato con la fanerógama *Posidonia oceanica* concluyendo representa una barrera frente a la invasión de *C. racemosa*. Análogamente *C. racemosa* modifica el proceso de colonización de sistemas algales para los anfípodos.
En cuanto a la especie congenérica *Caulerpa taxifolia* estudios fisiológicos revelan que genera una respuesta en el gasterópodo *Bittium reticulatum* incrementando los mecanismos detoxificadores, en un grado suficiente para evitar el daño oxidativo a las biomoléculas; también se ha detectado que Caulerpa induce una respuesta antioxidante que se evidencia en las altas actividades enzimáticas en el hígado del pez *Coris julis*. En cuanto a los cambios de las comunidades la invasión de Caulerpa favorece a *C. acanthifera* y permite la aparición de *C. cavediniae* y *D. schieckei*. Cabe remarcar que en esta demarcación la invasión de *C. taxifolia* ha sido muy puntual, y

actualmente se encuentra en regresión, por lo que no representa una especie clave a monitorizar ni priorizar.
El alga invasora *Lophocladia lallemandii* cuenta con diversos estudios centrados en el impacto de la misma sobre las comunidades nativas. En cuanto a los cambios fisiológicos se ha detectado que genera respuestas de estrés oxidativo sobre *C. taxifolia*, sobre la especie endémica protegida *Pinna nobilis*, sobre el briozoo *Reteporella grimaldii* y sobre la planta endémica *P. oceanica*. En los cambios en crecimiento *L. lallemandii* provoca mortalidad de haces de *P. oceanica*, disminuyendo la densidad de haces y longitud de hojas. Los estudios del briozoo *Reteporella grimaldii* revelan que *Lophocladia* disminuye la densidad de colonias del briozoo en zonas invadidas. El crecimiento de *Paracentrotus lividus* al alimentarse de *Lophocladia* disminuye en comparación a la dieta nativa y puede afectar a la fecundidad ya que las gónadas del erizo son de menor tamaño. En las alteraciones o cambios en estructura de la comunidad se ha detectado que el alga genera una disminución en el número de epífitos sobre *P. nobilis*, y también disminuye la riqueza de algas nativas. En cuanto las modificaciones tróficas se ha demostrado que disminuye el nivel trófico de los consumidores. Por último, se ha detectado que genera modificaciones físico-químicas del medio al provocar un cambio en el régimen lumínico en las comunidades algales.
En las algas *Womersleyella setacea* y *Acrothamnion preissii* sólo un estudio ha constatado disminución de crecimiento y fecundidad para el erizo *Paracentrotus lividus* al alimentarse de dichas algas. Las algas *Asparagopsis armata* y *Asparagopsis taxiformis* presentan estudios de distribución espacial y temporal sin evaluarse impactos. En *A. armata* algunos estudios se centran en la fase esporofítica conocida como *Falkenbergia rufolanosa*.
El resto de especies (un total de 24 especies) que se incluyen en la lista no presentan estudio de impacto. La disparidad taxonómica es amplia incluyendo desde fitoplancton, diversos grupos de invertebrados hasta peces (Tabla 1). Se constatan 5 especies de fitoplancton de carácter tóxico para bivalvos y peces mayoritariamente, así como 2 parásitos considerados dañinas para la biota autóctona. El ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* no presenta carácter invasor en la demarcación, pero tiene un potencial invasor muy elevado y constatado en otras localidades del Mediterráneo, por lo que se recomienda realizar un seguimiento.

En la demarcación Levantino-Balear se cuenta con diversos estudios de impacto, aunque solo para 5 de las especies presentes. Estos estudios representan un referente en la evaluación de los impactos, siendo aún insuficientes para permitir el desarrollo de planes de gestión y seguimiento de las invasoras.

Resumen de la tipología y niveles de impactos de especies invasoras en la Demarcación Levantino-Balear:

1- Estudios de distribución espacial y temporal

2- Estudios a nivel de especie:

    2.1. Cambios fisiológicos

2.2. Cambios en el crecimiento

2.3. Estudios de fecundidad

2.4. Toxicidad

2.5. Alteraciones genéticas

2.6. Transmisión de patógenos

3- Alteraciones o cambios en la estructura de la comunidad y hábitat. Modificaciones de abundancia, composición específica, riqueza de especies.

4- Alteraciones de procesos (Ecosistemas):

4.1. Modificación del reclutamiento

4.2. Modificaciones tróficas

4.3. Modificación de los flujos energéticos

4.4. Modificaciones físico-químicas del medio

4.5. Modificaciones de las relaciones interespecíficas (competencia por el espacio, nicho ecológico…)

5- Impactos sobre usos y servicios

Tipología y niveles de impacto de especies invasoras en la demarcación Levantino - Balear															
	1	**2**						**3**	**4**					**5**	
Especie	**1**	**2.1**	**2.2**	**2.3**	**2.4**	**2.5**	**2.6**	**3**	**4.1**	**4.2**	**4.3**	**4.4**	**4.5**	**5**	**Cita**
Algae															
Asparagopsis armata	x														Sala et al., 1997
	x														Informe Regional 2009
	x														Sala et al., 1997
	x														Hacohen Domené et al., 2008
	x														Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
	x														Ballesteros, 1989
	x														Ballesteros i Romero, 1982
	x														Gallardo et al., 1985
esporofito de *A. armata (Falkenbergia rufolanosa)*	x														Sala et al., 1997
	x														Ribera & Gómez, 1984
Asparagopsis taxiformis	x														López Sendino et al., 2006
	x														Informe Regional 2009
	x														Informe Regional 2010
	x														Guillén et al., 2010
	x														Ballesteros & Rodríguez Prieto, 1996
	x														Hacohen Domené et al., 2008
	x														Directiva Aguas Andalucía
Acrothamnion preissii	x														López Sendino et al., 2006
			x	x											Tomas et al., 2011
	x														Ferrer et al., 1994
	x														Arronte et al., 2006
	x														Arronte et al., 2006
Caulerpa racemosa	x														Ballesteros, 2004

															Banach et al., 2011
								x					x		Bernardeau-Esteller et al., 2010
								x							Box et al., 2010
								x							Box et al.,2006
		x								x			x		Box et al., 2009
								x		x					Deudero et al., 2011
	x														Infantes et al., 2011
	x														López Sendino et al., 2006
		x													Marín-Guirao et al., 2010
	x														Ruiz Fernández et al., 2005
			x	x											Tomas et al., 2011
										x					Vázquez Luis et al., 2010
								x							Vázquez-Luis et al., 2009
								x							Vázquez-Luis et al., 2009
								x							Vázquez-Luis et al., 2008
													x		Vázquez-Luis 2011
										x					Vázquez-Luis 2011
	x														Informe Regional 2008
	x														Informe Regional 2009
	x														Informe Regional 2010
	x														Laboratorios Munuera
	x														Ballesteros et al., 1999
	x														Aranda et al., 2003
	x														Pena Martín et al., 2003
	x														M.Marhuenda et al.
	x														Gamundí-Boyeras et al., 2006
	x														Cebrián & Ballesteros, 2009
	x														Aranda, 2004
	x														Guillén et al., 2010
	x														Aranda et al., 2003
	x														Aranda et al., 1999
	x														Bernardeau-Esteller et al., 2011
	x														M.Marhuenda, M. Sanchez, E. Pérez
	x														Arronte et al., 2006
	x														Box et al., 2010
	x														Especies Introducidas Canarias 2011
	x														Directiva Aguas Andalucía
	x														Barrajón-Domenech & Vizcaíno
	x														Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
	x														Ruiz Fernández et al., 2005
	x														Ruiz-Fernández et al., 2006
	x														Ruiz-Fernández et al., 2006
	x														Ruiz-Fernández et al., 2007
	x														Ruiz-Fernández et al., 2009
	x														Bernardeu Esteller & Martínez Garrido, 2010
	x														López-Rubio Morón et al., 2010
	x														Ruiz et al., 2011
															Guillén et al., 2010
Caulerpa taxifolia								x							Box et al., 2006
	x														Infantes et al., 2011
	x														Pou et al., 1993

		x												Sureda et al., 2008
		x												Sureda et al., 2007
	x													Box et al., 2008a
	x													Box et al., 2010
Codium fragile subsp. *tormentosiodes*	x													Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
	x													Ballesteros i Romero, 1982
	x													Especies Introducidas Canarias 2011
	x													Pericas, 1984
Lophocladia lallemandii			x					x						Ballesteros et al., 2007
								x						Banach et al., 2011
		x												Box et al., 2008
		x												Box et al., 2009
	x													Cebrián & Ballesteros, 2010
								x				x		Cebrián & Ballesteros, 2010
	x													Cebrián & Ballesteros, 2007
										x				Cabanellas-Reboredo et al., 2010
		x	x											Deudero et al., 2010
	x													Patzner, 1998
	x													López Sendino et al., 2006
		x	x											Sureda et al., 2008
			x	x										Tomas et al., 2011
	x													Soto & Conde, 1988
	x													Guillén et al., 2010
Sargassum muticum	x													Rull lluch et al., 1994
Womersleyella setacea	x													Ballesteros, 2004
	x													López Sendino et al., 2006
			x	x										Tomas et al., 2011
	x													Arronte et al., 2006
	x													Enrique Ballesteros, María García y Boris Weitzmann
Amphipoda														
Caprella scaura	x													Martínez & Adarraga,2008
Ascidiacea														
Microcosmus squamiger	x													Turón et al., 2007
	x													Ramos,1988
	x													Turon, 1987
	x													Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
Bivalvia														
Corbicula fluminea	x													Pérez Quintero, 2008
Crassostrea gigas	x													Putiers, 1987
	x													Arronte et al., 2007
Venerupis philippinarum	x													Arronte et al., 2007
Dreissena polimorpha	x													Arronte et al., 2006
Cnidaria														
Oculina patagonica	x													Informe Regional 2010
	x													Directiva Aguas Andalucía
	x													Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
Ctenophora														
Mnemiopsis leidyi	x													Fuentes et al., 2009
	x													Verónica Fuentes, Comm. Pers.
Decapoda														

Eriocheir sinensis	x														Arronte et al., 2006
Percnon gibbesi	x														García & Reviriego, 2000
	x														Müller, 2001
	x														Abelló et al., 2003
	x														Murcia Requena, 2003a
	x														Murcia Requena, 2003b
	x														Acosta, 2003
	x														Deudero et al., 2005
	x														Cerdá & Frau, 2005
	x														Informe Regional 2009
	x														Informe Regional 2010
	x														Arronte et al., 2006
	x														Directiva Aguas Andalucía
	x														Barrajón-Domenech & Gordillo
	x														Enric Ballesteros, María García i Boris Weitzmann
	x														Reviriego et al., 1999 (pers.observ)
	x														Abelló et al., 2003
	x														Carreras,J.
Phytoplancton															
Alexandrium taylori	x														Arronte et al., 2006, 2007
Alexandrium catenella	x														Arronte et al., 2007
	x														Margalef & Estrada,1987
	x														Gomis et al., 1996
	x														Vila et al., 2001
	x														Penna et al., 2005
	x														Sampedro et al., 2003
	x														Fernández et al., 2004
	x														HEADAT database
Karenia brevis	x														El Haddad et al., 2006a
Karenia mikimotoi	x														El Haddad et al., 2006a
Protoceratium reticulatum	x														Margalef, 1957
	x														Norte & Fernández, 2004
	x														El Haddad et al., 2006a
Gastropoda															
Bostrycapulus aculeatus	x														Arronte et al., 2006
Peces															
Fundulus heteroclitus	x														Gisbert i López, 2007
Gambusia holdbrooki	x														Gisbert i López, 2007
Parásitos															
Perkinsus olseni	x														Sagristà et al., 1996
Marteilia refringens	x														Elandaloussi et al., 2009
	x														Riera et al., 1993
	x														Riera et al., 1995

En la demarcación Levantino-Balear la información sobre impactos se encuentra en un estadio inicial, con disparidad de estudios, mayoritariamente focalizados en macroalgas invasoras ingenieras del ecosistema y modificadoras de hábitat, comunidades y ecosistemas. Los datos disponibles permiten aventurarse al planteamiento de la evaluación de los efectos y el establecimiento de pautas de seguimiento, control y gestión de las invasoras. Es recomendable monitorizar la

evolución de las especies citadas, así como evaluar la tipología de impactos causados en las especies, hábitats y ecosistemas invadidos. Es relevante el hecho de la constatación de modificaciones en la red trófica de ecosistemas bentónicos, hecho que preclude modificaciones ulteriores cuya dimensión y efectos a largo plazo son difícilmente predecibles. Estos datos son de especial relevancia para una correcta evaluación y comprensión sobre los impactos que las especies invasoras causan en los hábitats nativos.

A continuación se proponen diversos índices e indicadores para futuros seguimientos y estudios de la cuantificación del impacto de las invasoras en la demarcación (elaboración propia):

a) Riqueza esperada de Hulbert- (Hurlbert's expected species richness) abreviado como "E (Sn)". El cálculo está basado la ecuación de Hurlbert (1971) que estima el número de especies en base a submuestras de individuos seleccionados de manera aleatoria. Se recomienda aplicar el ES(50) basado en la elección de 50 muestras al azar. Este índice es aconsejable para comparar zonas con distinto esfuerzo muestral y o distintas metodologías de muestreo.

b) Índice de Shannon (Shannon index) H. Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Es un índice frecuentemente aplicado a los estudios de diversidad biótica.

c) Distinción taxonómica (Taxonomic distinctness) Δ^+ (Clarke & Warwick 1999). Este índice requiere de información pormenorizada sobre las especies, con un componente taxonómico elevado. Para su cálculo es necesario disponer de listas de base sobre las especies y comunidades preexistentes. Se trata de un índice integrador, recomendable para la evaluación de impactos sobre comunidades bentónicas (aplicado en impactos de invasoras tales como *Caulerpa racemosa* sobre comunidades de poliquetos (Box et al, 2010) y de foraminíferos (Mateu et al, 2010). No es requisito que los listados taxonómicos sean definitivos, permitiendo la incorporación de nuevas citas (por ejemplo provenientes de Red Natura 2000, DMA, inventarios de comunidades autónomas) e incrementando la robustez estadística.

d) Proporción del número de invasoras /especies nativas para cada grupo taxonómico:
PIN= (Invasoras/nativas) x 100

Proporción del número de invasoras /especies nativas protegidas
PINp= (Invasoras/nativas protegidas) x 100

Este índice es variable (Borja et al, 2011 en la aplicación de la EME presentan valores de PIN oscilando entre 2,3 y 12,6%). Se propone la siguiente escala de trabajo para el ratio del PIN (elaboración propia):

escala	ratio%
1	<2
2	´2-5
3	´6-10
4	´11-15
5	>15

La escala varía entre 1- no impacto: las especies nativas no se ven desplazadas ni modifican sus parámetros cuantitativos, 2- impacto débil: desplazamiento de especies nativas, sin cambios de especies dominantes, 3- impacto moderado: desplazamiento a gran escala de especies nativas, declive en abundancia y rango de distribución; extinciones, especies alóctonas dominantes, 4- impacto fuerte: extinciones, reducción en abundancia de la comunidad inicial dominante, 5- impacto masivo: extinción de especies clave, extinción de comunidades en más de un grupo ecológico. Estas categorizaciones siguen de manera análoga la clasificación del impacto de las invasoras en especie y comunidades nativas (Olenin et al 2007).

La aplicación de los índices e indicadores antes mencionados y orientados a la cuantificación del impacto de especies invasoras se puede establecer a tres niveles de estudio (elaboración propia): 1) Indicadores de especie/comunidad, 2) Indicadores de hábitats y 3) Indicadores de ecosistemas. Esta clasificación se efectúa siguiendo las indicaciones de Olenin et al 2007, donde se describe con detalle el Índice de nivel de biopolución (BPL). La biopolución se define como el impacto de la especie invasora en la calidad ecológica. La metodología de cálculo del Índice de nivel de biopolución (Biopollution Level BPL) queda íntegramente explicada en Narcius et al 2012. En principio se parte de la abundancia y del rango de distribución de la especie invasora (ADR) en relación a la biota nativa. Consideramos que dicho índice es de utilidad como evaluador sencillo, aunque presenta ciertos inconvenientes tales como la excesiva preponderancia de los valores de abundancia y/o distribución espacial de la especie invasora (ADR), proporcionando valores de biopolución elevados que, sin embargo, no integran la interacciones entre especies ni las consecuencias o efectos cruzados.

Resumen de indicadores de aplicabilidad en Estrategia Marina Europea:

1- Indicadores de especie/comunidad: BPL, PIN, ES(50)
2- Indicadores de hábitats: BPL, PIN, ES(50), ?+
3- Indicadores de ecosistemas: BPL, PIN para estrategias tróficas, ?+

Los impactos de las invasoras sobre los ecosistemas son difíciles de definir, puesto que deben incluir la evaluación y cuantificación de los procesos (reclutamiento, redes tróficas…), así como la evaluación de parámetros biológicos: crecimiento, reproducción, condición fisiológica… El objetivo último de la evaluación de los efectos

de las invasoras sobre los ecosistemas debe integrar la definición de la resiliencia del sistema, evaluar si existen mecanismos de facilitación o sinergia entre invasoras.

La mayoría de estudios de especies invasoras realizados en las cinco demarcaciones son citas de especies en localidades aisladas, excepto algunos trabajos sobre la distribución espacial y dinámica temporal, siendo especialmente limitados los trabajos que evalúan los efectos e impactos de especies invasoras sobre comunidades nativas. Se debe puntualizar la subestima en el número de invasoras por la escasez de científicos especialistas, taxónomos sobretodo en ciertos grupos taxonómicos introduciendo un sesgo en la cuantificación. Asimismo, es requisito indispensable disponer de listados e inventarios de especies base para contrastar los efectos de las invasoras sobre las especies nativas. En muchos casos, dichas listas son inexistentes o la información está excesivamente fragmentada.

Los impactos sobre bienes y ecosistemas son extremadamente heterogéneos, lo que añade complejidad a su cuantificación. En esta fase de la redacción no consideramos pertinente su inclusión, aun debiéndose considerar posteriormente.

En relación a los seguimientos del impacto de invasoras podemos considerar dos escalas de estudio: nivel local y nivel global. El estudio local debe iniciarse por la fase de tipificación de la especies invasora predominante, para luego establecer su BPL. La siguiente fase puede centrarse en el cómputo de los efectos a nivel de hábitat, evaluándose por ejemplo los efectos sobre la arquitectura y complejidad del hábitat asociados a la invasión por una macroalga.

Referencias:

Borja A, Ibon Galparsoro, Xabier Irigoien, Ane Iriondo, Iratxe Menchaca, Iñigo Muxika, Marta Pascual, Iñaki Quincoces, Marta Revilla, J. Germán Rodríguez, Marina Santurtún, Oihana Solaun, Ainhize Uriarte, Victoriano Valencia, Izaskun Zorita, 2011. Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). Marine Pollution Bulletin 62: 889–904.

Box, A.; Deudero, S. Martin, D. 2010 Polychaeta assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows after the colonisation by invasive *Caulerpa racemosa*: seasonal changes in species composition, community structure and trophic guilds. Scientia Marina 74(2): 317-329

Clarke K. R., Warwick R. M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. Marine Ecology Progress Series 184: 21-29

Coll, M.; Piroddi. C.; Steenbeek, J.; Kaschner, K.; Ben Rais Lasram, F.; et al. 2010 The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS ONE 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842

Hulbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology, 52: 577- 585

Mateu-Vicens, G.; Box, A.; Deudero, S.; Rodríguez, B. 2010 Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediments colonized by seagrass *Posidonia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa* spp. Journal of Foraminiferal Research 40 (2): 134-147

Narscius A, Olenin S Zaiko A, Minchinn D, 2012. Biological invasion impact assessment system: From idea to implementation. Ecological Informatics 7: 46-51

Olenin S, Minchin D, Daunys D, 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution Bulletin 55: 379-394

Olenin S & Narscius A, 2010. "Beaufourt scale" for bioinvasion impacts. Aliens 52-54

Williams, S.L.; Smith, J.E. 2007 A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 38: 327-359

INFORMACIÓN ADICIONAL SOBRE ESPECIES MÁS RELEVANTES

Las más relevantes, por su más amplia distribución en diversos puntos de la demarcación, altas abundancias locales o existencia de impactos negativos demostrados, o por ser especies de potencial invasor reconocido e incluidas por ello en bases de datos internacionales sobre especies invasoras, serían:

Acrothamnion preissii (Sonder) E.M.Wollaston, 1968

División Rhodophytanchia, Clase Florideophyceae, Orden Ceramiales, Familia Ceramiaceae.

Ecología: Es un alga roja perenne de pequeño tamaño, con reproducción vegetativa y con metabolitos de defensa (Boudouresque y Verlaque, 2002). En el Mediterráneo casi siempre se ha encontrado en los fondos de maërl (Ferrer *et al.*, 1994) y en los rizomas de *Posidonia oceánica* (Piazzi *et al.*, 1996). Asimismo, en el Mediterráneo occidental es

habitual verla en zonas poco iluminadas, como paredes inclinadas y bases de cuevas situadas entre 10 y 30 m de profundidad, donde compite con numerosas algas roja (Ballesteros, 2008). En las Islas Baleares se encuentra presente en las comunidades coralígenas (Ballesteros, observación personal), aun así, nunca es dominante es estos ambientes y siempre se localiza creciendo junto a *Womersleyela setacea* (Ballesteros, 2006). En estos casos, *Acrothamnion preissii* es reemplazada por ella en los fondos rocosos y en los de mata muerta de *Posidonia oceánica*. Sin embargo, en los rizomas de *P.oceanica*, *A.preissii* es siempre la especie dominante y gana en competencia a *W.setacea* (Piazzi y Cinelli, 2001).

Dispersión: *Acrothamnion preissii* es una rodofícea de distribución sub-tropical, nativa de Australia, que está presente en las costas del sur de Australia, Japón, Indias Occidentales, islas Salomón y Sudáfrica. Introducida en el Mediterráneo, se detectó por primera vez en la costa de Liguria (Italia) en 1969 (Cinelli y Sartoni, 1969) y desde entonces, ha colonizado las costas italianas (Gómez Garreta *et al.* 2001, Rindi *et al.*, 2002, Furnari *et al.* 2003,), las francesas (Gómez Garreta *et al.* 2001, Cormaci *et al.* 2004), Córcega inclusive (Sales y Ballesteros 2010), Mónaco (Cormaci *et al.* 2004) y las Islas Baleares (Boillot *et al.*, 1982; Cinelli *et al.*, 1984; Thelin, 1984; Piazzi *et al.*, 1996; Ferrer *et al.*, 1994; Giaccone y Di Martino, 1997; Gómez Garreta *et al.* 2001, Cormaci *et al.* 2004). Es posible que Liguria no fuese no fuese el lugar inicial de su introducción, ya que al igual que ocurre con muchas algas pequeñas, la invasión puede pasar fácilmente desapercibida y además la posibilidad de confundirlas con especies nativas es alta. Por ello es probable es que desde el momento de su introducción esta especie se asentase durante un tiempo en diferentes lugares antes de ser registrada (Meinesz, 2007).

Las especies invasoras en el Mediterráneo han usado diversas vías de entrada (Verlaque, 1994; Ribera y Boudouresque, 1995), y puede que *Acrothamnion preissii* fuese introducida como incrustaciones en los cascos de los barcos.

Citas en la demarcación: En Baleares *A.preissii* fue detectada por primera vez en 1993 en la costa oeste de Mallorca (Ferrer *et al.*, 1994). Actualmente se encuentra ampliamente distribuida por toda la costa de Baleares (Ballesteros *et al.*, datos no publicados) y en expansión. Aunque es abundantísima en la *P.oceanica* de Mallorca y Menorca, todavía no tiene éxito en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera (López Sendino *et al.*, 2006; Weitzman *et al.*, 2009). En 2010 se encontró un filamento de esta rodófita en Palamós (Gerona), donde poco después se volvió al lugar del registro pero no se detectó. Se trata por tanto de una cita puntual, aunque según Andreu *et al.*, 2011, hay que tenerla en consideración por la alta capacidad invasora de esta especie.

Información cuantitativa espacio-temporal: Se dispone de información bastante detallada sobre su distribución en las Baleares, incluso estimaciones cualitativas sobre su grado de abundancia en las diversas localidades; pero la bibliografía disponible no recoge aún datos cuantitativos concretos.

Impacto potencial: Tiene un marcado carácter invasor en las praderas de *Posidonia oceanica,* donde coloniza profundamente los rizomas de esta fanerógama y desplaza a

las numerosas algas e invertebrados que los pueblan (Ballesteros, 2008), reduciendo de forma importante el número de especies (Piazzi *et al.*, 2002; Piazzi y Balata, 2009). En el oeste de Italia se ha convertido en la especie dominante desplazando a las especies clave (Piazzi *et al.*, 1996)

Control: Ninguno

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Ferrer *et al.*, 1994; López Sendino *et al.*, 2006; Arronte *et al.*, 2007; Tomás *et al.*, 2011; Verlaque *et al.*, (in preparation). Se han utilizado también datos del Programa seguimiento de algas invasoras de la Estació d'Investigació Jaume Ferrer-IEO y CEAB-CSIC (Moranta *et al.,* 2011).

Otras referencias relevantes:

Andreu J, Pino J, Rodríguez-Labajos B, y Munné A (2011) Avaluació de l'estat i el risc d'invasió per espècies exòtiques dels ecosistemes aquàtics de Catalunya. 97 pp. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.

Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology, An Annual Review 44:123-195

Ballesteros E (2008) Especies Invasoras. En: Actividades humanas en los mares de España. Ministerio de Medio Ambiente,y Medio Rural y Marino. Secretaria General del Mar. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, p 177-185

Boillot A, Caram B, Meinesz A (1982) Sur l'*Acrothamnion preissii* Rhodophycée (Ceramiales, Céramiacée) nouvelle pour la flore française. Cryptogamie, Algologie 3:21-24

Boudouresque CF, Verlaque M (2002) Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin 44:32-38

Cinelli F, Sartoni G (1969) *Acrothamnion* J.Ag. (Rhodophyta, Ceramiaceae): genere algale nuovo per il mare Mediterraneo. Pubbl.Staz.Zool.Napoli 37:567-574

Cinelli F, Sartoni G (1970) *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston: descrizione del tetrasporofito. Pubblicazione della Stazione Zoologica di Napoli 38:221-222

Cinelli F, Salghetti-Drioli U, Serena F (1984) Nota sull'areale di *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston nell'Alto Tirreno. Quad.Mus.Storia.Nat.Livorno 5:57-60

Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, Serio D (2004) Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: A review. Recent Research Development Environmental Biology 1:153-202

Furnari G, Giaccone G, Cormaci M, Alongi G, Serio D (2003) Biodiversità marina delle coste italiane: catalogo del macrofitobenthos. Biologia Marina Mediterranea 10:3-483

Giaccone G, Di Martino V (1997) Inquadramento fitosociologico ed ecologico della vegetazione a Caulerpe in Mediterraneo. En: Atti del Convegno internazionale "SOS *Caulerpa*? Introduzione di nuove specie nel Mediterraneo e compabilità con quelle presenti". Cagliari, p 69-86

Meinesz A, Hesse B (1991) Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. Oceanologica Acta 14:415-426

Piazzi L, Cinelli F (2001) Distribution and dominance of two introduced turf-forming macroalgae on the coast of Tuscany, Italy, northwestern Mediterranean Sea in relation to different habitats and sedimentation. Botanica Marina 44:509-520

Piazzi L, Pardi G, Balata D, Cecchi F (2002) Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. Botanica Marina 45:252

Piazzi L, Pardi G, Cinelli F (1996) Ecological aspects and reproductive phenology of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Ceramiaceae, Rhodophyta) in the Tuscan Archipelago (Western Mediterranean). Cryptogamie, Algologie 17:35-43

Piazzi L, Cinelli F (2000) Effects of the spread of the introduced Rhodophyceae *Acrothamnion preissii* and *Womersleyella setacea* on the macroalgal community of *Posidonia oceanica* rhizomes in the western Mediterranean sea. Cryptogamie, Algologie 21:291-300

Piazzi L, Balata D (2009) Invasions of alien macroalgae in different Mediterranean habitats. Biological Invasions 11:193-204
Ribera MA, Boudouresque CF (1995) Introduced marine plants with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. Progress in Phycological Research. Biopress Ltd Publ., p 187-268
Rindi F, Sartoni G, Cinelli F (2002) A floristic account of the benthic marine algae of Tuscany (Western Mediterranean Sea). Nova Hedwigia 74:201-250
Sales M, Ballesteros E (2010) Long-term comparison of algal assemblages dominated by *Cystoseira crinita* (Fucales, Heterokontophyta) from Cap Corse (Corsica, North Western Mediterranean). European Journal of Phycology 45:404-412
Thélin I (1084) Nouvelle signalisation d' *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston sur les côtes françaises de Méditerranée. Trav.Sci.Parc Natl.Port-Cros 10:171-172
Verlaque M (1994) Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origins et répercussions sur l'environment et les activités humaines (Inventory of the introduced plants in the Mediterranean: origins and effects on the environment and human activities). Oceanologica Acta 17:1-23
Weitzmann B, García M, Cebrian E, Ballesteros E (2009) Les invasions biològiques en el medi marí: exemples i impactes a la mediterrània occidental. L'Atzavara 18:39-49

Links de interés:
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=2949
http://florabase.dec.wa.gov.au/browse/profile/26447

Asparagopsis armata Harvey, 1855

División Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Bonnemaisoniales, Familia Bonnemaisoniaceae

Ecología: Alga anual que crece en sustratos duros y como epífita sobre otras algas en zonas bien iluminadas del mediolitoral inferior e infralitoral superior. Esta es una especie oportunista que tiene un rápido crecimiento y es capaz de reproducirse vegetativamente en todas sus fases, tolera bien las bajas temperaturas y carece de depredadores debido a una serie de sustancias químicas que produce la especie (Maggs y Stegenga, 1999). En Europa el gametófito se encuentra entre Junio y Septiembre, y el tetrasporófito, denominado *Falkenbergia rufolanosa*, todo el año, pero preferentemente entre Octubre y Marzo. Este último se presenta en forma de pequeñas bolas esféricas de 1 a 3 cm de diámetro. Estas matas consisten en una

agrupación de numerosos filamentos muy finos, ramificados que se hayan formados por tres células pericentrales. También es epífito, sobre todo sobre *Corallina spp*.

Dispersión: Esta especie es originaria de Australia y/o posiblemente de Nueva Zelanda. La primera vez que se citó en las costas europeas fue en el año 1925, en las localidades de Cherbourg y Biarritz. Esta alga se introdujo en el continente europeo posiblemente asociado al comercio de las ostras.
Distribución mundial: en Europa, desde Shetland hasta Cádiz y el mar Mediterráneo; en África se encuentra en Marruecos, Senegal, Sudáfrica, Argelia, Túnez y mar Rojo; en Asia se ha citado en la India y Mar Rojo; en América se ha encontrado en Cuba y Chile; en Oceanía se ha citado al Sur y Oeste de Australia, en Tasmania y Nueva Zelanda.

Citas en la demarcación: Según Verlaque *et al.* (Atlas CIESM en preparación) se encontraría ya distribuida por todo el litoral Mediterráneo español, incluidas las Baleares. Fue localizada en las costas del Ampurdán, entre Palamós y Portbou desde la década de 1920. Diversos autores la han citado en las costas de Gerona y Tarragona (Ballesteros y Romero, 1982; Ballesteros, 1989), donde su presencia está siendo registrada en el marco del programa de seguimiento de especies alóctonas impulsado por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011) y las islas Baleares (Ribera y Gómez, 1984), y ha sido detectada tanto en los parques naturales de las islas Medas (Sala *et al.*, 1997) y archipiélago de Cabrera (Tomas *et al.*, 2011a).

Información cuantitativa espacio-temporal: Además de la información bastante precisa sobre su distribución en Cataluña y Baleares, donde fue detectada a principios de los 80, en las islas Medas, en los años 90, se cuantificaron valores de biomasas de hasta un 62% de la biomasa total algal, y valores absolutos de hasta 4,5g de peso seco por cm^2.

Impacto potencial: Aunque sus poblaciones pueden llegar a ser importantes y recubrir en invierno hasta el 100% del substrato, no se ha determinado su impacto sobre las comunidades autóctonas (Ribera y Boudouresque 1995). En algunas localidades del mar Mediterráneo la proliferación de esta especie está variando la fisonomía de los fondos, provocando una pérdida de la biodiversidad.

Control: Ninguno

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Ballesteros y Romero, 1982; Ribera y Gómez, 1984; Gallardo *et al.*, 1985; Ballesteros, 1989; Sala *et al.*, 1997; Arronte *et al.*, 2007; Hacohen Domené *et al.*, 2008; Tomas *et al.*, 2011a; Verlaque *et al.*, (en preparación).

Otras referencias relevantes:

Andreakis, N., Procaccini, G. y Kooistra, W.H.C.F. (2004). Asparagopis taxiformis and Asparagopsis armata (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): genetic and morphological identification of Mediterranean populations. European Journal of Phycology 39: 273-284.

Aranda, J., Niell, F.X. y Fernández, J.A. (1984). Production of Asparagopsis armata (Harvey) in a thermally-stressed intertidal system of low tidal amplitude. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 84: 285-295.

Báez J.C., Conde F. y Flores A. 1997. Plantas marinas foráneas del litoral ibérico. *Quercus*, 140: 31-33.

Bonin, D.R. y Hawkes, M.W. (1987). Systematics and life histories of New Zealand Bonnemaisoniaceae (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): I. The genus Asparagopsis. New Zealand Journal of Botany 25: 577-590.

Boudouresque, C.F., M.Verlaque, 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin, 44-1: 32–38

Braune, W. (2008). Meeresalgen. Ein Farbbildführer zu den verbreiteten benthischen Grün- Braun- und Rotalgen der Weltmeere. pp. [1]-596, pls 1-266 (colour photographs). Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag.

Bruneau, Y., Codomier, L., Combaut, G. y Teste, J. (1978). Étude compatative des composés halogénés du Falkenbergia rufolanosa (Harv.) Schmitz et de l'Asparagopsis armata (Harv.): Rhodophycées bonnemaisoniales. Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. Série D 286: 603-605.

Chemin, E. (1937). Répartition géographique et mode de dissémination d'Asparagopsis armata, Harv.. : 43-44.

Codomier, L., Bruneau, Y., Combaut, G. y Teste, J. (1977). Étude biologie et chimique d'Asparagopsis armata et de Falkenbergia rufolanosa (Rhodophycées bonnemaisoniales). Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. Série D 284: 1163-1165.

Codomier, L., Segot, M. y Combaut, G. (1979). Effets de l'iode sur la croissance des frondes d'Asparagopsis armata (Rhodophycées, Bonnemaisoniales) obtenues en culture à partir de rameaux à harpons. Giornale Botanico Italiano 113: 387-393.

Codomier, L., Segot, M. y Combaut, G. (1981). Influence de composés organiques haligénés sur la croissance d'Asparagopsis armata (Rhjodophycée, Bonnemaisoniale). Botanica Marina 24: 509-513.

Codomier, L., Segot, M. y Teste, J. (1979). Sur le developpement d'Asparagopsis armata (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) en culture. Botanica Marina 22: 153-157.

Codomier, L., Segot, M., Combaut, G. y Teste, J. (1981). Sur le développemement d'Asparagopsis armata (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) en culture. Effets de certaines substances azotées ou phosphorées inorganiques ou organiques. Botanica Marina 24: 43-49.

Codomier, L., Segot, M., Teste, J. y Jeanty, G. (1978). Sur la croissance et le développement des frondes d'Asparagopsis armata Harv. (Rhodophycée, Bonnemaisoniale) à pratir de rameaux à harpons mis en culture dans un milieu enrichi en brome. Bulletin de la Société Phycologique de France 23: 29-37.

Combaut, G., Bruneau, Y., Codomier, L. y Teste, J. (1979). Comparative sterols composition of the red alga Asparagopsis armata and its tetrasporophyte Falkenbergia rufolanosa. Journal of Natural Products 42: 150-151.

Combaut, G., Bruneau, Y., Teste, J. y Codomier, L. (1978). Composes halogens d'une algue rouge, Falkenbergia rufolanosa tetrasporophyte d'Asparagopsis armata. Phytochemistry 17: 1661-1663.

De Valéra, M. y Folan, A. (1964). Germination in situ of carpospores in Irish material of Asparagopsis armata Harv. and Bonnemaisonia asparagoides (Woodw.) Ag.. British Phycological Bulletin 2: 332-338.

De Valéra, M. (1942). A red alga new to Ireland: Asparagopsis armata Harv. on the west coast. Irish Naturalists' Journal 8: 30-33.

De Valéra, M. (1957). A note on the distribution of Asparagopsis armata and Falkenbergia rufolanosa in Ireland as compared with Spain. Collectanea Botanica 5: 377-380.

Dizerbo, A.H. (1964). L'écologie d'Asparagopsis armata Harv. et de Falkenbergia rufolanosa (Harv.) Schmitz dans le Massif Armoricain. Proceedings of the International Seaweed Symposium 4: 179-185.

Drew, K.M. (1950). Occurrence of Asparagopsis armata Harv. on the coast of Cornwall. Nature, London 161: 223.

Eno N.C., Clark R.A. y Sanderson W.G., (eds.). 1997. *Non-native marine species in British waters: a rewiew and directory.* Joint Nature Conservation Commitee, peterborough, 152 pp.

Feldmann, J. y Feldmann, G. (1939). Sur le développement des carpospores et l'alternance de générations de l'Asparagopsis armata Harvey. Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences, Paris 208: 1240-1242, Figs. A-E.

Flores-Moya A. y Conde F. 1992. Fenología y corología de *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) en el Mediterráneo. *Acta Botánica Malacitana*, 17: 245-260.

Flores-Moya, A. y Conde, F. (1992). Fenología y corología de Asparagopsis armata (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) en el Mediterráneo. Acta Botanica Malacitana 17: 245-249.

Funk, G. (1955). Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen von Neapel: Zugleich mikrophotographischer Atlas. Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli 25(Suppl.): i-x , 1- 178, 36 figs.

Guiry, M.D. y Dawes, C.J. (1992). Daylength, temperature and nutrient control of tetrasporogenesis in Asparagopsis armata (Rhodophyta). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 158: 197-219.

Haslin, C. y Pellegrini, M. (2001). Culture medium composition for optimal thallus regeneration in the red alga Asparagopsis armata Harvey (Rhodophyta, Bonnemaisoniaceae). Botanica Marina 44: 23-30.

Haslin, C., Lahaye, M. y Pellegrini, M. (2000). Chemical composition and structure of sulphated water-soluble cell-wall polysaccharides from the gametic, carposporic and tetrasporic stages of Asparagopsis armata Harvey (Rhodophyta, Bonnemaisoniaceae). Botanica Marina 43: 475-482.

Horridge, G.A. (1951). Occurrence of Asparagopsis armata Harv. on the Scilly Isles. Nature, London 167: 732-733.

Kraan, S. y Barrington, K. (2005). Commercial farming of Asparagopsis armata (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) in Ireland, maintenance of an introduced species. Journal of Applied Phycology 17: 103-110.

Loiseaux-de Goër, S. y Noailles, M.-C. (2008). Algues de Roscoff. pp. [1]-215, col. figs. Roscoff: Editions de la Station Biologique de Roscoff.

Maggs C.A. y Stegenga H. 1999. Red algal exotics on North Sea coasts.*Helgoländer Meeresunters*, 52: 243-258.

Maggs, C.A. y Hommersand, M.H. 1993. *Seaweeds ofthe British Isles. Volume 1: Rhodophyta. Part 3A: Ceramiales.* London, HMSO, for Natural History Museum.

Mata, L., Silva, J., Schuenhoff, A. y Santos R. (2007). Is the tetrasporophyte of Asparagopsis armata (Bonnemaisoniales) limted by inorganic carbon in integrated aquaculture?. Journal of Phycology 43: 1252-1258.

McLachlan, J. (1967). Tetrasporangia in Asparagopsis armata. British Phycological Bulletin 3: 251-252.

Ní Chualáin, F., Maggs, C.A., Saunders, G.W. y Guiry, M.D. (2004). The invasive genus Asparagopsis (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta): molecular systematics, morphology, and ecophysiology of Falkenbergia isolates. Journal of Phycology 40: 1112-1126.

Pacios, I.,Guerra-Garcia, J.M. Baeza-Rojano, E. y Cabezas, M.P. (2011). The non-native seaweed Asparagopsis armata supports a diverse crustacean assemblage. Marine Environmental Research 71(4): 275-282.

Paul, N.A., Cole, L., de Nys, R. y Steinberg, P.D. (2006). Ultrastructure of the gland cells of the red alga Asparagopsis armata (Bonnemaisoniaceae). Journal of Phycology 42: 637-645.

Ribera M.A y Boudouresque C.F. 1995. Introduced marine plants, with referente to macroalgae: mechanisms and impact. *Progress in Phycological Research*, 11: 187-268.

Sauvageau, C. (1925). Sur la naturalisation en France d'une Floridée australasienne de l'iode (Asparagopsis armata Harv.) et sur ses ioduques. Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. 180???-???: .

Segot, M. y Codomier, L. (1981). Culture media with enriched seawater: Optimal and inhibitory concentrations of some chemical compounds added to seawater for the culture of Asparagopsis armata (Rhodophyceae, Bonnemaisoniales). Botanica Marina 24: 63-67.

Silva, P.C., Basson, P.W. y Moe, R.L. (1996). Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean. University of California Publications in Botany 79: 1-1259.

Svedelius, N. (1933). On the development of Asparagopsis armata Harv. and Bonnemaisonia asparagoides (Woodw.) Ag. A contribution to the cytology of the haplobiontic Rhodophyceae. Nova Acta Reg. Soc. sci. Ups. 9(1): 1-61.

Thomas, L. (1955). Observaciones sobre la ecología de las formas Asparagopsis armata-Falkenbergia rufolanosa y un nuevo órgano de reproduccíon. Collectanea Botanica 4(3): 399-407.

Womersley, H.B.S. (1996). The marine benthic flora of southern Australia - Part IIIB - Gracilariales, Rhodymeniales, Corallinales and Bonnemaisoniales. Vol. 5 pp. 1-392, 160 figs. Canberra y Adelaide: Australian Biological Resources Study y the State Herbarium of South Australia.

Links de interés: http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=6

Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845

División Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Bonnemaisoniales, Familia Bonnemaisoniaceae

Ecología: *Asparagopsis taxiformis* constituye la fase gametofítica (haploide) en el ciclo de vida diplohaplonte heteromórfico de esta rodófita. La fase tetraesporófita se denomina *Falkenbergia hillebrandii*, un epífito compuesto por densos filamentos ramificados. En esta alga roja se dan dos tipos de reproducción, sexual y asexual (Altamirano *et al.*, 2008). La reproducción vegetativa prolífica podría explicar la rápida dispersión de esta especie, que en cuestión de un año en el Mediterráneo occidental se desplazó unos 210 km, desde Granada hasta el Estrecho de Gibraltar (Altamirano *et al.*, 2008). Además, su sistema de sujeción consistente en un estolón basal y rizoides (Womersley, 1996) facilita el establecimiento de los propágulos. Se encuentra fundamentalmente en el sustratos rocoso y/o las praderas de *Posidonia oceánica*

(Consejería de Medio Ambiente, 2010) por lo que su hábitat según el código EUNIS se corresponde con el A3 (rocas sublitorales y otros sustratos duros) y el A5.535 (Lechos de *Posidonia*). Se ha visto que *Asparagopsis armata* y *Asparagopsis taxiformis* compiten entre ellas por el sustrato colonizable. *A.armata* parece ser más competente en las aguas poco profundas, relegando a *A.taxiformis* a permanecer por debajo de ella, aunque puede darse el caso de encontrarse a esta última a pocos metros (-0,5m) de profundidad en aquellas localidades donde *A.armata* se encuentra ausente (Altamirano *et al.*, 2008). La liebre de mar negra *Aplysia fasciata* ha sido observada depredando sobre esta alga (Altamirano *et al.*, 2008).

Dispersión: *Asparagopsis taxiformis*, es una especie circumtropical que se encuentra presente de forma natural en las Islas Canarias (Ballesteros, 2008). En el Mediterráneo se registró por primera vez en 1813 cerca de Alejandría (Egipto) por Delile, 1813 y hasta hace poco, su distribución parecía estar reducida a la cuenca oriental Mediterránea (Sala y Bodouresque, 1997). Sin embargo, recientemente se ha dispersado hacia la cuenca occidental, habiéndose encontrado a lo largo de las costas Italianas, en las Islas Baleares, Murcia, Columbretes, Costas Andaluzas y en el archipiélago de las Islas Chafarinas (Altamirano, 1999; Altamirano *et al.*, 2008; Ballesteros y Rodríguez-Prieto, 1996; Barone *et al.*, 2003; Guillén *et al.*, 2010; Hacohen Domené *et al.*, 2008). El origen de *A.taxiformis* en el Mediterráneo no está muy claro. Boudouresque y Verlaque (2002) creen que pudo ser introducida desde el Indopacífico vía transporte marítimo o por el Canal de Suez; Comarci *et al.* (2004) opinan que puede tratarse de una posible reliquia del Mar de Tetis; Ballesteros y Rodríguez-Prieto (1996) dicen que podría haberse introducido vía Estrecho de Gibraltar y Por (1978) sugiere que podía tratarse de un inmigrante pre-lessepsiano introducido en el Mediterráneo gracias a los cursos de agua que se construyeron durante la época de los romanos y/o de los faraones antes de la abertura del Canal de Suez en 1869. Esta última hipótesis parece ser la más idónea para la cuenca Mediterránea oriental (Boudouresque, 2005). Sin embargo los últimos registros obtenidos en la cuenca occidental hacen pensar que probablemente se correspondan a una introducción vía transporte marítimo desde el Indo Pacífico (Tsiamis y Panayotidis, 2007). Por lo tanto, la hipótesis más segura es que en el Mediterráneo estén co-existiendo varias cepas de *A.taxiformis* y que al menos una de ellas sea definitivamente introducida (Andreakis *et al.*, 2004). Un estudio reciente de Andreakis *et al.* (2007) reveló que en efecto existen 2 linajes en el Mar Mediterráneo considerados distintos biológicamente pero morfológicamente crípticos, linaje 2 y 3. Según estos autores, el linaje 2 se encuentra distribuido en el sur de Portugal, costas del Mediterráneo central y aguas Indopacíficas, mientras que el linaje 3 se encuentra en el Océano Atlántico y en las costas Mediterráneas del Líbano. Para ambos linajes se ha sugerido una reciente invasión a través del Canal de Suez, pero para el linaje 3 en concreto se opta por una reapertura del Canal de Suez hace 5 millones de años (Andreakis *et al.*, 2007). El hecho de que se hayan encontrado cepas Indopacíficas en Faro, Portugal (Andreakis *et al.*, 2007), sugiere que las poblaciones andaluzas ha llegado hasta ahí debido probablemente a vectores antropogénicos como son las aguas de lastre (Flagella *et al.*, 2007), el fouling o por los propágulos atrapados

en las redes (Sant *et al.*, 1996; Schaffelke y Deane, 2005). Sin embargo, debido a las características del Mar de Alborán y al cambio global, puede que el linaje que encontramos en el sur de España sea debido a una invasión desde el Océano Atlántico. (Altamirano *et al.*, 2008). Su velocidad de expansión en el oeste Mediterráneo está siendo de más de 200 kilómetros en pocos años (Altamirano *et al.*, 2008) y junto con los datos que se han recogido en los seguimientos por las costas andaluzas, todo parece evidenciar que esta especie se encuentra en expansión en las costas españolas (Consejería de Medio Ambiente, 2010).

Citas en la demarcación: En los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz se ha detectado esta alga en diversas localidades de Almería. Ballesteros *et al.*, (datos no publicados) indica que está distribuida en todas las Baleares. En el programa de seguimiento de algas invasoras desarrollado por la Estación Jaume Ferrer desarrollado por personal del IEO y del CEAB/CSIC (Moranta *et al.,* 2011) ha sido detectada en varios puntos del litoral de Menorca, don de la han citado Ballesteros y Rodríguez Prieto (1996). Hacohen Domené *et al.* (2008) la citan también en Mallorca, y López Sendino *et al.* (2006) la encuentran en el parque Natural de Cabrera. También ha sido detectado en la Comunidad Valenciana; pero sólo en las Islas Columbretes (Guillén *et al.*, 2010; Hacohen Domené *et al.*, 2008).

Información cuantitativa espacio-temporal: Fue detectada por primera vez en Baleares en 1993 (Ballesteros y Rodríguez Prieto, 1996), en las costas de Almería a partir del 2005, y en las Columbretes en el 2008. Además de la información bastante precisa sobre su distribución en aquellas zonas donde se realizan seguimientos regulares, como en la CCAA de Andalucía, y Menorca, donde se dispone de estimaciones de su grado de abundancia en diversas localidades en términos cualitativos, en la bibliografía disponible no se recogen datos cuantitativos precisos.

Impacto potencial: *Asparagopsis taxiformis* exhibe un comportamiento invasor moderado. Aún así, se encuentra incluida dentro del listado "Worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe" (EEA, 2007) y también en el 100 "Worst Invasives in the Mediterranean Sea" (Streftaris y Zenetos, 2006). En España, aunque llega a ser abundante en determinadas áreas, sólo en raras ocasiones tiene un comportamiento invasor, como ocurre en algunas localidades de la costa granadina (Ballesteros y Pinedo, 2004; Ballesteros, 2008), sin embargo, según las IUCN Guidellines (IUCN, 2000) esta especie exhibe un comportamiento invasor en las costas Andaluzas. Compite eficazmente con *Asparagopsis armata* , relegándola a niveles inferiores a su propia distribución (Consejería de Medio Ambiente, 2010). Además se ha visto que coloniza hábitats protegidos como los de *Posidonia oceánica* amenazando así la integridad de las comunidades nativas Mediterráneas (European Union, 1992*)*.

Control: Un biocontrol podría ser posible sólo si se diese en los primeros estadios del proceso de invasión (Altamirano *et al.*, 2008).

Usos: Es consumida frecuentemente en Hawai donde es conocida como Limu kohu. Entre todas las especies de Limu que se consumen en éste archipiélago como son por ejemplo Limu palahalaha (*Ulva fasciata*) y Limu huluhuluwaena (*Grateloupia filicina)*, Limu kohu, o lo que es lo mismo, *Asparagopsis taxiformis* , es la favorita de la mayoría de los hawaianos (www.hawaii.edu).

Referencias consultadas; Gómez *et al.*, 2010; Guillén *et al.*, 2010; Ballesteros y Rodríguez Prieto, 1996; Hacohen Domené *et al.*, 2008; López Sendino *et al.*, 2006; informes de la Estació d'Investigació Jaume Ferrer-IEO y CEAB-CSIC (Moranta *et al.*, 2011). Asimismo se han considerado datos proporcionados por los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz (CMA, 2009,2010).

Otras referencias relevantes:

Andreakis, N., Procaccini, G., Kooistra, W. 2004. *Asparagopsis taxiformis* and *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): genetic and morphological identification of Mediterranean populations. European Journal of Phycology 39: 273-283

Andreakis, N., Procaccini, G., Maggs, C., Kooistra, W.H.C.F. 2007. Phylogeography of the invasive seaweed *Asparagopsis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) reveals cryptic diversity. Molecular Ecology 16:2285-2299

Ballesteros, E. 2008. Especies invasoras. En: Actividades humanas en los mares de España: 177-185. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Barone, R., Mannino, A.M., Marino, M. 2003. *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta): first record of gametophyte on the Italian coast, Bocconea 16(2): 1021-1025

Boudouresque, C.F. 2005. Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Deuxième edition, GIS Posidonie publications, Marseilles, 152 pp.

Boudouresque, C.F. y Verlaque, M. 2002. Assessing scale and impact of ship-transported alien macrophytes in the Mediterranean Sea. En: Briand, F. (ed.) Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas, CIESM Workshop Monographs 20, Monaco, 53-62

Boudouresque, C.F. y Veralque, M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin 44:32-38

Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G., Serio, D. 2004. Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: a review. Recent Research Development Environmental Biology 1: 153- 202

Delile, A.R. 1813. Florae Aegyptiacae illustratio. En: Anon (ed.) Description de l'Egypte ou recueil des observations et des recherches qui ont été faites en Egypte pendant l'expédition de l'armée française (1798-1801), Histoire naturelle, Vol.2, Paris: France (Commission d'Egypte), 49-82

European Environmental Agency. 2007.Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical Report Nº 11/2007. European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark. 182 pp.

European Union. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. CONSLEG: 1992L0043. 59pp.

Flagella, M.M., Verlaque, M., Soria, A., Buia, M.C. 2007. Macroalgal survival in ballast water tanks. Marine Pollution Bulletin 54: 1395-1401

IUCN, 2000. IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. The World Conservation Union, 18pp.

Ní Chualáin, F., Maggs, C.A., Saunders, G.W., Guiry, M.D. 2004. The invasive genus *Asparagopsis* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta): molecular systematic, morphology, and ecophysiology of *Falkenbergia* isolates. Journal of Phycology 40:1112-1126

Padilla-Gamiño, J.L. y Carpenter, R.C. 2007. Seasonal acclimatization of *Asparagopsis taxiformis* (Rhodophyta) from different biogeographic regions. Lymnology and Oceanography 52(2):833-842

Por, F.D. 1978. Lessepsian migration. The influx of Red Sea biota into Mediterranean by way of the Suez Canal. En: Billings, W.D., Golley, F., Lange, O.L., Olson, J.S. (eds.) Ecological Studies. Analysis and Synthesis, Vol.23, Springer-Verlag, Heidelberg, 228pp.

Sant, N., Delgado, O., Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E. 1996. The spreading of the introduced seaweed *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean Sea: testing the boat transportation hypothesis. Botanica Marina 39:427-430

Sala, E. y Boudouresque, C.F. 1997. The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. I: algal communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 212: 25-44

Schaffelke, B. y Deane, D. 2005. Desiccation tolerance of the introduced marine green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* – clues for likely transport vectors? Biological Invasions 7: 557-565

Shili, A., Ben Maïz, N., Boudouresque, C.F., Verlaque, M. 2010. Donnees sur la proliferation de la rhodobionte *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Leon sur les cotes nord de Tunisie. Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetaion (Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010, 223-224

Streftaris, N. y Zenetos, A. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean – the 100 "Worst Invasives" and their impact. Mediterranean Marine Science 7(1): 87-118

Tsiamis, K. y Panayotidis, P. 2007. First record of the red alga *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-León in Greece. Aquatic Invasions 2(4):435-438

Tsiamis, K., Panayotidis, P., Montesanto, B. 2007. Contribution to the study of the marine vegetation of Rhodes Island (Greece). En: RAC/SPA (ed.) Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Marseille, 27-29 March 2007, 190-196

Weitzmann, B., García, M., Cebrian, E., Ballesteros, E. 2009. Les invasions biològiques en el medi mari: exemples i impactes a la Mediterrània occidental. L'Atzavara 18:39-49

Womersley, H.B.S. 1996. The marine benthic flora of southern Australia. Rhodophyta – Part IIIB. Gracilariales, Rhodymeniales, Corallinales and Bonnemaisoniales. Australian Biological Resources Study, Camberra, Australia. 392 pp.

Links de interés:

http://www.hawaii.edu/reefalgae/publications/ediblelimu/index.htm

Lophocladia lallemandii (Montagne) F.Schmitz 1893

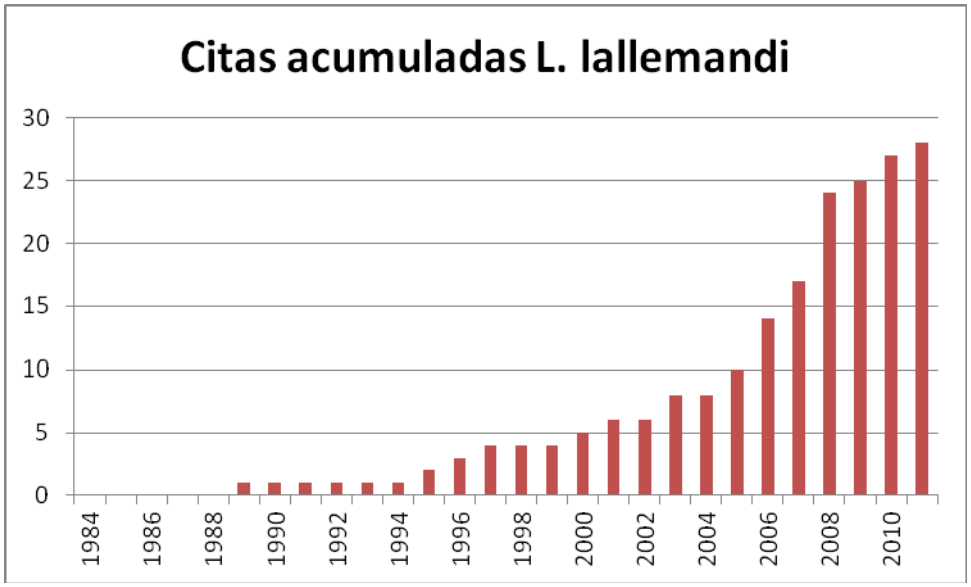
Phylum Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Ceramiales, Familia Rhodomelaceae

Ecología: Esta alga perenne filamentosa, ramificada e irregular, de color rosado, alcanza los 4-5 cm, formando redes muy densas en forma de manto que recubren el sustrato. Se propaga habitualmente por multiplicación vegetativa, ya que la reproducción sexual se produce raramente. Presenta una alta capacidad de regeneración, ya que de un tricoblasto (pelo terminal) se puede originar un nuevo individuo, que se fija posteriormente al sustrato por rizoides (Cormaci y Motta, 1985). En profundidad se distribuye hasta los 60 metros (Cebrián *et al.*, 2011), en zonas infralitorales (Boudouresque 1984). Se encuentra en todo tipo de fondos, desde rocas a praderas de *Posidonia oceanica* (Patzner 1998). Según Soto y Conde (1989) esta especie pertenece al grupo ecológico de especies hemiesciàfilas (que necesitan poca luz).

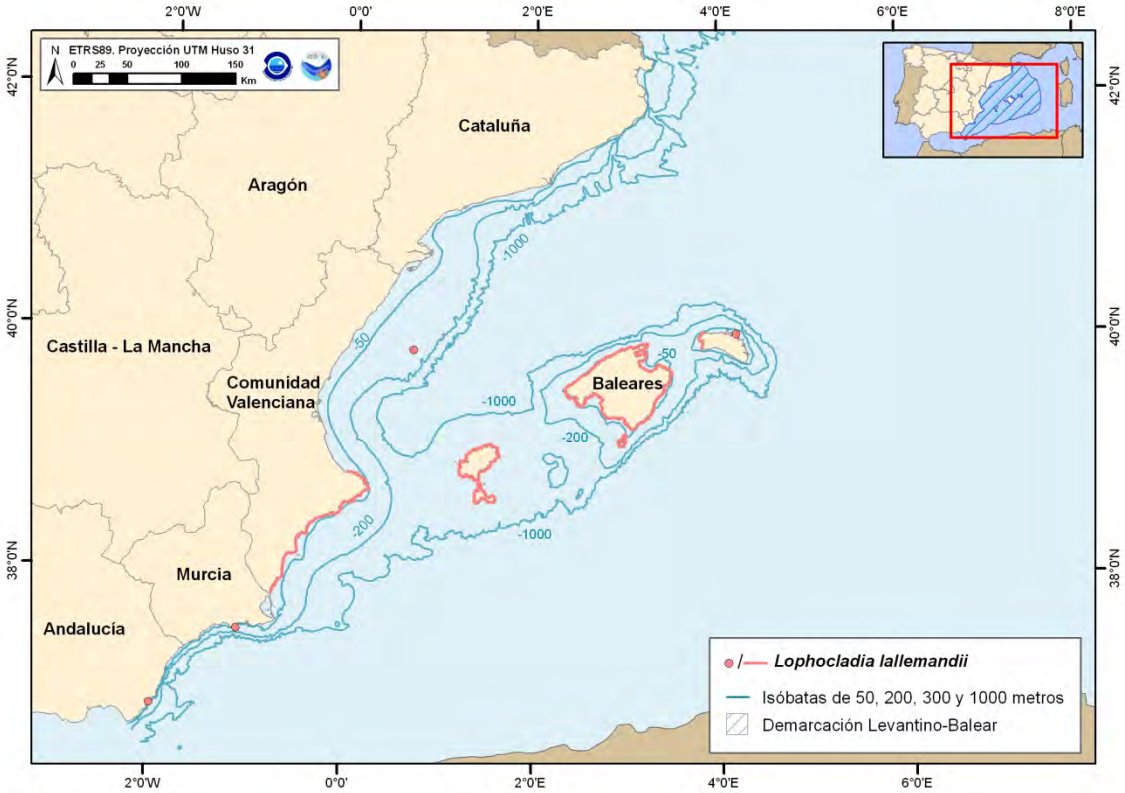
Dispersión: Esta especie es originaria del Mar Rojo y la zona Índico-Pacífica (Ballesteros *et al.* 2007, Feldmann y Feldmann, 1938). Se introdujo probablemente en el Mediterráneo a través del canal de Suez (Verlaque, 1994), ocupando toda la cuenca oriental.

Citas en la demarcación: La primera vez que se localizó *L. lallemandii* en la Demarcación, y en realidad en la península Ibérica, fue en Agua amarga, Almería, en 1989 (Conde *et al.*, 1996), y en esas fechas también fue registrada en zonas próximas de las costas de Murcia (Soto y Conde, 1989). Después se localizó en Ibiza, en 1995 (Patzner, 1998) y rápidamente ha invadido el resto del archipiélago, en el que se han llevado a cabo numerosos estudios (ver referencias consultadas) y se conoce bien la progresión de su expansión (Ballesteros y Cebrián, datos no publicados). y de la Comunidad Valenciana (Guillén *et al.*, 2010; Maite Vázquez-Luis, Com. Pers.), con presencia masiva en las Columbretes.

Información cuantitativa espacio-temporal: Se dispone de información muy detallada de su expansión en las Baleares (Ballesteros, datos no publicados), cuya evolución, reflejada en nº de citas acumuladas, aparece en la siguiente figura.



Su distribución espacial actual se recoge en el siguiente mapa



En los trabajos llevados a cabo en Baleares se ha recopilado información cuantitativa de interés, habiéndose registrado coberturas en las zonas invadidas de hasta el 100% (Patzer, 1998; López Sendino *et al.*, 2006; Cebrián y Ballesteros, 2007).

Impacto potencial: No se conoce demasiado el impacto que provoca en las comunidades algales, aunque se han observado diferencias tanto en comunidades algales como de invertebrados en las zonas afectadas (Patzner, 1998). Se han estudiado mejor sus efectos en comunidades de *Posidonia oceanica*. Se ha observado que en dichas comunidades inicia la fase de crecimiento a la primavera llegando al máximo al verano. Su crecimiento es tan denso que no permite que crezcan las hojas de *P. oceanica*, lo cual limita su crecimiento y puede ocasionar su muerte (Ballesteros *et al.* 2007). Se han demostrado reducciones de densidades de brotes de *Posidonia oceanica*, de 571 a 270 brotes por m^2, y parece ser que induce estrés oxidativo en las praderas (Sureda *et al.*, 2008). Reduce asimismo el nº de epífitos nativos tanto sobre *Pinna nobilis* como de *Posidonia oceanica* (Deudero *et al.*, 2010; Banach *et al.*, 2011). No hay datos referentes a los impactos socioeconómicos que puede ocasionar la invasión de esta especie.

Control: No hay suficiente información sobre el patrón de invasión de la especie para poder gestionarla o prevenir las zonas con peligro de invasión (Ballesteros *et al.*, 2007).

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Soto y Conde, 1988; Conde *et al.*, 1996; Patzner, 1998; López Sendino *et al.*, 2006; Arronte *et al.*, 2007; Ballesteros *et al.*, 2007; Cebrián y Ballesteros, 2007, 2010; Sureda *et al.*, 2008; Box *et al.*, 2008ª, 2009; Guillén *et al.*, 2010; Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2010; Deudero *et al.*, 2010; Banach *et al.*, 2011; Tomas *et al.*, 2011b; Cebrián *et al.*, 2011; Tomas *et al.*, 2011ª; Verlaque *et al.*, (in preparation) (Atlas CIESM). Se han tenido en cuenta asimismo datos no publicados y comunicaciones personales de Ballesteros *et al.*, Cebrián *et al.*, Maite Vázquez-Luis y datos recogidos en el marco del programa de seguimiento de algas invasoras desarrollado por la Estación de Investigación Jaume Ferrer, realizado por personal del IEO y CEAB-CSIC (Moranta *et al.,* 2011).

Otras referencias relevantes:

Ballesteros, E., Cebrián, E., Alcoverro, T.; 2007. Mortality of shoots of Posidonia oceanica following meadow invasion by the red alga Lophocladia lallemandii. Botanica marina 50, 8-13.

Boudouresque, C. F., Verlaque, M; 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin 44, 32-38.

Conde, F., Flore-Moya, A., Soto, J., Altamirano, M., Sánchez, A.; 1996. Check-list of Andalusia (S. Spain) Seaweeds. III. Rhodophyceae. Acta Botanica Malacitana, 21: 7-33.

Cormaci, M. y Motta, G.; 1985. Osservazioni su Lophocladia lallemandii (Mont.) Schmitz (Ceramiales, Rhodomelaceae) in coltura. Bollettino Accademia Gioenia di Scienze Naturali 18 (326): 797-808.

Feldmann, J. y Feldmann, G.; 1938. Présence du Lophocladia lallemandii (Mont.) Schmitz, aux environs d'Alger. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord 29, 479-480.

Patzner, R. A., 1998. The invasion of Lophocladia (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (western Mediterranean Sea). Bolletí de la Societat d'Història Natural Balears 41, 75-80.

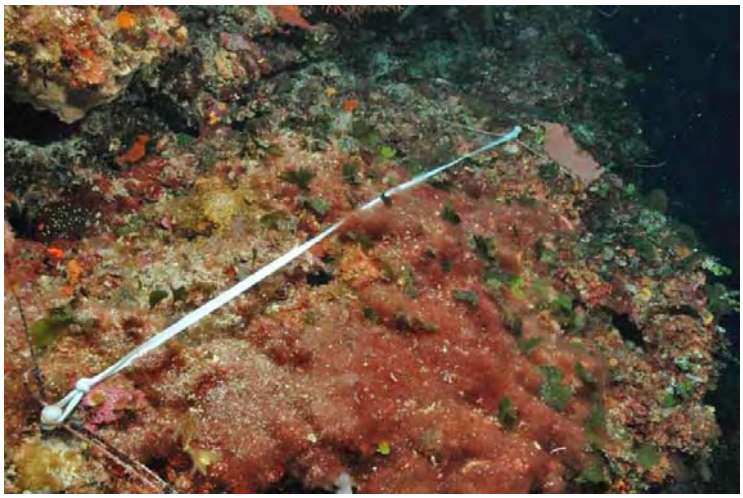
Soto, J. y Conde, F.; 1989. Catálogo florístico de las algas bentónicas marinas del litoral de Almería (Sureste de España). Botanica Complutensis, 15: 61-83.

Verlaque, M.; 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. Oceanologica Acta 17: 1-23.

Links de interés:
http://invasiber.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=2yid_fitxa=123

Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E.Norris, 1992

Phylum Rhodophyta, Clase Florideophyceae, Orden Ceramiales, Familia Rhodomelaceae



Ecología: Esta rodófita filamentosa presenta una reproducción asexual vegetativa en las Islas Canarias (Rojas-González y Alfonso-Carrillo, 2000) y en el Mediterráneo (Airoldi *et al.*, 1995). En ambos lugares no se han encontrado ni estructuras sexuales ni esporangios, a diferencia de lo que ocurre en las poblaciones nativas del Océano Pacífico, donde hay especímenes con estructuras reproductoras (Hollenberg 1986). El ciclo de vida de esta alga es poco conocido, mostrando propagaciones masivas impredecibles en ciertos años (Verlaque 1989). Esta especie es esciáfila y puede crecer de forma masiva en los fondos rocosos con algo de sedimento (código EUNIS A3), forman densas alfombras rojas de 1-2 cm que cubren completamente la vegetación epilítica entre 10 y 10-40m de profundidad (Ballesteros, 2008; www.interreg-bionatura.com). Según Piazzi y Cinelli, 2003, la mata muerta de *Posidonia oceánica*, representa el mejor y más adecuado sustrato para la expansión de *W. setacea*. En cuanto a las condiciones ambientales se ha observado que, en el Mediterráneo, sus temperaturas óptima de crecimiento son 15 y 20º y las críticas 10 y 25ºC. El límite máximo se encuentra a 28ºC y son capaces de tolerar temperaturas tan bajas como 5ºC durante 4 semanas sin sufrir ningún daño (Rindi *et al.*, 1999). Esta alga apenas tiene especies que la depreden (Boudouresque y Verlaque, 2002).

Dispersión: *Womersleyella setacea*, especie nativa de los mares tropicales (Islas Hawai), (Antoniadou y Chintiroglou, 2007), recientemente ha extendido su distribución hasta el Mediterráneo, donde su primera cita fue en 1986, en Italia, como *Polysiphonia* sp (Benedetti-Cechi y Cinelli, 1989) y posteriormente en Francia en 1987, como *Polysiphonia setacea* Hollenberg (Verlaque, 1989). Posteriormente se ha registrado en casi todo el Mediterráneo, desde Grecia hasta España (Airoldi *et al.*, 1995; Athanasiadis, 1997; Piazzi y Cinelli, 2001). En el Mediterráneo Español se registró por primera vez en 1994, en Menorca (Ballesteros *et al.*, 1997; Gómez Garreta *et al.*, 2001). En las Islas Canarias sin embargo se registró años antes, en 1983 en Las Canteras, Gran Canaria (Rojas-González y Alfonso-Carrillo, 2000). Actualmente ha colonizado los fondos de Baleares y se encuentra en expansión en Cataluña (Weitzmann *et al.*, 2009).
El origen y el modo de introducción en el Mediterráneo es desconocido, pero se sugiere el fouling o las aguas de lastre como principales vectores de introducción (Verlaque, 1994; CIESM, 2002; Boudouresque y Verlaque, 2002). En el Mediterráneo su expansión se atribuye a la habilidad que muestra para crecer en las redes de pesca (Athanasiadis, 1997).

Citas en la demarcación: Fue localizada en la demarcación por primera vez en 1994 (Ballesteros *et al.*, 1997), en la costa norte de Menorca. En el 2001 fue encontrada en el archipiélago de Cabrera (López Sendino *et al.*, 2006) y después en puntos de la costa de Mallorca (Tomas *et al.*, 2011b). Su expansión en Menorca está siendo monitorizada en el marco del programa de seguimiento de algas invasoras desarrollado por la Estación de Investigación Jaume Ferrer, realizado por personal del IEO y CEAB-CSIC (Moranta *et al.,* 2011). En los últimos años ha sido detectada también en las costas de Gerona, concretamente por vez primera en Palamós el 2006,, en relación al programa de seguimiento impulsado por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011).

Información cuantitativa espacio-temporal: Se dispone de información detallada sobre su abundancia relativa en la isla de Menorca, y los muestreos realizados en la costa catalana (Andreu *et al.* 2011), pero se trata de datos aún no publicados. En el archipiélago de Cabrera se han registrado coberturas de hasta un 60% (López Sendino *et al.*, 2006).

Impacto potencial: La alfombra roja de *W. setacea* disminuye la disponibilidad de luz que llega a las especies nativas, como pueden ser las coralinas, impidiendo o reduciendo la fotosíntesis y el crecimiento de estas algas (Ballesteros, 2006). Además, aumenta la retención y estratificación de sedimentos, lo que puede llegar a limitar el sustrato disponible para el asentamiento de esporas de otras especies, perjudicando su reproducción sexual (Airoldi *et al.*, 1995). También excluye a otras macroalgas por sobrecrecimiento (Piazzi *et al.*, 2002) e inhibe el reclutamiento de coralinas y de otras algas y especies animales que habitan las comunidades coralígenas (Ballesteros *et al.*, 1998). La diversidad es inversamente proporcional al aumento de esta alga (Piazzi y

Cinelli, 2000). Streftaris y Zenetos 2006 la clasifican dentro de las 100 peores especies alóctonas invasoras en el Mediterráneo.

Control: En el Mediterráneo se ha observado la formación de extensas coberturas que están causando en las comunidades nativas una gran alteración, por lo que esta especie merece un seguimiento especial (Afonso-Carrillo *et al.*, 2002).

Referencias consultadas: Ballesteros *et al.*, 1997; Ballesteros, 2004: López Sendino *et al.*, 2006; Arronte *et al.*, 2007; Tomas *et al.*, 2011 a y b; Verlaque *et al.*, (en preparación) (Atlas CIESM), Además de información proporcionada por el programa de seguimiento de especies alóctonas impulsado por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011), y también los resultados obtenidos en el programa de seguimiento de algas invasoras de la Estació d'Investigació Jaume Ferrer llevado a cabo por el IEO en colaboración con el CEAB-CSIC (Moranta *et al.,* 2011).

Otras referencias relevantes:

Airoldi L, Rindi F, Piazzi L, Cinelli F. Distribuzione di Polysiphonia setacea (Rhodomelacea, Rhodophyta) Hollenberg in Mediterraneo e possibili modalita di diffusione. Biologia Marina Mediterranea 1995;2(343):2344.

Afonso-Carrillo J, Sansón M, Reyes J, Rojas-González B. Morfología y distribución de la rodófita alóctona Neosiphonia harveyi, y comentarios sobre otras algas marinas probablemente introducidas en las islas Canarias. Rev.Acad.Canar.Cienc. 2002;XIV(3-4):83-98.

Antoniadou C, Chintiroglou C. Zoobenthos associated with the invasive red alga Womersleyella setacea (Rhodomelacea) in the northern Aegean Sea. Journal of Marine Biological Associaton of the United Kingdom 2007;87:629-641.

Athanasiadis A. North Aegean Marine Algae IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, Ceramiales). Botanica Marina 1997;40:473-476.

Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Zabala M. Community structure and frond size distribution of a deep water of *Cystoseira spinosa* (Phaeophyta) in the Northwestern Mediterranean. European Journal of Phycology 1998;33:121-128.

Ballesteros E. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology, An Annual Review 2006;44:123-195.

Ballesteros E. Especies Invasoras. Actividades humanas en los mares de España. Ministerio de Medio Ambiente,y Medio Rural y Marino.Secretaria General del Mar.Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, 2008. p. 177-185.

Benedetti-Cecchi L, Cinelli F. Note on a *Polysiphonia* sp. (Rhodophyta, Ceramiales) collected at Rosignano Solvay (Western Mediterranea). Giornale Botanico Italiano 1989;123:49-54.

Boudouresque CF, Verlaque M. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. Marine Pollution Bulletin 2002;44:32-38.

CIESM. Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. Monaco: 2002.

Gómez Garreta A, Gallardo T, Ribera MA, Cormaci M, Furnari G, Giaconne G, Boudouresque CF. Checklist of Mediterranean Seaweeds. Botanica Marina 2001;44(5):425-460.

Hollenberg GJ. An account of the species of *Polysiphonia* of the central and western tropical Pacific Ocean.1. Oligosiphonia. Pacific Science 1986;22(56):98.

Nikolic´ V, Žuljevic´ A, Antolic´ B, Despalatovic´ M, Cvitkovic´ I. Distribution of invasive red alga *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E.Norris (Rhodophyta, Ceramiales) in the Adriatic Sea. Acta Adriatica 2010;51(2):195-202.

Piazzi L, Cinelli F. Distribution and dominance of two introduced turf-forming macroalgae on the coast of Tuscany, Italy, northwestern Mediterranean Sea in relation to different habitats and sedimentation. Botanica Marina 2001;44:509-520.

Piazzi L, Pardi G, Balata D, Cecchi F. Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. Botanica Marina 2002;45(243):252.

Piazzi L, Cinelli F. Evaluation of benthic macroalgal invasion in a harbour area of the western Mediterranean Sea. European Journal of Phycology 2003;38:223-231.

Piazzi L, Cinelli F. Effects de l'expansion des Rhodophyceae introduites *Acrothamnion preissii* et *Womersleyella setacea* sur les communautés algales des rhizomes de *Posidonia oceanica* de Méditerranée occidentale. Cryptogamie.Algologie 2000;21:291-300.

Rindi F, Guiry MD, Cinelli F. Morphology and reproduction of the adventive Mediterranean rhodophyte *Polysiphonia setacea*. Hydrobiologia 1999;398/399:91-100.

Streftaris N, Zenetos A. Alien marine species in the Mediterranean-the 100 "Worst Invasives" and their Impact. Mediterranean Marine Science 2006;7(1):87-118.

Verlaque M. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origins et répercussions sur l'environment et les activités humaines (Inventory of the introduced plants in the Mediterranean: origins and effects on the environment and human activities). Oceanologica Acta 1994;17:1-23.

Verlaque M. Contribution à la flore des algues marines de Méditerranée: espéces rares ou nouvelles pour les côtes françaises. Botanica Marina 1989;32:101-113.

Weitzmann B, García M, Cebrian E, Ballesteros E. Les invasions biològiques en el medi marí: exemples i impactes a la mediterrània occidental. L'Atzavara 2009;18:39-49.

Links de interés:

http://www.interreg-bionatura.com/especies/pdf/Womersleyella%20setacea.pdf

Caulerpa racemosa var. cylindracea (Sonder) Verlaque, Huisman and Boudouresque, 2003

Phylum Chlorophyta, Clase Bryopsidophyceae, Orden Bryopsidales, Familia Caulerpaceae

Ecología: Alga sifonal de color verde, compuesta de una parte rastrera constituida por estolones de 0.5 y 1 mm de diámetro, que se fijan al sustrato por pequeños rizoides de hasta 20mm, y una parte erecta formada por frondes, de 10-25 cm de altura y 3-10 mm de anchura, divididas de forma dística o radial y provistas de pínulas semiesféricas e infladas que se caracterizan por su aspecto racemoso. Es anual y pseudoperenne,

conservando una parte del talo cada nueva temporada. Se reproduce mediante holocarpia, todo el talo participa en la formación de los gametos, planocigotos, en cantidad no muy elevada (Panayotidis y Zuljevic 2001). Asexualmente también se reproduce mediante la formación de propágulos de sus ramas esféricas, que se desprenden por sí mismas (Renoncourt and Meinesz, 2002) y por fragmentación debida a causas antropogénicas, por acción de animales o por hidrodinamismo. (Smith and Walters, 1999; Ceccherelli and Piazzi, 2001; Renoncourt y Meinesz 2001). Presenta una dinámica estacional con un máximo de crecimiento en octubre y un mínimo en abril (Piazzi y Cinelli 1999). Puede habitar cualquier biotopo en los primeros 60 m de profundidad y cualquier sustrato ya sea duro o blando (Verlaque *et al.* 2003). En su área nativa ocupa los hábitats EUNIS A3 (sublitoral rocoso u otro sustrato duro) y A4 (sedimentos sublitorales duros y blandos), y en las zonas invadidas en fondos duros y blandos, contaminados o no, desde el intermareal hasta 70 m. Se distribuye preferentemente entre 1.5 y 35mm aunque se encuentra entre 1 y 70m, y su rango máximo de temperaturas es entre 12.5 y 25ºC, con desarrollo óptimo entre 18 y 24ºC. Puede ser depredada por peces e invertebrados.

Dispersión: Es nativa de la costa suroeste de Australia, desde donde ha sido transportada al Mediterráneo (Frisch Zaleski and Murray, 2006) y el Atlántico Este, concretamente las Canarias. La primera introducción se pudo producir en la costa Libia en los años 90 del SXX. La hipótesis más probable es la introducción mediante el transporte marítimo, ya sea a través de las aguas de lastre o en fragmentos enganchados en las anclas de embarcaciones o en las redes de pesca (Verlaque *et al.* 2003), aunque este autor no descarta una introducción vía acuarofilia. La primera observación en las costas españolas se produce en las islas Baleares en 1998, alcanzando en 1999 la costa este peninsular. En 2005 se identifica por primera vez en la Región de Murcia, observándose finalmente en diversos puntos de la costa de Ceuta en 2007 y 2008.

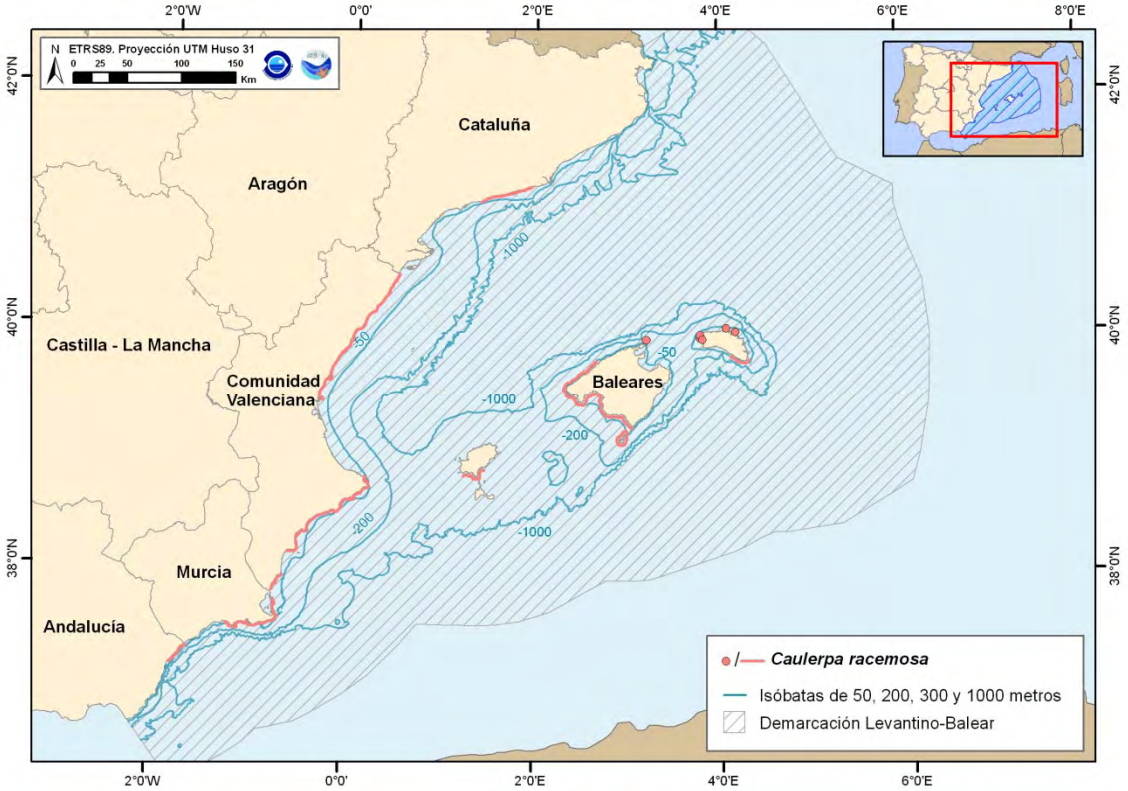
Citas en la demarcación: Ballesteros *et al.* (1999) citaron su aparición en las islas Baleares en 1998, y éstos y otros autores (Ballesteros, 2004; Gamundí-Boyeras *et al.*, 2006; López Sendino *et al.*, 2006; Box *et al.*,2006, 2008, 2009, 2010; Cebrián y Ballesteros, 2009; Banach *et al.*, 2011; Tomas *et al.*, 2011 a y b; Infantes *et al.*, 2011; Deudero *et al.*, 2011; Cebrián *et al.*, 2011) han seguido su expansión en las Baleares, tanto en Mallorca, Ibiza, el P.N. del archipiélago de Cabrera y Menorca, donde continúa su seguimiento en el marco del programa de seguimiento de algas invasoras desarrollado por la Estación de Investigación Jaume Ferrer, por parte de equipos del IEO y el CEAB/CISIC (Moranta *et al.,* 2011).
Al año siguiente de su aparición en las Baleares fue encontrada ya en la Comunidad Valenciana, donde se ha distribuido ampliamente en las tres provincias, desde Castellón a Alicante (Aranda *et al.*, 1999, 2003; Aranda, 2004; Pena Martín *et al.*, 2003; Vázquez Luis *et al.*, 2008, 2009 y 2010; Guillén *et al.*, 2010)
Unos años después *C. racemosa* fue detectada por primera vez en aguas de la Región de Murcia en el año 2005 sobre fondos de arenas infralitorales frente al Parque

Regional de Calblanque, espacio situado entre Cabo de Palos y Cartagena. Posteriormente, en 2006, se observaron fondos colonizados por el alga en Cabo Tiñoso (Cartagena) e Isla Grosa (isla situada al norte de la Manga del Menor), alcanzando en 2007 toda la franja litoral localizada frente a La Manga del Mar Menor y los fondos rocosos de la Reserva Marina de Cabo de Palos. En 2008 el alga continúo su expansión por la región, identificándose en 2009 en aguas de la localidad de Águilas (límite sur de la Región de Murcia) y estando por tanto ya presente en toda la franja costera murciana.

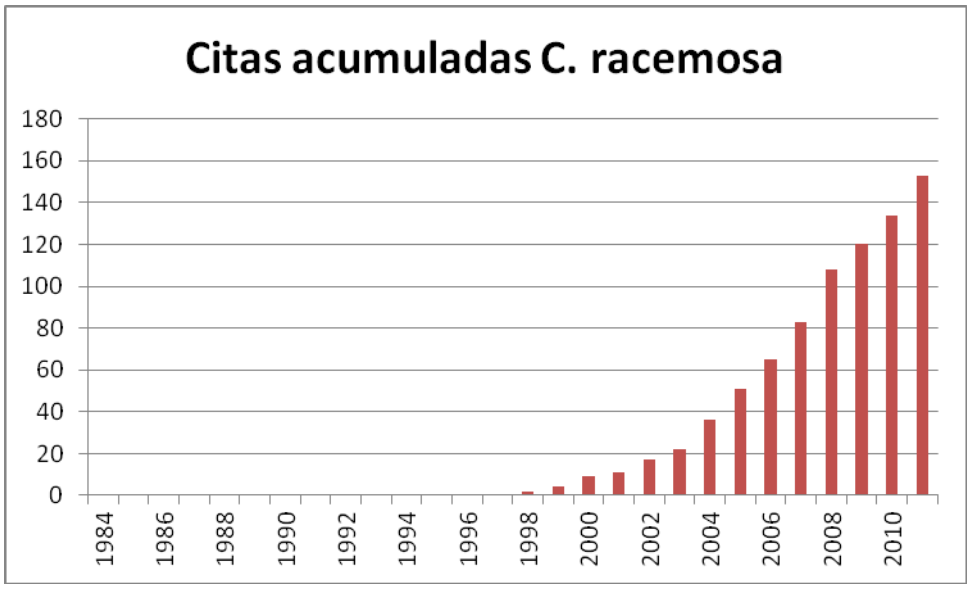
En los últimos años, en el marco del programa de seguimiento de especies alóctonas impulsado por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011), han sido detectadas, desde 2008, algunas colonias de esta alga frente a las costas de Sitges, Vilanova y Cubelles

En la comunidad autónoma de Andalucía fue encontrada por primera vez en 2008 Gómez *et al.*, 2010), y desde entonces aparece regularmente en las costas de Almería, en los muestreos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz.

Información cuantitativa espacio-temporal: Es una especie ampliamente distribuida por la demarcación, según se aprecia en la figura adjunta



Su expansión en la Demarcación Levantino Balear ha sido relativamente rápida, tal como se aprecia en la siguiente gráfica.



Al haber sido objeto de un especial seguimiento y numerosos trabajos científicos, en la bibliografía resultante se recogen numerosos datos cuantitativos sobre su abundancia en diversas localidades. La superficie ocupada por las colonias estudiadas varía desde unos pocos metros cuadrados en las de reciente establecimiento hasta más de 70 kilómetros cuadrados en zonas de la Comunidad Valenciana. Las tasas de colonización del sustrato observadas son muy elevadas como consecuencia de una elevada capacidad de elongación del estolón, que puede llegar a ser superior a un centímetro al día. Estas elevadas tasas de crecimiento permiten grandes incrementos anuales en las áreas colonizadas, que pueden pasar de pequeñas superficies de unos pocos m^2 a áreas de más 1 hectárea en tan sólo un año. Esta es, por ejemplo, la situación observada en las colonias descritas en Cabo Tiñoso e Isla Grosa, en Murcia, donde se ha registrado un incremento de entre 6 y 43 veces la superficie existente entre 2006 y 2007.

Los grados de cobertura son variables, pero en ocasiones llegan a ser del 100%. En cuanto a biomasas, se han llegado a registrar valores de hasta 259,49 gr/m^2 de peso seco, concretamente en Santa Pola.

Impacto potencial: Los primeros estudios realizados en el Mediterráneo apuntan hacia un severo impacto ecológico sobre las comunidades vegetales autóctonas pudiendo llegar a ser sustituidas casi al completo por poblaciones de *C. racemosa* (Ceccherelli *et al.*, 2001; Piazzi *et al.*, 2001; Verlaque *et al.*, 2003). En cuanto a impacto socioeconómico, podría provocar una cierta disminución de las poblaciones de peces con cierto valor económico y problemas en la pesca a pequeña escala especialmente como resultado del colapso de las redes de pesca (Magri *et al.*, 2001). El establecimiento de esta especie induce una homogenización de los hábitats a diferentes niveles, una pérdida de biodiversidad y de abundancia de invertebrados. Además, esta especie produce metabolitos con efectos fitotóxicos. La actividad alelopática de la caulerpina puede jugar un cierto papel en las competencia con los

macrófitos nativos (Raniello *et al.*, 2007). Se ha comprobado que puede cubrir al 100% el área invadida a los 6 meses de su entrada, ya que sus estolones de rápido crecimiento le permite crecer sobre otras macroalgas, disminuyendo su número, recubrimiento y diversidad. Eso ocurre incluso si las comunidades algales nativas son muy diversas y densas. Por ejemplo, en Chipre, donde el alga fue observada por primera vez en 1991, desplazó a la fanerógama dominante *Posidonia oceanica* en sólo 6 años. Este cambio drástico en el fitobentos modificó a su vez el macrobentos, con un aumento de poliquetos, bivalvos y equinodermos y una reducción de gasterópodos y crustáceos. Estudios de meiofauna en matas de posidonia afectada por la invasión de *C. racemosa* han revelados mayores valores de densidad de organismos; pero una disminución significativa de biodiversidad, y un cambio profundo de la comunidad de crustáceos, con aumentos de copépodos harpacticoides a expensas de ostrácodos, cumáceos, isópodos, anfípodos y tanaideos. En aquellas zonas donde el alga desarrolla grandes biomasas se generan densos tapetes con una elevada capacidad de retención de partículas, actuando por tanto a modo de trampa de sedimentos y modificando las características biogeoquímicas de los mismos. A su vez estos grandes desarrollos algales modifican la estructura de las comunidades de macrófitos existentes, que determinan reducciones en la riqueza de especies y en la cobertura algal de especies autóctonas. Estos cambios en hábitat se han asociado a su vez con modificaciones en la abundancia y composición de niveles tróficos superiores.
C. racemosa ha demostrado presentar un alto potencial invasor en el Mediterráneo, lo que la ha llevado a ser incluida entre las 100 peores especies invasoras en el Mediterráneo. La elevada capacidad colonizadora exhibida se ha relacionada con una elevada plasticidad aclimatativa, que le permite desarrollar bajos requerimientos ecológicos, así como con el desarrollo de eficaces mecanismos de reproducción (tanto sexual como vegetativa) y una elevada capacidad de crecimiento.
Según diversos estudios las comunidades de fondos duros rocosos del fotófilo, fondos detríticos, coralígeno o de mata muerta de Posidonia oceanica parecen ser hasta el momento las biocenosis más afectadas por la invasión. Por el contrario, las comunidades de fondos arenosos sin desarrollo algal, así como biocenosis dominadas por la presencia de macrófitos de mayor porte y las praderas de fanerógamas marinas parecen ser los hábitats menos susceptibles a la invasión.

Control: Campañas de prevención y estudio de la expansión de las zonas ya colonizadas. Se han estudiado métodos de control biológico basado en predadores potenciales, como los opistobranquios. Métodos mecánicos como cubrirla con plástico negro o extracción manual o mediante bombas de succión ha resultado inefectiva, como cabe esperar del conspicuo desarrollo de sus rizomas por el sedimento y en las matas de Posidonia. Métodos químicos como inyectar soluciones Salinas o de cloro, incluso sulfato de cobre y limo bajo cubiertas de pvc, no han resultado tampoco efectivas.

Usos: Podría tener algún uso en acuarofilia.

Referencias consultadas: Ballesteros *et al.*, 1999; Aranda, 1999, 2004; Aranda *et al.*, 2003; Pena Martín *et al.*, 2003; Ballesteros, 2004; Ruiz Fernández *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2009; López Sendino *et al.*, 2006;; Gamundí-Boyeras *et al.*, 2006; Box *et al.*, 2006, 2008, 2009 y 2010; Arronte *et al.*, 2007; Vázquez Luis *et al.*, 2008, 2009 y 2010; Cebrián y Ballesteros, 2009; Gómez *et al.*, 2010; Marín-Guirao et al,. 2010; Guillén *et al.*, 2010; Bernardeu Esteller y Martínez Garrido, 2010; López-Rubio Morón *et al.*, 2010; Bernardeau-Esteller *et al.*, 2010, 2011; Banach *et al.*, 2011; Tomas *et al.*, 2011 a y b; Infantes *et al.*, 2011; Deudero *et al.*, 2011; Cebrián *et al.*, 2011 y Ruiz *et al.*, 2011. Se han considerado también datos aportados por el programa de seguimiento de especies alóctonas impulsado por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011), y los muestreos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz, y también los resultados obtenidos en el programa de seguimiento de algas invasoras de la Estació d'Investigació Jaume Ferrer-IEO y CEAB-CSIC (Moranta *et al*., 2011).

Otras referencias relevantes:

Alongi G, Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, 1993. [English title not specified]. (Prima segnalazione di Caulerpa racemosa (Chlorophyceae, Caulerpales) per le coste italiane.) Bollettino delle sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania, 26(342):49-53.

Argyrou M, Demetropoulos A, Hadjichristophorou M, 1999. Expansion of the macroalga Caulerpa racemosa and changes in softbottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. Oceanol. Acta, 22:517-528.

Argyrou M, Demetropoulous M, Hadjichristophorou M (1999) The impact of Caulerpa racemosa on the macrobenthic communities in the coastal waters of Cyprus. Proceedings of the workshop on invasive Caulerpa species in the Mediterranean, Heraklion, Crete, Greece. MAP technical report series 125:139-158

Balata D, Piazzi L, Cinelli F, 2004. A comparison among assemblages in areas invaded by Caulerpa taxifolia and C. racemosa on a subtidal Mediterranean rocky bottom. Marine Ecology, 25(1):1-13.

Ballesteros E, Grau AM, Riera F, 1999. [English title not specified]. (Caulerpa racemosa (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca.) Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Baleares, 42:63-68.

Bernardeau-Esteller J, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Ruiz JM (2011) Photosynthesis and daily metabolic carbon balance of the invasive Caulerpa racemosa var. cylindracea (Chlorophyta: Caulerpales) along a depth gradient. Sci Mar 75(4): 803-810.

Blitzkrieg in a marine invasion: Caulerpa racemosa var. cylindracea (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (north-east Atlantic). Biol. Invas, 6:269-81.

Capiomont A, Breugnot E, den Haan M, Meinesz A (2005) Phenology of a deep-water population of Caulerpa racemosa var. cylindracea in the northwestern Mediterranean Sea. Botanica Marina 48(1):80-83

Ceccherelli G, Piazzi L (2005) Exploring the success of manual eradication of Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta): the effect of habitat. Cryptogamie Algologie 26:319-328

Ceccherelli G, Piazzi L, 2001. Dispersal of Caulerpa racemosa fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. Bot. Mar, 44:209-213.

Ceccherelli G., Campo D. y Piazzi L. 2001. Some ecological aspects of the introduced alga Caulerpa racemosa in the Mediterranean; way of dispersal and impact on native species. Biol. Mar. Medit., 8 (1): 94-99.

Coquillard P, Thibaut T, Hill DRC, Gueugnot J, Mazel C, Coquillard Y, 2000. Simulation of the mollusc Ascoglossa Elysia subornata population dynamics: application to the potential biocontrol of Caulerpa taxifolia growth in the Mediterranean Sea. Ecological Modelling, 135:1-16;.

Di Martino V, Giaccone G, 1995. Bollettino delle sedute dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali., 693-705.

Djellouli A, 2000. Caulerpa racemosa (Forsska^circle over~l) J. Agardh en Tunisie. In: Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Ajaccio, 3-4 October 2000 [ed. by PNUE] Tunis: RAC/SPA, 124-127.

Famagrave P, Wysor B, Kooistra WHCF, Zuccarello G, 2002. Molecular phylogeny of the genus Caulerpa (Caulerpales, Chlorophyta) inferred from chloroplast tufA gene. J. Phycol, 38:1040-1050.

Famagrave, P, Jousson O, Zaninetti L, Meinesz A, Dini F, Di Giuseppe G, Millar AJK, Pawlowski J, 2002. Genetic polymorphism in Caulerpa taxifolia (Ulvophyceae) chloroplast DNA revealed by a PCR-based assay of the invasive Mediterranean strain. J. Evol. Biol, 15:618 - 624.

Gamundi-Boyeras I, Terrados J, Pe^acute~rez M, 2006. [English title not specified]. (Relació entre la presència de l'alga Caulerpa racemosa var. cylindracea (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque i la tipologia del substrat a la Badia de Palma (Mallorca).) Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears, 49:83-88.

Giaccone G, Di Martino V (1995) Le vegetazione a Caulerpa racemosa (ForsskåL) J. Agardh nella Baia di S. Panagia (Sicilia Sud-Orientale). Bollettino della Accaddemia Gioenia di Scienze Naturali in Catania 28:59-73

Hamel G, 1926. [English title not specified]. (Quelques algues rares ou nouvelles pour la ¯flore me^acute~diterrane^acute~enne. Bull. Mus. Nation. Hist. Nat) Bull. Mus. Nation. Hist. Nat, 32:420.

Hamel G, 1931. [English title not specified]. (Chlorophycèes des cotes françaises.) Rev. Algol, 5:384-390.

Hamel G, 1931. Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin [ed. by Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin , pp]. Paris, France: Laboratoire de Cryptogamie, Muséum National d'Histoire Naturelle, 309-312.

Huisman JM, 2000. Marine Plants of Australia. Netherlands: Travaux cryptogamiques dédiés à Louis Mangin.

Huisman JM, Walker DI, 1990. A catalogue of the marine plants of Rottnest Island, Western Australia, with notes on their distribution and biogeography. Kingia, 1:349 - 459.

Huve^acute~ H, 1957. [English title not specified]. (Sur une variété nouvelle pour la Méditerranée du Caulerpa racemosa (Forsskål) Agardh.) Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume, 21:67-73.

Klein J, Verlaque M (2008) The Caulerpa racemosa invasion: A critical review. Mar Poll Bull 56: 205-225

López-Rubio B, García-Muñoz R, Bernardeau-Esteller J, M., Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Gavilan-Alonso J, Ramos-Segura A, Ruiz JM (2011) Informe anual de la red de seguimiento de Posidonia oceanica de la Región de Murcia (2004-2011). Instituto Español de Oceanografia, Centro Oceanográfico de Murcia. http:// www.ieo.es.

Magri M., Piazzi L. y Serena F. 2001. La présence de Caulerpa racemosa le long des côtes septentrionales de la Toscanre et les conséquences possibles sur l'activité de pêche. 4th Interantional Workshop on Caulerpa taxifolia, Lerici, 1-2 February 1999 (Gravez V., Ruitton S., Boudouresque C.F., Le Direach L., Meinesz A., Scabbia G. y Verlaque M., editors), 338-344. GIS Posidonie, Marseilles.

Meinesz A, Melnick J, Blachier J, Charrier S, 1996. [English title not specified]. (Etude préliminaire, en aquarium, de deux ascoglosses tropicaux conçommant Caulerpa taxifolia : une voie de recherche pour la lutte biologique.) In: Proceedings of the 2nd International Workshop on Caulerpa taxifolia, Barcelona [ed. by Ribera] Spain: Universidad Barcelona Publications, 157-161.

Meusnier I, Olsen JL, Stam WT, Destombe C, Valero M, 2001. Phylogenetic analyses of Caulerpa taxifolia (Chlorophyta) and of its associated bacterial microflora provide clues to the origin of the Mediterranean introduction. Molecular Ecology, 10(4):931-946.

Nizamuddin M, 1991. The Green Marine Algae of Libya. Bern, Switzerland: Elga.

Panayotidis P, Montesanto B, 1994. Caulerpa racemosa (Chlorophyta) on the Greek coasts. Cryptogamie, Algologie, 15:159-161.

Panayotidis P. y Zuljevic A. 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga Caulerpa racemosa var. occidentalis in the Mediterranean Sea. Oceanologica Acta 24(2): 199-203.

Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljevic A, Ceccherelli G (2005) Invasion of Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. Cryptogamie, Algologie 26:189-202

Piazzi L, Balata D, Cecchi E, Cinelli F (2003) Co-occurrence of Caulerpa taxifolia and C. racemosa in the Mediterranean Sea: interspecific interactions and influence on native macroalgal assemblages. Cryptogamie Algologie 24:233-243

Piazzi L, Ceccherelli G, Cinelli F (2001) Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced alga Caulerpa racemosa in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series 210:149-159

Piazzi L, Meinesz A, Verlaque M, Açali B, Antolic B, Argyrou M, Baltana D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, d'Archino R, Djellouli AS, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Peirano A, Piazzi L. y Cinelli F.1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale Caulerpa racemosa. Cryptogamie, Algol. 20 (4): 295-300.

Piazzi L, Meinesz A, Verlaque M, Akçali B, Antolic B, Argyrou M, Balata D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, D'Archino R, Djellouli SA, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Periano A, Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljeviç, A, Ceccherelli G, 2005. Invasion of Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. Cryptogam. Algol, 26:189-202.

Piazzi L., Ceccherelli G. y Cinelli F. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga Caulerpa racemosa in the Mediterranean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 149-159.

Raniello R, Mollo E, Lorenti M, Gavagnin M, Buia MC, 2007. Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of Caulerpa racemosa: a potential allelochemical. Biological Invasions, 9(4):361-368.

Renoncourt L, Meinesz A, 2002. Formation of propagules on an invasive strain of Caulerpa racemosa (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. Phycologia, 41:533-535.

Ruitton S, Javel F, Culioli JM, Meinesz A, Pergent G, Verlaque M, 2005. First assessment of the Caulerpa racemosa (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. Marine Pollution Bulletin, 50(10):1061-1068. http://www.sciencedirect.com/science/journal/0025326X

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

Ruitton S, Verlaque M, Boudouresque CF, 2005. Seasonal changes of the introduced Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. Aquatic Botany, 82(1):55-70. http://www.sciencedirect.com/science/journal/03043770

Ruiz JM, Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Ramos-Segura A, García-Muñoz R, Sandoval-Gil JM (2011) Spread of the invasive alga Caulerpa racemosa var. cylindracea (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). Anim Biodivers Conserv 34(1) :73-82

Scullion Littler D, Littler MM, Bucher KE, Norris JN, 1989. Marine plants of the Caribbean. A field guide from Florida to Brazil. Washington DC, USA: Smithsonian Institution Press, 166.

Smith CM, Walters LJ, 1999. Fragmentation as a strategy for Caulerpa species: fates of fragments and implications for management of an invasive weed. Mar. Ecol. PSZNI, 20:307-319.

Stevens DT, 1999. Country report - Malta. In: Proceeding of the workshop on invasive Caulerpa species in the Mediterranean, MAP Technical Reports Series No 125 Greece: UNEP, 279-281.

Thibaut T, Meinesz A, 2000. Are the Mediterranean ascoglossan molluscs Oxynoe olivacea and Lobiger serradifalci suitable agents for a biological control against the invading tropical alga Caulerpa taxifolia? Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série III, Sciences de la Vie, 323(5):477-488.

Tolay M, Evirgen A, Cirik S, 2001. Observations of Caulerpa racemosa in the Eagean Sea and the Mediterranean Sea of Turkish region. In: 4th International Workshop on Caulerpa taxifolia, Lerici, 1 - 2 February 1999 [ed. by Gravez , V, Ruitton S, Boudouresque CF, Le Direach L, Meinesz A, Scabbia G, Verlaque M] Marseilles, France: GIS Posidonie, 328-333.

Tolay MA, Evirgen A, Piazzi L, Cirik S, 2001. Determination of variations in Caulerpa racemosa in the Bodrum-Goumlautkova coast of Turkey. In: XVIIth International Seaweed Symposium Cape Town, South Africa: XVIIth International Seaweed Symposium, 93.

Tunesi L, Agnesi S, Di Nora T, Mo G, Molinari A, 2007. Colonization of the Gallinaria Island (NW Ligurian Sea) seafloors by Caulerpa taxifolia and C. racemosa: implications for a new marine protected area. In: Proceedings of the third Mediterranean symposium on marine vegetation (Marseilles, 27-29 March 2007) [ed. by Pergent-Martini , El Asmi S, Le Ravallec C] Tunis: UNEP-MAP-RAC/SPA, 197-202.

Verlaque M, Afonso-Carrillo J, Candelaria Gil-Rodríguez M, Durand C, Boudouresque CF, Le Parco Y (2004)

Verlaque M, Boudouresque CF, Meinesz A, Gravez V, 2000. The Caulerpa racemosa complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea. Bot. Mar, 43:49 - 68.

Verlaque M, Durand C, Huisman JM, Boudouresque CF, Le Parco Y (2003) On the identity and origin of the Mediterranean invasive Caulerpa racemosa (Caulerpales, Chlorophyta). European Journal of Phycology 38:325-339

Verlaque M, Durand C, Huisman JM, Boudouresque CF, Le Parco Y, 2003. On the identify and origin of the Mediterranean invasive Caulerpa racemosa (Caulerpales, Chlorophyta). Eur. Phycol, 38:325-339.

Zaleski SF, Murray SN, 2006. Taxonomic diversity and geographic distributions of aquarium-traded species of Caulerpa (Chlorophyta: Caulerpaceae) in southern California, USA. Marine Ecology, Progress Series, 314:97-108. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v314/p97-108/

Zuljeviç,A, Antolic B, Onofri V, 2003. First record of Caulerpa racemosa (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic Sea. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 83:711-712.

Links de interés:

http://www.unice.fr/LEML/
http://www.cabi.org/isc/?compid=5ydsid=107735yloadmodule=datasheetypage=481ysite=144
http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53253

Caulerpa taxifolia (M. Vahl) C. Agardh, 1817

Phylum Chlorophyta, Clase Bryopsidophyceae, Orden Bryopsidales, Familia Caulerpaceae

Ecología: Es un alga verde con frondes erectos similares a hojas que surgen de estolones. Los frondes, con un diámetro de unos 6-8 mm y unas longitudes de hasta 60 cm en aguas más profundas y hasta 15 cm en las someras, están comprimidos lateralmente, presentan unas ramillas laterales similares a foliolos que se disponen en pares opuestos a ambos lados del fronde. *C. taxifolia* crece naturalmente en mares tropicales (Meinesz, 2002), pero las variedades usadas en acuarofilia toleran mejor aguas algo más frías de climas Mediterráneos, hasta una latitud de 45° 7' 30" N, en Croacia (Ivesa *et al.*, 2006).

En sus áreas nativas se distribuye en sedimentos litorales y sublitorales blandos (EUNIS A2 y A4), donde suele presentarse en matas dispersas, mientras que en las zonas invadidas suele formar matas densas, ocupando además el sublitoral rocoso y otros sustratos duros (EUNIS A3). Presenta altas coberturas entre 1 y 35 m de profundidad; pero alcanzando, ya en forma de matas dispersas, hasta los 100 m. Así, la variedad de hábitats ocupados es muy amplia, incluyendo sustratos arenosos, fango, rocas, praderas de fanerógamas y también sustratos artificiales como plásticos, boyas metálicas, hormigón, gomas o cabos de nylon. En cuanto a requerimientos ambientales, resiste condiciones severas de limitación de nutrientes y aguas eutróficas o contaminadas. Resiste fuera del agua, si se mantiene húmeda, hasta 10 días. Muchas partes del alga pueden doblar su tamaño en una semana, con crecimientos registrados de hasta 17.4 cm por semana (West and West, 2007). El estolón puede crecer hasta 32mm por día, y formar un nuevo fronde también diariamente, alcanzando densidades de 5000, incluso hasta 14000, frondes por m^2. El crecimiento medio óptimo es de alrededor de 20mm por semana, en salinidades superiores a 20 ppt y temperaturas sobre los 20ºC; pero frondes y estolones presentan respuestas similares en un rango de salinidades entre 15 y 30 ppt y temperaturas entre 15 y 30ºC.

C. taxifolia se reproduce sexual y asexualmente, pero su ciclo vital y reproductivo no se conoce bien. En la mayoría de poblaciones introducidas solo se ha observado reproducción vegetativa vía extensión de rizoides o fragmentación de talos, que puede atribuirse al efecto de las menores temperaturas en las zonas invadidas, ya que la

reproducción sexual sólo se ha registrado a temperaturas superiores a 25°C. En el Mediterráneo sólo se ha observado producción de gametos machos.

Es depredada por diversos herbívoros, como peces, gasterópodos y erizos.

Dispersión: Es nativa de aguas tropicales del Caribe, Golfo de Guinea, costa este Africana, Maldivas, Seychelles, norte del Indico, sur del Mar de China, Japón, Hawaii, Nueva Caledonia y zonas tropicales y subtropicales de Australia, de donde estudios genéticos indican que proceden los ejemplares introducidos en el Mediterráneo (Meusnier *et al.*, 2001). De forma natural se dispersa gracias a fragmentos transportados por las corrientes; pero su transporte fuera de su área de distribución natural, concretamente al Mediterráneo y costas de California se atribuye a actividades de acuarofilia. Al ser una especie muy utilizada en acuarios, y por tanto comercializada por todo el mundo, es posible que se produzcan nuevas introducciones. En el caso del Mediterráneo parece probado que la invasión se originó debido a un escape accidental desde las instalaciones del acuario del Museo oceanográfico de Mónaco, ya que en 1984 se descubrió una primera mata de $1m^2$ frente al mismo. En 1989 ya ocupaba una extensión de 1 ha. y en 1990 empezó a expandirse por la costa sur de Francia, alcanzando en 1992 la frontera española. Ese mismo año se encontró también en las Baleares y la costa de Liguria. En 1994 había alcanzado Elba y el estrecho de Messina. En 1995 ya fue citada en Croacia, y en el 2000 en Túnez .
Esta rápida dispersión se produjo no sólo por dispersión secundaria natural, sino que se dio también por vectores antrópicos, como navegación recreativa, ya que las anclas de las embarcaciones arrancan fragmentos e incluso pueden transportarlos directamente entre zonas (West *et al.*, 2007). En el Mar Ligur también se ha sugerido como vector las actividades de pesca, por enganche en aparejos (Relini *et al.*, 2000). Por ello las nuevas introducciones se suelen producir en puertos y otras zonas habituales de fondeo.

Citas en la demarcación: Por fortuna, a pesar de su gran expansión por otras zonas del Mediterráneo, y la gran alarma social causada, que indujo la asignación de grandes recursos a la investigación, seguimiento e intentos de erradicación de este alga, de forma que en el 2002 ya se habían publicado 724 referencias científicas sobre el tema (Bouduresque et al, 2002), en esta demarcación sólo se encuentra en las Baleares, a pesar que la especie alcanzó la zona hace ya tiempo, al inicio de su expansión, en 1992. Así, sólo se encontró en algunas localidades de la costa de levante de la isla de Mallorca (Cala d'Or, Porto Petro, Porto Colóm…) y tras una fase inicial de expansión, en la que se realizaron acciones de erradicación, las poblaciones se estabilizaron e incluso entraron en regresión, quedando actualmente confinadas prácticamente a la localidad de Cala d'Or, donde se han realizado la mayor parte de estudios en esta demarcación. En su día ocupó principalmente zonas donde la *Posidonia oceanica* se encontraba en mal estado, colonizando los rizomas.

Información cuantitativa espacio-temporal: La superficie cubierta en Cala d'Or fue estimada en unos 20000 m^2 (Pou *et al.*, 1993; Box *et al.*, 2008ª), con biomasas máximas de 3623.56 g de peso seco por m^2, y medias de 43.0±6.3g por m^2(Pou *et al.*, 1993; Box *et al.*, 2010). Se han registrado coberturas de menos de un 15% y tasas de expansión máxima de unos 15 cm por semana.

Impacto potencial: Su gran capacidad de expansión, sus altas tasas de crecimiento y su capacidad de formar matas muy densas sobre gran variedad de sustratos, especialmente en áreas eutrofizadas, conduce a la formación de microhábitats homogéneos y desplazamiento de las algas nativas. Reduce la riqueza específica de algas nativas de sustrato duro entre el 25 y55%, y bajo ciertas condiciones puede competir con *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica* (Montefalcone *et al.*, 2007). La densa red de rizomas y estolones dificultan a los peces su acceso a pequeños invertebrados de los que se alimentan. Produce además Caulerpenina, una potente endotoxina que es tóxica para sus predadores, moluscos, equinodermos o peces, al menos en verano y otoño.

Así, puede producir impactos socioeconómicos en la pesca, al afectar o reducir hábitats esenciales para species explotadas, o reducir la eficiencia de los aparejos (NIMPIS, 2008). La caulerpenina acumulada en algunos peces herbívoros como *Sarpa salpa*, podría hacerlos inservibles para consumo humano (Meinesz and Hesse, 1991). Los costes de los intentos de erradicación pueden ser muy elevados. Por ejemplo, en California se invirtieron en ello 6 millones de dólares entre 2000 y 2004, y unos 6-8 millones de dólares australianos en el sur de ese país.

Control: La mejor medida de control sería la prevención, controlando su comercio relacionado con acuicultura, y también su dispersión secundaria asociada a actividades de fondeo de buques. Es importante la educación ambiental de la población, para evitar introducciones intencionadas de organismos alóctonos en el medio.
En el Mediterráneo se ha intentado erradicar manualmente (McEnnulty *et al.*, 2001), mediante bombas de succión o cubriendo las colonia con plástico negro (Ivesa *et al.*, 2006) , que no han resultado finalmente efectivos. Se ha contemplado el uso de hielo seco o chorros de agua caliente, y también métodos químicos como uso de clorhídrico California (Williams and Schroeder, 2003) o sales de cobre y aluminio, o salmuera marina concentrada (Uchiura *et al.*, 2000; Glasby *et al.*, 2005). Se han sugerido asimismo métodos de control biológico mediante predadores nativos del Mediterráneo, como los gasterópodos *Oxynoe olivacea* and *Lobiger serradifalci* (Thibaut and Meinesz, 2000), o introducción de otros tropicales, como *Elysia suboranata* . Por desgracia los esfuerzos para erradicarla en el Mediterráneo han resultado infructuosos. No es de extrañar dada la magnitud de la invasión cuando se iniciaron los programas de erradicación, ya que se ha estimado que para que fuera efectiva debería erradicarse un 99% de la biomasa inicial, y el 99% de lo restante durante varios años más, por lo que sólo es posible abordarlo en fases iniciales (Ruesink and Collado-Vides, 2006). Sin embargo, gracias a la experiencia adquirida en

el Mediterráneo, en California se pudo implementar un programa de erradicación sólo 17 días después de una primera localización en junio del 2000 (Withgott *et al.*, 2002; Anderson, 2005), consiguiendo disminuir en un 99% la biomasa detectada, aunque no una erradicación total y definitiva.

Usos: Acuarofilia

Referencias consultadas:

Pou *et al.*, 199; Box *et al.*,2006, 2008a; 2010 Arronte *et al.*, 2007; Sureda *et al.*, 2007, 2009;

Infantes *et al.*, 2011; Verlaque *et al.*, (in preparation) (CIESM Atlas), así como datos no publicados de Ballesteros *et al.*

Otras referencias relevantes:

Aliya R, Mustafa Shameel, 2003. Marine natural products of Caulerpa (Siphonocladophyceae). Pakistan Journal of Botany, 35(5):659-669.

Anderson LWJ, 2002. Biological control of killer algae, Caulerpa taxifolia. In: California Conference on Biological Control III, University of California at Davis, USA, 15-16 August, 2002 [ed. by Hoddle MS] Berkeley, USA: Center for Biological Control, College of Natural Resources, University of California, 79-85.

Anderson LWJ, 2004. Eradication of Caulerpa taxifolia in the US five years after discovery: are we there yet? In: 13th International Conference on Aquatic Invasive Species. 20-24 September 2004, Ennis, County Clare, Ireland.

Anderson LWJ, 2005. California's reaction to Caulerpa taxifolia: a model for invasive species rapid response. Biological Invasions, 7(6):1003-1016. http://www.springerlink.com/content/l666337v906110tr/fulltext.pdf

Anderson LWJ, 2007. Control of invasive seaweeds. Botanica Marina, 50(5/6):418-437. http://www.atypon-link.com/WDG/doi/pdf/10.1515/BOT.2007.045

Bellan-Santini D, P.M. Arnaud, G. Bellan, Verlaque M (1996) The influence of the introduced tropical alga Caulerpa taxifolia, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 76:235-237

Boudouresque CF, Bellan-Santini D, Belsher T, Duclerc J, Durand-Clement M, Francour P, Harmelin-Vivien M, Henocque Y, Meinesz A, Pesando D, Pietra F, Verlaque M (1992) The introduction of the green alga Caulerpa taxifolia into the Mediterranean: the repercussions for the indigenous communities. Mésogée 52:88-89

Boudouresque CF, Meinesz A, Ribera MA, Ballesteros E, 1995. Spread of the green alga Caulerpa taxifolia (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: Possible consequences of a majro ecological event. Scientia Marina, 59((Suppl. 1)):21-29.

Boudouresque CF, Meinesz A, Verlaque M, Knoepffler-Peguy M, 1992.The expansion of the tropical alga Caulerpa taxifolia (Chlorophyta) in the Mediterranean. Cryptogamie, Algologie 13(2):144-145

Ceccherelli G, Cinelli F, 1997. Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass Cymodocea nodosa and the introduced green alga Caulerpa taxifolia in a Mediterranean bay. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 217:165-177

Ceccherelli G, Cinelli F, 1998. Habitat effect on spatio-temporal variability in size and density of the introduced alga Caulerpa taxifolia. Marine Ecology Progress Series 163:289-294

Ceccherelli G, Cinelli F, 1999a. A pilot study of nutrient enriched sediments in a Cymodocea nodosa bed invaded by the introduced alga Caulerpa taxifolia. Botanica Marina 42:409-417

Ceccherelli G, Cinelli F. 1999b. Effects of Posidonia oceanica canopy on Caulerpa taxifolia size in a north-western Mediterranean bay. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 240:19-36

Ceccherelli G, Cinelli F, 1999c. The role of vegetative fragmentation in the dispersal of the invasive alga Caulerpa taxifolia in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series 182:299-303

Chisholm JRM, Jaubert JM, 1999. Comments on the article of Olsen *et al.* (1998): Mediterranean Caulerpa taxifoliaand Caulerpa mexicana (Chlorophyta) are not conspecific. Journal of Phycology 35: 438-440

Chisholm JRM, Jaubert JM, Giaccone G, 1995. Caulerpa taxifolia in the northwest Mediterranean: introduced species or migrant from the Red Sea? Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences.Paris. Série D 318D:1219-1226

Clifton KE, Clifton LM, 1999. The phenology of sexual reproduction by green algae (Bryopsidales) on Caribbean coral reefs. Journal of Phycology, 35:24-34.

de Vaugelas J, Meinesz A, Coquillard P, Hill D , 1997. A computer simulation to evaluate the impact of Caulerpa taxifolia on Mediterranean biodiversity. Vie et Milieu 47(4):397-400

de Villèle X, Verlaque M, 1995. Changes and degradation in a Polidonia oceanica bed invaded by the introduced tropical alga Caulerpa taxifolia in the north western Mediterranean. Botanica Marina 38:79-87

Delgado O, Rodríguez-Prieto C, Gacia E, Ballesteros E , 1996. Lack of severe nutrient limitation in Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh, an introduced seaweed spreading over the oligotrophic northwestern Mediterranean. Botanica Marina 39:61-67

FAO-DIAS, 2008. Database on introductions of aquatic species. FAO Fisheries Global Information System. Fisheries and Aquaculture Department, FAO. http://www.fao.org/fi/figis/

Ferla S, Tomasello A, Ferreri B, Fradà Orestano C, Calvo S, 1994. Preliminary notes on epiphyte macroflora of Caulerpa taxifolia in the Straits of Messina. Giornale Botanico Italiano 128:1096-1098

Ganteaume A, Gobert J, Malestroit P, Ménager V, Francour P, Boudouresque C-F, 1998. In vitro consumption of Caulerpa taxifolia (Chlorophyta) by accustomed and non-accustomed Paracentrotus lividus (Echinoid): seasonal variations. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 78:239-248

Glasby TM, Creese RG, 2007. Invasive marine species management and research. In: Marine Ecology [ed. by Connell SD, Gillanders BM] UK: Oxford University Press, 569-594.

Glasby TM, Creese RG, Gibson PT, 2005. Experimental use of salt to control the invasive marine alga Caulerpa taxifolia in New South Wales, Australia. Biological Conservation, 122(4):573-580. http://www.sciencedirect.com/science/journal/00063207

Glasby TM, Gibson PT, 2007. Limited evidence for increased cold-tolerance of invasive versus native Caulerpa taxifolia. Marine Biology, 152:255-263.

Gollan JR, Wright JT, 2006. Limited grazing pressure by native herbivores on the invasive seaweed Caulerpa taxifolia in a temperate Australian estuary. Marine and Freshwater Research, 57(7):685-694. http://www.publish.csiro.au/nid/126.htm

Gribben PE, Wright JT, 2006. Invasive seaweed enhances recruitment of a native bivalve: roles of refuge from predation and the habitat choice of recruits. Marine Ecology, Progress Series, 318:177-185. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v318/p177-185/

Gribben PE, Wright JT, 2006. Sublethal effects on reproduction in native fauna: are females more vulnerable to biological invasion? Oecologia, 149(2):352-361. http://springerlink.metapress.com/content/w726111218626422/?p=2a83b3041d734faaa53f7d80e583fd19ypi=15

Iveša L, Jaklin A, Devescovi M, 2006. Vegetation patterns and spontaneous regression of Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh in Malinska (Northern Adriatic, Croatia). Aquatic Botany, 85(4):324-330. http://www.sciencedirect.com/science/journal/03043770

Jaubert JM, Chisholm JRM, Passeron-Seitre G, Ducrot D, Ripley HT, Roy L , 1999. No deleterious alterations in Posidonia beds in the Bay of Menton (France) eight years after Caulerpa taxifolia colonization. Journal of Phycology 35:1113-1119

Jousson O, Pawlowski J, Zaninetti L, Meinesz A, Boudouresque C-F, 1998. Molecular evidence for the aquarium

Longpierre S, Robert A, Levi F. Francour P (2005) How an invasive alga species (Caulerpa taxifolia) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish Mullus surmuletus in coastal Mediterranean ecosystems. Biodiversity Conservation 14:365-376

McEnnulty FR, Jones , TE, Bax NJ, 2001. The Web-based Rapid Response Toolbox. NIMPIS. http://crimp.marine.csiro.au/NIMPIS/controls.htm

Meinesz A, 2002. Killer Algae. A true tale of a biological invasion. Chicago, USA: University of Chichago Press.

Meinesz A, 2004. Caulerpa taxifolia: following its invasion. (Caulerpa taxifolia poursuit son invasion.) Biofutur, No.244:41-46.

Meinesz A, Belsher T, Thibaut T, Antolic B, Ben Mustapha K, Boudouresque CF, Chiaverini D, Cinelli F, Cottalorda JM, Djellouli A, Abed AEl , Orestano C, Grau AM, Ivesa L, Jaklin A, Langar H, Massuti-Pascual E, Peirano A, Tunesi L, Vaugelas Jde , Zavodnik N, Zuliejevic A, 2001. The introduced green alga Caulerpa taxifolia continues to spread in the Mediterranean. Biological Invasions, 3:201-210.

Meinesz A, Benichou L, Blachier J, Komatsu T, Lemeé R, Molenaar H, Mari X, 1995. Variations in the structure, morphology and biomass of Caulerpa taxifolia in the Mediterranean Sea. Botanica Marina, 38:499-508.

Meinesz A, Boudouresque C-F, 1996. Sur l'origine de Caulerpa taxifolia en Méditerranée. Compte Rendu Hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences. Paris. Série D 319:603-613

Meinesz A, de Vaugelas J, Hesse B, Mari X, 1993. Spread of the introduced tropical green alga Caulerpa taxifolia in northern Mediterranean waters. Journal of Applied Phycology 5:141-147

Meinesz A, Hesse B, 1991. Introduction et invasion de l'algue tropicale Caulerpa taxifolia en Méditerranée nord-occidentale. Oceanologia Acta, 14((4)):415-426.

Meusnier I, Olsen JL, Stam WT, Destombe C, Valero M, 2001. Phylogenetic analyses of Caulerpa taxifolia (Chlorophyta) and of its associated bacterial microflora provide clues to the origin of the Mediterranean introduction. Molecular Ecology, 10(4):931-946.

Meusnier I, Valero M, Destombe C, Godé C, Desmarais E, Bonhomme F, Stam WT, Olsen JL, 2002. Polymerase chain reaction-single strand conformation polymorphism analyses of nuclear and chloroplast DNA provide evidence for recombination, multiple introductions and nascent speciation in the Caulerpa taxifolia complex. Molecular Ecology, 11(11):2317-2325.

Meusnier I, Valero M, Olsen J, Stam W, 2004. Analysis of rDNA ITS1 indels in Caulerpa taxifolia (Chlorophyta) supports a derived, incipient species status for the invasive strain. European Journal of Phycology 39:83-92

Montefalcone M, Morri C, Peirano A, Albertelli G, Bianchi CN, 2007. Substitution and phase shift within the Posidonia oceanica seagrass meadows of NW Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 75(1/2):63-71. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURLy_udi=B6WDV-4P24BTV-4y_user=10y_coverDate=10%2F31%2F2007y_rdoc=7y_fmt=summaryy_orig=browsey_srch=doc-info(%23toc%236776%232007%23999249998%23667802%23FLA%23display%23Volume)y_cdi=6776y_sort=dy_docanchor=y_ct=25y_acct=C000050221y_version=1y_urlVersion=0y_userid=10ymd5=de683fa92073f5bc5e10e825c596cfc1

NIMPIS, 2008. Entry for Caulerpa taxifolia. National Introduced Marine Pest Information System. http://www.marine.csiro.au/crimp/nimpis/

O'Neill KM, Schreider MJ, Glasby TM, Redden AR, 2007. Lack of epifaunal response to the application of salt for managing the noxious green alga Caulerpa taxifolia in a coastal lake. Hydrobiologia, 580:135-142.

Phillips JA, Price IR, 2002. How different is Mediterranean Caulerpa taxifolia (Caulerpales: Chlorophyta) to other populations of the species? Marine Ecology, Progress Series, 238:61-71. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v238/p61-71.html

Relini G, Relini M, Torchia G, 1998. Fish biodiversity in a Caulerpa taxifolia meadow in the Ligurian Sea. Italian Journal of Zoology, 65(Supp):465-470.

Relini G, Relini M, Torchia G, 2000. The role of fishing gear in the spreading of allochthonous species: the case of Caulerpa taxifolia in the Ligurian sea. ICES Journal of Marine Science, 57(5):1421-1427.

Ruesink JL, Collado-Vides L, 2006. Modeling the increase and control of Caulerpa taxifolia, an invasive marine macroalga. Biological Invasions, 8(2):309-325. http://www.springerlink.com/content/y01784351g282642/?p=1e71bc6b8e8e4352a88b95f0c64be648ypi=17

Sant N, Delgado O, Rodríguez-Prieto C, Ballesteros E (1996) The spreading of the introduced seaweed Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean Sea: testing the boat transportation hypothesis. Botanica Marina 39:427-430

Thake B, Herfort L, Randone M, Hill G (2003) Susceptibility of the invasive seaweed Caulerpa taxifolia to ionic aluminium. Botanica Marina 46:17-23

Theil M, Westphalen G, Collings G, Cheshire A, 2007. Caulerpa taxifolia responses to hyposalinity stress. Aquatic Botany, 87(3):221-228. http://www.sciencedirect.com/science/journal/03043770

Thibaut T, Meinesz A, 2000. Are the Mediterranean ascoglossan molluscs Oxynoe olivacea and Lobiger serradifalci suitable agents for a biological control against the invading tropical alga Caulerpa taxifolia? Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série III, Sciences de la Vie, 323(5):477-488.

Uchimura M, Rival A, Nato A, Sandeaux R, Sandeaux J, Baccou JC, 2000. Potential use of Cu2+, K+ and Na+ for the destruction of Caulerpa taxifolia: differential effects on photosynthetic parameters. Journal of Applied Phycology, 12((1)):15-23.

UNEP, 2004. Caulerpa taxifolia, a growing menace for the temperate marine environment. Environment Alert Bulletin, 1:1-4. http://www.unep.org

USDA-NRCS, 2008. The PLANTS Database. Baton Rouge, USA: National Plant Data Center. http://plants.usda.gov/

Verlaque M, Fritayre P (1994) Modifications des communautés algales méditerranéennes en présence de l'algue envahissante Caulerpa taxifolia (Vahl) C. Agardh. Oceanologica Acta 17:659-672

West EJ, Barnes PB, Wright JT, Davis AR, 2007. Anchors aweigh: fragment generation of invasive Caulerpa taxifolia by boat anchors and its resistance to desiccation. Aquatic Botany, 87(3):196-202. http://www.sciencedirect.com/science/journal/03043770

West EJ, West RJ, 2007. Growth and survival of the invasive alga, Caulerpa taxifolia, in different salinities and temperatures: implications for coastal lake management. Hydrobiologia, 577:87-94. http://springerlink.metapress.com/content/1573-5117/

Williams SL, Schroeder SL, 2003. Eradication of the invasive seaweed Caulerpa taxifolia by chlorine bleach. Marine Ecology, Progress Series, 272:69-76. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v272/p69-76.html

Withgott J, 2002. California tries to rub out the monster of the lagoon. Science (Washington), 295(5563):2201-2202.

Wright JT, 2005. Differences between native and invasive Caulerpa taxifolia: a link between asexual fragmentation and abundance in invasive populations. Marine Biology, 147(2):559-569. http://springerlink.metapress.com/(vita1y55wvv00cz3x5nvxc55)/app/home/contribution.asp?referrer=parentybackto=issue,29,30;journal,7,108;linkingpublicationresults,1:100441,1

Wright JT, Davis AR, 2006. Demographic feedback between clonal growth and fragmentation in an invasive seaweed. Ecology, 87(7):1744-1754. http://www.esajournals.org/perlserv/?request=get-documentydoi=10.1890%2F0012-9658%282006%2987%5B1744%3ADFBCGA%5D2.0.CO%3B2

Wright JT, McKenzie LA, Gribben PE, 2007. A decline in the abundance and condition of a native bivalve associated with Caulerpa taxifolia invasion. Marine and Freshwater Research, 58(3):263-272. http://www.publish.csiro.au/nid/126.htm

Zaleski SF, Murray SN, 2006. Taxonomic diversity and geographic distributions of aquarium-traded species of Caulerpa (Chlorophyta: Caulerpaceae) in southern California, USA. Marine Ecology, Progress Series, 314:97-108. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v314/p97-108/

Zuljevic A, Antolic B, 2000. Synchronous release of male gametes of Caulerpa taxifolia (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea (Research Note). Phycologia 39:157-159

Links de interés:
www.algaebase.org
http://www.europe-aliens.org/pdf/Caulerpa_taxifolia.pdf
http://www.cabi.org/isc/?aqb=yesycompid=5ydsid=29292yloadmodule=datasheetypage=481ysite=144
http://www.marine.csiro.au
http://www.issg.org/database

Codium fragile subsp. tormentosoides (van Goor) Silva, 1955
Phylum Chlorophyta, Clase Bryopsidophyceae, Orden Bryopsidales, Familia Codiaceae

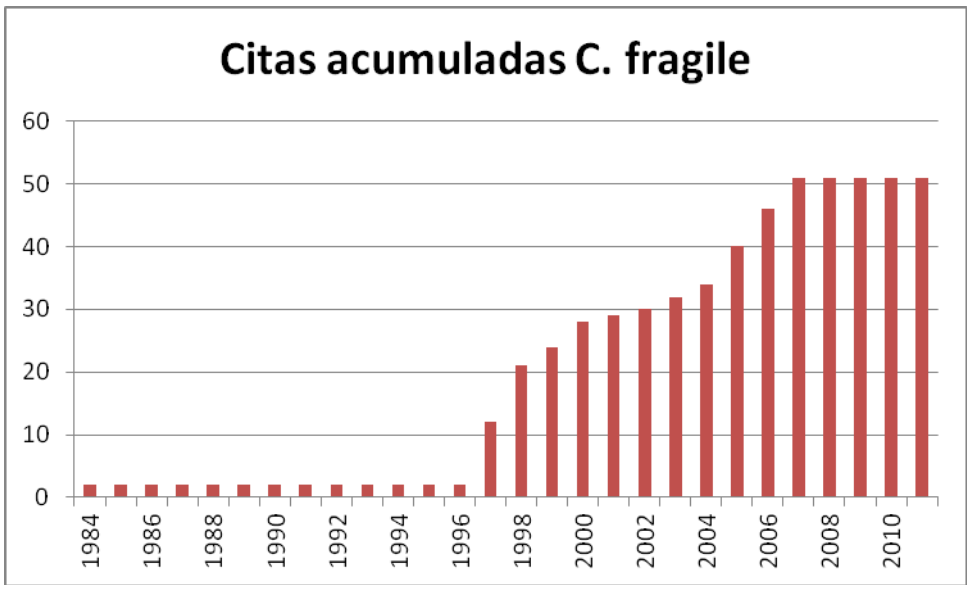
Ecología: Es una gran alga marina cuyos tallos de color verde intenso pueden alcanzar 1 m de longitud, aunque generalmente oscilan entre 20 y 30 cm. Al tacto tiene una consistencia esponjosa. Las ramas son cilíndricas y se ramifican dicotómicamente de manera regular. Se reproduce sexualmente, pero también tiene capacidad de reproducción vegetativa y partenogenética, por lo que presenta poca variación genética.
Presenta una amplia tolerancia fisiológica, así como una gran plasticidad morfológica y funcional, siendo capaz de usar diversas fuentes de nitrógeno en condiciones tanto oligotróficas como eutróficas. Aunque es una especies propia de aguas cálidas, con un óptimo a 24 ºC, el crecimiento y la reproducción son posibles hasta 12ºC, y los adultos pueden sobrevivir a temperaturas invernales de -2ºC. En condiciones favorables las tasas de crecimiento son altas. En su hábitat nativo se encuentra en rocas y otros sustratos duros del intermareal y sublitoral (EUNIS A3), al igual que en las zonas invadidas, donde se fija a cualquier estructura artificial, tanto en zonas limpias como contaminadas.

Dispersión: Su área de distribución natural son las costas japonesas del Pacífico. En el Atlántico norte se ha distribuido por las costas europeas (en Holanda fue detectada en 1900), incluyendo las islas macaronésicas, por las costas Atlánticas de Marruecos y también por todo el Mediterráneo, donde apareció por primera vez en las costas francesas en 1946. En España fue citada a principios de los 80. Análisis genéticos indican que las poblaciones del Atlántico Europeo y las del Mediterráneo se originaron por introducciones independientes. Se encuentra asimismo en la costa este de los EEUU. En el Pacífico ha colonizado las costas de Chile y California, y también el sur de Australia y Nueva Zelanda.

Su amplia expansión parece ser debida a la introducción accidental por medio del comercio de especies de mariscos (como las ostras), enganchados a los cascos de los barco, fijadas a cuerdas, cabos y amarres de los mismos barcos, en tanques de lastre. La dispersión secundaria se puede producir de forma natural a través de ejemplares que flotan libremente en el océano.

Citas en la demarcación: Ballesteros y Romero (1982) la encontraron en las costas de Gerona, y poco después fue citada también en las Baleares, en localidades del sur de Mallorca (Pericás, 1984. Posteriormente, en el marco de programas de seguimiento de algas invasoras en las costas catalanas llevados a cabo por investigadores del CEAB/CSIC desde 1994 ha sido repetidamente localizada en diversos puntos de las costas de Gerona, Barcelona y Tarragona (Andreu *et al.* 2011).

Información cuantitativa espacio-temporal: En la bibliografía disponible no se recogen datos cuantitativos precisos sobre coberturas, abundancias o biomasas, pero la evolución del nº de localidades en las que ha sido hallada en esta demarcación indica una expansión relativamente rápida.



Impacto potencial: Este alga compite y desplaza otras especies nativas del mismo género como *Codium tormentosum, Codium decorticatum* y *Codium fragile atlanticum*. Altera los hábitats y comunidades bénticas. Sus densos frondes afectan la movilidad de grandes invertebrados e incrementan la sedimentación.
Provoca algunos efectos perjudiciales para los intereses económicos, especialmente en la industria de los cultivos marinos, cubriendo bancos de bivalvos enterrados en sedimento, creciendo sobre los filtradores en cultivo u obturando dragas de captura de esos bivalvos. Se incrustan en estructuras portuarias diversas y en redes de pesca.

Control: No se conocen métodos de control biológico ni químico, y la extracción mecánica es impracticable porque se reproduce a partir de pequeños trozos.

Usos: Se utiliza como alimento en países orientales como Japón, Corea y China. Principios activos presentes en esta alga parecen tener aplicación en la industria farmacéutica.

Referencias consultadas: Ballesteros y Romero, 1982; Pericas, 1984; Arronte *et al.*, 2007; Andreu *et al.* 2011; Verlaque *et al.*, (in preparation) (CIESM Atlas)

Otras referencias relevantes:

Bárbara I, Díaz P, Cremades J, Tibaldo M, Freire O, Peña V, Lagos V, Calvo S, Veiga AJ, Peteiro C, López Rodríguez MC, Araujo R (2005) Adiciones corológicas a la flora bentónica marina del norte de la Península Ibérica. Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía) 14:83-88

Battelli C (1996) How many species of the genus Codium occur in Slovene coastal waters?.Annals for Istrian and Mediterranean Studies 9: 167-176, 6 figs, 3 tables

Burrows EM (1991) Seaweeds of the British Isles. Volume 2. Chlorophyta. pp. xi + 238, 60 figs, 9 plates. London: Natural History Museum Publications

Chapman AS (1999) From introduced species to invader: what determines variation in the success of Codium fragile ssp. tomentosoides (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52:277-289

Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, Serio D (2004) Alien macrophytes in the Mediterranean Sea: A review. Recent Research Developments in Environmental Biology 1(1):1-202

Feldmann J, Magne MF (1964) Additions a l'inventaire de la flore marine de Roscoff algues, champignons, lichens. Travaux Station Biologique de Roscoff, Nouvelle Série 15 (New supplement): 1-23

Furnari G, (1974) Segnalazione di Codium fragile (Suringar) Hariot nel Lago di Faro (Messina). Memorie di Biologia Marina e di Oceanografia 4:193-198

Gallardo T, Gómez Garreta A, Ribera MA, Cormaci M, Furnari G, Giaccone G, boudouresque CF (1993) Checklist of Mediterranean Seaweeds, II. Chlorophyceae Wille s.l.. Botanica Marina 36:399-421

Guiry MD (1978) A consensus and bibliography of Irish Seaweeds. pp 287. Vaduz: J. Cramer John DM, Prud'homme van Reine WF, Lawson GW, Kostermans TB, Price JH (2004) A taxonomic and geographical catalogue of the seaweeds of the western coast of Africa and adjacent islands. Beihefte zur Nova Hedwigia 127:1-339

Pericas JJ (1984) De Flora marina Balearica 1. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 28: 139-146

Provan J, Murphy S, Maggs CA (2005) Tracking the invasive history of the green alga Codium fragile ssp.tomentosoides. Molecular Ecology 14(1):189-194

Rindi F, Sartoni G, Cinelli F (2002) A floristic account of the benthic marine algae of Tuscany (Western Mediterranean Sea). Nova Hedwigia 74(1-2):201-250

Silva PC (1955) The dichotomous species of Codium in Britain. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 34: 565-577, 5 figs, 1 plate. Silva, P.C. (1955). The dichotomous species of Codium in Britain. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 34: 565-577

Tittley I, Neto AI (2005) The marine algal (seaweed) flora of the Azores: additions and amendments. Botanica Marina 48(3):248-255

Trowbridge CD (1998) Ecology of the green macroalga Codium fragile (Suringar) Hariot 1889: invasive and noninvasive subspecies. Oceanography and Marine Biology Annual Review 36:1-64

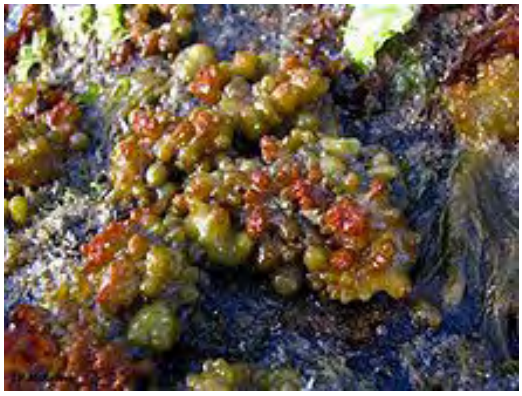
Trowbridge CD, Farnham WF, White LF (2004) Thriving populations of the native macroalga Codium tomentosumon Guernsey rocky shores. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84:873-877

Links de interés:

http://www.europe-aliens.org/pdf/Codium_fragile.pdf

Colpomenia peregrina Sauvageau 1927

Phylum Ochrophyta, Clase Phaeophyceae, Orden Ectocarpales, Familia Scytosiphonaceae



Ecología: Alga parda sésil con morfología globular, hueca y de bordes lobulados o irregulares. Caracterizada por su color marrón oliváceo. Puede llegar a medir hasta 9 cm de ancho. Su superficie es fina y lisa, aunque en ocasiones presenta invaginaciones o roturas. Podemos encontrarla epilítica o epifita, fijada al substrato mediante filamentos rizoidales. Los soros se disponen esparcidos por todo el talo (Womerlsey, 1987).

Se han descrito dos morfotipos de la especie en el Sur de Australia: una forma pequeña y globosa, y otra alargada e irregular con una superficie rugosa (Clayton, 1975). La forma globosa normalmente es de vida epifita, habitando en las piscinas creadas por las mareas. Es la forma de C. peregrina más encontrada en Europa (Blackler, 1967). La forma irregular predomina en inverno en el sur de Australia

(Clayton, 1975). Actualmente, gracias a nuevos datos genéticos, se encuentra en discusión, si los dos morfotipos corresponden a dos especies diferentes (Youn Cho, 2005).
Presenta un ciclo de vida anual que consta de dos fases alternadas, una fase gametofítica y parenquimática, y otra esporofítica y pseudoparenquimatosa. Los zooides se desarrollan directamente en el talo o a partir de filamentos, se trata de anisogametos. El esporangio que se forma a partir del zigoto es un pequeño disco con un filamento, sobre el que se desarrolla el esporangio. (Womerlsey, 1987).
Habita normalmente en la zona intermareal sobre sustratos duros, generalmente en la roca, o en la superficie de las valvas de las ostras, aunque es posible encontrarla en la zona sublitoral llegando incluso a los 18 metros de profundidad (Peña y Bárbara, 2008).

Dispersión: Es nativa del Océano Pacífico (Eno *et al.* 1997; Oakley, 2008). Como es normal en las invasiones que se producen en el medio marino, existe una cierta incertidumbre sobre la introducción y establecimiento de ésta especie. Algunos autores afirman que *C. peregrina* fue introducida en toda Europa mediante el cultivo del bivalvo *Crassostrea virginica* (Farnham, 1980; Eno *et al.* 1997; Oakley, 2008). Sin embargo, otros estudios afirman que se introdujo a través del cultivo de *C. virginica* sólo en algunos puntos de la costa francesa y, posteriormente, se extendió mediante dispersión natural hacia las costas de Reino Unido, península Ibérica y las costas situadas más al Norte del continente europeo (Blacker, 1967). Según datos históricos se estableció primeramente alrededor del 1905 en la costa atlántica francesa y en los años siguientes abarcó la península Ibérica y las costas de Reino Unido e Irlanda (Wolff, 2005). Posteriormente, se expandió hacia las costas de Holanda (1921), Dinamarca (1939) y Noruega (1949); (Blackler, 1967). En la costa Mediterránea de la península Ibérica se introdujo a través del Estrecho de Gibraltar, donde las corrientes de entrada al Mediterráneo facilitaron la dispersión natural de la especie (Blackler, 1967).

Citas en la demarcación: Se han encontrado referencias que señalan su presencia en Baleares ya a mediados del SXX (Seoane-Camba, 1965). Hay referencias más recientes (Rull y Gómez, 1990; Ballesteros, 1992) que indican su presencia en puntos de la costa catalana (Tossa, Cadaqués) y en el Atlas de algas invasoras de la CIESM (Verlaque et al, en preparación).

Información cuantitativa espacio-temporal: Las referencias consultadas no incluyen información cuantitativa precisa.

Impacto potencial: Los ejemplares de *C. peregrina*, sin fisuras en su membrana y fijados a una ostra puede provocar el desprendimiento de la ostra y que sea llevada a flote, debido a que *C. peregrina* actúa como flotador. Esto, supone una grave amenaza para aquellas localidades donde el cultivo de estos bivalvos es una fuente de ingresos importante. Por este curioso efecto se la llama “Oyster thief” (Ladrón de ostras); (Guiry, 2011; Oakley, 2008).

Control: No se conocen depredadores que ejerzan de controlador sobre la especie. Hasta el momento no se han aplicado medidas para gestionar su expansión.

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Seoane-Camba, 1965; Rull y Gómez, 1990; Ballesteros, 1992; Arronte *et al.*, 2007; Domínguez-Álvarez y Gil-Rodríguez, 2008; Verlaque *et al.*, (in preparation) (Atlas CIESM).

Otras referencias relevantes:

Bárbara I., Cremades J., Calvo S., López-Rodríguez M.C. y Dosil J. 2005. Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). Anales del Jardín Botánico de Madrid 62: 69-100.

Blackler H. 1967. The occurrence of Colpomenia peregrina (Sauv.) Hamel in the Mediterranean (Phaeophyta, Scytosiphonales). Blumea 15: 5–8.

Clayton M.N. 1975. A study of variation in Australian species of Colpomenia (Phaeophyta, Scytosiphonales). Phycologia 14: 187– 195.

Eno N.C., Clark R. y Sanderson W. 1997. Non-native marine species in British waters: a review and directory. Edited by N. C. Eno, Robin A. C. y W. G. Sanderson. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 136 pp.

Guiry, M.D. y Guiry, G.M. 2011. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org; searched on 09 June 2011.

Oakley, J. 2008. Colpomenia peregrina. Oyster thief. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: http://www.marlin.ac.uk/speciesinformation.php?speciesID=3024; searched on 09 June 2011.

Peña V. y Bárbara I. 2008. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). Botanica Marina 51 (2008): 493–505.

Youn Cho G., Min Boo S., Nelson W. y Clayton M. 2005. Genealogical partitioning and phylogeography of Colpomenia peregrina (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae), based on plastid rbcL and nuclear ribosomal DNA internal transcribed spacer sequences. Phycologia 44: 103–111.

Wolff. W.J. 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. Zoologische Mededelingen 79: 1-116.

Womersley H.B.S. 1987. The marine benthic flora of southern Australia. Part II. South Australia Government Printing Division, Adelaide. 481pp.

Links de interés:

http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Colpomenia_peregrina.pdf
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=74
http://invasiber.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=2yid_fitxa=134
http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50148

Sargassum muticum (Yendo) Fensholt 1955

Phylum Chromophycota, Clase Phaeophyceae; Orden Fucales; Familia Sargassaceae

Ecología: El hábitat preferido de esta feofícea son los fondos duros resguardados, pero también se puede agarrar a sustratos duros dispersos sobre fondos blandos, como piedras o conchas. No soporta bien la exposición directa a oleaje; pero si tolera las corrientes. Se encuentra generalmente en el intermareal inferior y en el submareal superior. Las condiciones eutróficas favorecen su crecimiento (Wallentinus, 2002). Tolera un amplio rango de condiciones abióticas, lo que favorece su carácter invasivo (Nyberg y Wallentinus, 2005). Una salinidad de 34 ‰ es la considerada óptima para la especie (Eno *et al*., 1997), pero puede soportar salinidades mucho menores (Hales y Fletcher, 1989; Oteen, 2004). Requiere temperaturas de más de 8 °C para reproducirse (Steen y Rueness, 2004). Es monoécico y autofértil, y los embriones sólo viajan unos pocos metros antes de adherirse a alguna superficie. No se reproduce vegetativamente (Wallentinus, 1999, 2005). Presenta un crecimiento rápido, hasta 2–4 cm/día, alta fecundidad y vive muchos años.

Dispersión: Es nativo del Pacífico noroeste, de las aguas costeras de Japón, China, Corea y Rusia. Fue observado por primera vez fuera de su área en la Columbia Británica en 1944. En Europa se encontró por primera vez en la costa sur de Inglaterra en 1973, pero probablemente fue ya introducido en los 60, posiblemente a través del comercio de ostras *Crassostrea gigas* para acuicultura en Francia, desde Japón o Canadá, como epífitos en las propias ostras o como material de embalaje. Se encuentra ahora en toda la costa Atlántica europea, de Portugal a Noruega (Wallentinus, 1999, Staehr *et al*., 2000), y también en el Mediterráneo, a donde llegó en los 80 también posiblemente a través de importaciones de ostras japonesas. La dispersión secundaria en el área se puede producir a través de individuo, o simplemente ramas fértiles a la deriva, a grandes distancias, ya que su flotabilidad se ve favorecida por la presencia de vesículas de aire. También puede viajar enganchado a cadenas o hélices de barcos, o incrustado en cascos (Wallentinus, 1999). Otro vector potencial es la acuariofilia (Wallentinus, 2002).

Citas en la demarcación: Rull lluch *et al.* (1994) citaron la presencia de esta especie en dos localidades de la costa de Gerona (Castell y Tossa de Mar) y al norte de Mallorca (Pollensa). Verlaque *et al.* (en preparación) (Atlas CIESM) indica su presencia en Cataluña y la Comunidad Valenciana.

Información cuantitativa espacio-temporal: Además de las citas mencionadas en Cataluña y Baleares, que corresponden a los a los años 1985-1988 y 1986, respectivamente, no se han encontrado citas más recientes.

Impacto potencial: La introducción de esta especie ha producido uno de los cambios más dramáticos en la vegetación de la zona sublitoral superior de las regiones colonizadas en los tiempos modernos, ya que esta gran alga juega sin duda un importante papel estructural en el cinturón algal litoral (Karlsson *et al.* 1995). Critchley *et al.* (1990) ha listado los efectos potenciales de su establecimiento, incluyendo desplazamiento de species nativas, incremente de algas filamentosas epífitas, cambios en la composición de flora y fauna, incremento de sedimentación, interacciones con pesquerías costeras, grandes acumulaciones de algas a la deriva, bloqueo de puertos y fondos someros e interferencia con actividades recreativas.
S. muticum es un fuerte competidor por el espacio y la luz para la flora nativa, gracias a su rápido crecimiento, alta fertilidad, y gran biomasa y densidad, lo que puede impedir el asentamiento y desarrollo de otras algas (Critchley *et al.* 1986, Staehr *et al.* 2000). Esas altas densidades, de hasta 130–300 individuos/m^2 (Ambrose y Nelson 1982, Boudouresque *et al.* 1985, Fernández *et al.* 1990) afecta no sólo a las tasa de sedimentación y penetración de la luz, sino también a la hidrodinámica costera y la concentración de oxígeno . (Rueness 1985). Dichas masas provocan condiciones anóxicas y la formación de sulfuro de hidrógeno incluso en zonas de elevado hidrodinamismo (Karlsson *et al.* 1995), así que en zonas más cerradas, como bahías, ensenadas o puertos el problema puede ser mayor. Puede presentar también algunos efectos positivos, ya que *S. muticum* proporciona hábitat adecuado para los epibiontes (Wernberg *et al.* 2004) y proveer protección para otros animales, favoreciendo el asentamiento de invertebrados que pueden atraer peces y otros predadores (Wallentinus 1999).

En cuanto a sus efectos socioeconómicos, *S. muticum* puede causar problemas a la pesca costera, profesional o de recreo por provocar enganche de anzuelos y redes, incluso de hélices. También causa problemas en instalaciones de acuicultura creciendo sobre los cabos y jaulas(Verlaque 2001). Puede asimismo provocar el atasco de las tomas de refrigeración de plantas industriales. Su incrustación en estructuras portuarias puede llegar a representar también un problema. Las algas desprendidas que se depositan en la costa pueden causar molestias por su olor al descomponerse. En general las acumulaciones densas entorpecen usos humanos de las aguas costeras, como natación, pesca y navegación de recreo.

Sin embargo, no parece que las condiciones ambientales del Mediterráneo español sean las idóneas para la proliferación masiva de esta alga parda.

Control: La cuarentena de organismos usados en acuacultura es esencial para reducir los riesgos de introducción y expansión de *S. muticum*. Se ha intentado la erradicación manual en Inglaterra en los años 70, pero fue un fracaso (Farnham 1980), ya que la extracción continua durante años de toneladas de esta alga (Boaden 1995) no sirvió para detener la expansión de la especie (Kraan 2006).

Se han ensayado otros métodos, como extracción por arrastre, cortado y succión, incluso uso de herbicidas, que tampoco son útiles debido a la falta de selectividad y las grandes dosis requeridas. En todo caso, tras la aplicación de las medidas se producen rápidos recrecimientos, por lo que para mantener una zona libre del alga las acciones se deben llevar a cabo de forma indefinida (Eno *et al.* 1997).

El control biológico también se ha demostrado inefectivo, porque las especies utilizadas no son predadores específicos de *S. muticum* (Critchley *et al.* 1986).

En conclusión, una vez establecida la única forma de evitar problemas mayores es la eliminación continua del alga, lo cual es muy costoso y sólo vale la pena llevarlo a cabo, cuando resulta imprescindible, en puntos muy sensibles. Ese riesgo enfatiza la importancia de la detección temprana, ya que sólo en estadios muy iniciales de la infestación es factible controlarla.

Usos: *S. muticum* tiene valor comercial por su uso en la fabricación de alginatos. .

Referencias consultadas: Rull lluch *et al.*, 1994; Verlaque *et al.*, (in preparation) (Atlas CIESM)

Otras referencias relevantes:

Ambrose, R.F. y Nelson, B.V. 1982. Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. Botanica Marina 25: 265-267.

Anonymous, 1997. Introduced species in the marine environment: Status and national activities in the OSPAR convention area, revised report submitted by Sweden, IMPACT 97/7/1. Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution, Working Group on Impacts on the Marine Environment (IMPACT).

Bartsch, I. y Kuhlenkamp, R. 2000. The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. Helgoland Marine Research 54: 160-189.

Bjærke, M.R. y Fredriksen, S. 2003. Epiphytic macroalgae on the introduced brown seaweed Sargassum muticum (Yendo) Fensholt (Phaeophyceae) in Norway. Sarsia 88: 353-364.

Boaden, P.J.S. 1995. The adventive seaweed Sargassum muticum (Yendo) Fensholt in Strangford Lough, Northern Ireland. Irish Naturalists' Journal 25: 111-113.

Boudouresque, C.F., Belsher, T., David, P., Lauret, M., Riouall, R. y Pellegrini, M. 1985. Données préliminaries sur les peuplements à Sargassum muticum (Phaeophyceae) de l'Etang de Thau (France). Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 29: 57-60.

Buschbaum, C. 2005. Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang Sargassum muticum an der deutschen Nordseeküste. Natur und Museum 135: 216-221.

Buschbaum, C., Chapman, A.S. y Saier, B. 2006. How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. Marine Biology 148: 743-754.

Christensen, T. 1984. Sargassotang, en ny algeslægt i Danmark. Urt 4: 99-104.
Cosson, J. 1999. On the progressive disappearance of Laminaria digitata on the coasts of Calvados (France). Cryptogamie Algologie 20: 35-42.
Critchley, A.T., Farnham, W.F. y Morrell, S.L. 1986. An account of the attempted control of an introduced marine alga, Sargassum muticum, in southern England. Biol. Cons. 35: 313-332.
Critchley, A.T., Farnham, W.F., Yoshida, T. y Norton, T.A. 1990. A bibliography of the invasive alga Sargassum muticum (Yendo) Fensholt (Fucales, Sargassaceae). Botanica Marina 33: 551-562.
Eno, N.C., Clark, R.A. y Sanderson, W.G. (eds.) 1997. Non-native marine species in British waters: A review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
Farnham, W.F. 1980. Studies on aliens in the marine flora of southern England. In: Price, J.H., Irvine, D.E.G. y Farnham, W.F. (eds.): The shore environment 2: Ecosystems (pp. 875-914). Academic Press, London.
Farnham, W.F. 1994. Introductions of marine benthic algae into Atlantic European waters. In: Boudouresque, C.F., Briand, F. y Nolan, C. (eds.): Introduced species in European coastal waters (pp. 28-36). European Commission, Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg.
Givernaud, T., Cosson, J. y Givernaud-Mouradi, A. 1991. Etude des populations de Sargassum muticum (Yendo)
Fensholt sur les côtes de Basse–Normandie (France). In: Elliott, M. y Ducrotoy, J.P. (eds.): Estuaries and coasts:
Spatial and temporal intercomparisons. ECSA 19 Symposium (pp. 129-132). Olsen y Olsen, Fredensborg, for ECSA – Estuarine and Coastal Sciences Association, Caen, France.
Hales, J.M. y Fletcher, R.L. 1989. Studies on the recently introduced brown alga Sargassum muticum (Yendo) Fensholt: IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. Botanica Marina 32: 167-176.
Hellfalk, M., Johansson, L., Melin, M. y Lundgren, V. 2005. Inventering av grunda bottnar i Helsingborgs kommun sommaren 2005. Miljönämnden i Helsingborg, Helsingborg. 69 pp.
ICES, 2004. ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2004. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.
Karlsson, J. 1988. Sargassum muticum, a new member of the algal flora of the Swedish west coast. Svensk Botanisk Tidskrift. 82: 199-205.
Karlsson, J. 1996. Nationell miljöövervakning: Hårdbottnarnas växtsamhällen. In: Havsmiljön: Aktuell rapport om miljötillståndet i Kattegatt, Skagerrak och Öresund (mars 1996), p. 16.
Karlsson, J. 1997. The current distribution of Japweed – Sargassum muticum – in Sweden. Poster and abstract at 32nd EMBS (European Marine Biologists Symposium). Programme and Abstract Volume (p. 111). Kristineberg Marine Research Station.
Karlsson, J. y Loo, L.O. 1999. On the distribution and continuous expansion of the Japanese Seaweed Sargassum muticum in Sweden. Botanica Marina 42: 285-294.
Karlsson, J., Valentinsson, D. y Loo, L.O. 1995. Sargassosnärja – Sargassum muticum – vid svenska västkusten: Slutrapport till Naturvårdsverket (mimeo., 16 pp.). Tjärnö marinbiologiska laboratorium.
Kornmann, P. y Sahling, P.H. 1994. Meeresalgen von Helgoland: Zweite Ergänzung. Helgoländer Meeresuntersuchungen 48: 365-406.
Kraan, S. 2006. Sargassum muticum in Ireland. Irish Sea Weed Centre. Web version. Accessed: 2006-11-22.
Nielsen, R. 1994. Danske havalger: Utbredelse og danske navne. Miljø- og Energiministeriet/Skov- og Naturstyrelsen, København.
Nyberg, C. y Wallentinus, I. 2005. Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? Biological Invasions 7: 265-279.
Pedersen, M.F., Staehr, P.A., Wernberg, T. y Thomsen, M.S. 2005. Biomass dynamics of exotic Sargassum muticum and native Halidrys siliquosa in Limfjorden, Denmark: Implications of species replacements on turnover rates. Aquatic Botany 83: 31-47.

Ribera Siguan, M.A. 2002. Review of non-native plants in the Mediterranean. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. y Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management (pp. 291-310). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Rueness, J. 1985. Japansk drivtang – Sargassum muticum – Biologisk forurensning av europeiske farvann. Blyttia 43: 71-74.

Rueness, J. 1989. Sargassum muticum and other introduced Japanese macroalgae: Biological pollution of European coasts. Marine Pollution Bulletin 20: 173-176.

Schories, D., Albrecht, A. y Lotze, H. 1997. Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 51: 321-341.

Staehr, P.A., Pedersen, M.F., Thomsen, M.S., Wernberg, T. y Krause-Jensen, D. 2000. Invasion of Sargassum muticum in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. Marine Ecology Progress Series 207: 79-88.

Staehr, P.A., Wernberg-Møller, T. y Thomsen, M.S. 1998. Invasion of Sargassum muticum (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden, Denmark. Poster presented at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark. Web version

Steen, H. 2004. Effects of reduced salinity on reproduction and germling development in Sargassum muticum (Phaeophyceae, Fucales). European Journal of Phycology 39: 203-299.

Steen, H. y Rueness, J. 2004. Comparison of survival and growth in germlings of six fucoid species (Fucales, Phaeophyceae) at two different temperature and nutrient regimes. Sarsia 89: 175-183.

Verlaque, M. 2001. Checklist of the macroalgae of the Thau Lagoon (Hérault, France), a hotspot of marine species introduction in Europe. Oceanologica Acta 24: 29-49.

Wallentinus, I. 1999. Sargassum muticum. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. y Voigt, M. (eds.): Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Logos Verlag, Berlin.

Wallentinus, I. 2002. Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. y Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management (pp. 27-53). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Wallentinus, I. 2005. Fact Sheet on Sargassum muticum. Alien species in Swedish Seas. Främmande arter i svenska hav. Web version

Wernberg, T., Thomsen, M.S., Staehr, P.A., y Pedersen, M.F. 2004. Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives Sargassum muticum and Halidrys siliquosa in Limfjorden (Denmark). Helgoland Marine Research 58: 154-161.

Wernberg-Møller, T., Thomsen, M.S. y Staehr, P.A. 1998. Phenology of Sargassum muticum (Phaeophyta, Fucales) in Limfjorden. Poster presented at the 10th Marine Research Conference, Hirtshals, Denmark.

Links de interés:

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Sargassum_muticum.pdf
http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=90ysk=0yfrom=resultsy-session=abv3:51E49D7D18bba237B7vLU2754DC2
http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=727yfr=1ysts=sss

Ecteinascidia turbinata Herdman, 1880

Phylum Chordata, Clase Ascidiacea, Orden Phlebobranchia, Familia Perophoridae.

Ecología: Es un tunicado con adultos hermafroditas simultáneos, que puede reproducirse de forma sexual por gametos y asexual por yemas. Esta especie es ovovivípara (Svane y Young, 1989), su fertilización es interna y la incubación se realiza en el espacio peribranquial durante aproximadamente 7 o 9 días después de la fertilización. Las larvas son expulsadas a través del sifón exhalante por la mañana y su fijación y metamorfosis se da en 24 horas (Morgan, 1977). A continuación nadan en espiral durante cuatro o seis horas (Simkins, 1924) y se dispersan dependiendo más de las corrientes que de su propia natación (Svane y Young, 1989).

En Bermudas y en Formentera se ha observado que *E.turbinata* se reproduce simultáneamente de forma sexual y asexual durante los meses de verano (Simkins, 1924; Berril, 1932; Carballo *et al.*, 1997). En aguas de Puerto Rico ocurre lo mismo, sólo que en este caso durante todo el año, con un incremento de la fijación de las larvas en la época de lluvia de septiembre a diciembre (Morgan, 1977), y en Cuba, también se dan las dos reproducciones simultáneamente, pero con predominio de la asexual en los meses de julio y agosto y de la sexual en abril y mayo (Hernández-Zauny *et al.*, 2000).

Su tasa de reproducción es alta, pudiendo una colonia liberar como promedio 10.000 larvas cada 40 días, con una supervivencia larval promedio del 20%. (Hernández-Zanuy, 2004). En el experimento realizado por Morgan, 1977, en un año las colonias produjeron de seis a ocho generaciones asexuales subsecuentes. Al parecer, la reproducción sexual de *Ecteinascidia turbinata* se da entre valores de temperatura del agua de 22°C a 29.5°C (Morgan, 1977; Carballo *et al.*, 1997; Hernández-Zanuy *et al.*, 2000).

Vázquez y Young (1996) observaron el efecto de las haloclinas en la dispersión de las larvas de *E. turbinata* y encontraron que su distribución en la columna de agua está relacionada con los cambios de salinidad que ocurren en la misma, y que las larvas nadan fácilmente desde salinidades de 33‰ hasta 26 ‰. Posteriormente estos mismos autores (Vázquez y Young 2000) encontraron que aunque esta especie puede aparecer a salinidades de 14 ‰, el éxito de la metamorfosis y la supervivencia de los juveniles disminuye cuando las salinidades bajan de 22 ‰.

Este tunicado de aguas tropicales y sub-tropicales, normalmente vive a unas temperaturas medias de 25°C o 32°C (Vázquez y Young 1996). Por tanto en el

Mediterráneo se adapta bien a las condiciones estivales, pero muere a temperaturas por debajo de los 17°C. A estas temperaturas tan bajas sólo permanecen los estolones, que facilitan la recuperan de la colonia cuando las aguas se vuelven más cálidas (Carballo, 2000b).

Como habitante común de los estuarios, *E.turbinata* puede soportar fluctuaciones de salinidad relativamente grandes. Sin embargo, las haloclinas causantes de una estratificación en la columna de agua reducen su capacidad para migrar verticalmente (Vázquez y Young, 1996).

Esta especie se encuentra en todos los hábitats litorales, desde la zona de mareas, hasta los arrecifes exteriores (Monniot, 1972) y aunque habita preferentemente en los fondos someros, su límite batimétrico se encuentra en 42m de profundidad (Pèrés, 1956). La distribución de *E. turbinata* puede ser parcheada y su abundancia variar estacionalmente (Carballo, 2000b).

Como componente de las comunidades del fouling de zonas costeras y estuarinas, *E.turbinata* se encuentra compartiendo hábitat con varias especies de invertebrados como esponjas y otras ascidias. Además, al menos tres especies de anfípodos están en asociación con *E.turbinata* (Theil, 1999; Thomas, 1979). Aunque los detalles de la relación simbiótica no están muy claros, parece que los anfípodos ganan en protección y se alimentan de las partículas que entran al tunicado a través de sifón (Thomas, 1979).

Las poblaciones de esta ascidia en la laguna conocida como el Estany des Peix (Formentera) en el Mediterráneo, habitan sobre las praderas del alga *Caulerpa prolifera* y la fanerógama *Cymodocea nodosa* o sueltas sobre el fondo (Carballo *et al.* 1997). En los puertos de Alicante y Alcudia ha sido encontrada en las escolleras exteriores, fijada a los bloques rocosos y en lugares esciáfilos. Las colonias suelen estar formadas por un elevado número de zooides (Ramos, 1991).

Este tunicado es fitoplanctófago: las diatomeas y los dinoflagelados son los principales componentes de su dieta en su área nativa (Hernández-Zanuy *et al.*, 2007).

Contiene componentes anti-predación tanto en el estadio larva como adulto. En el caso de los adultos, las altas concentraciones de vanadio probablemente reducen la palatabilidad de los tejidos (Stoecker, 1980).

En los últimos años *E.turbinata* se ha estudiado intensamente debido a la presencia de compuestos con actividad anticancerígena (Rinehart *et al.*, 1990; Sakai *et al.*, 1992; Guan *et al.*, 1993

Dispersión: Esta especie, fue descrita por primera vez a partir de material colectado en las Islas Bermudas durante la expedición Challenger, y se considera originaria del Atlántico occidental tropical (Caribe). Su rango de distribución se extiende a lo largo de las cálidas y poco profundas aguas del golfo de México, la costa este de Florida, Bermudas y el Caribe (Van Name, 1945), donde se encuentra en los manglares. Hoy en día está presente en algunos puntos del atlántico , como Islas de Cabo Verde (Rennie y Wiseman 1906), Senegal (Pèrés 1949), Sierra Leona (Millar 1956) y Cádiz (Ramos *et al.* 1993, Naranjo y García Gómez 1994). En el Mar Mediterráneo oriental se encuentra presente en el Canal de Suez (Harant 1939), Túnez (Pèrés 1954), Grecia y Egipto

(Herdman 1882; Naranjo 1995) y en el occidental en las Islas Baleares (Formentera y Mallorca) (Rodríguez 1922; Turon 1987, Ramos *et al.* 1991), Cabo Creus (Harant 1927, Harant y Vernieres 1933) y Alicante (Cornet y Ramos 1980).
En el Mediterráneo Español, más concretamente en las costas Baleares, se cree que esta especie ha sido transportada como agua de lastre o como organismo del fouling (Grau Jofre, 2010).

Citas en la demarcación: Con respecto al Mediterráneo Español se ha localizado en Baleares (Rodríguez, 1922; Molinier, 1954; Pérès, 1954, 1957; Ramos *et al.*, 1991) Cabo Creus (Harant, 1927; Harant y Vernieres, 1933) y puerto de Alicante (Cornet y Ramos, 1980).
En Formentera se encuentra en el Estany des Peix donde Carballo *et al.*, 1997 estudiaron la distribución, densidad y crecimiento de esta especie y donde la empresa Pharmamar ha cultivado esta ascidia hasta el año 2003, en que se logró la producción sintética del compuesto.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de información detallada sobre su abundancia, pero a pesar de haberse detectado en el Mediterráneo ya en las primeras décadas del sXX en un amplio estudio llevado a cabo entre 1974 y 1986, con 113 estaciones cubriendo todo el litoral mediterráneo español, sólo se detectó en el puerto de Alicante.

Impacto potencial: En aguas españolas no parece presentar una capacidad de invasión de hábitats naturales importante. En zonas portuarias puede causar las molestias propias de organismos incrustantes en estructuras artificiales.

Control: Ninguno

Usos: Este tunicado produce un componente llamado ecteinascidin-743 (ET-743, también conocido como trabectedin), el cual está teniendo mucha importancia en la industria farmacéutica debido a sus propiedades anti-cancerígenas (Carballo *et al.*, 2000). Sin embargo, el tamaño y la abundancia de esta ascidia conlleva que una producción a gran escala de ET-743 sea difícil y costosa, ya que aproximadamente una tonelada métrica de *E.turbinata* debe ser recolectada y extraída para poder producir un gramo del agente anti-cancerígeno (Proksch *et al.*, 2003). En los últimos años, la industria médica ha estado produciendo trabectedin mediante semisíntesis (Cuevas y Francesch, 2009), eliminando la necesidad por el producto natural. En el mercado se ha comercializado como Yondelis, y se considera el primer agente anticancerígeno marino que se aprueba en la Unión Europea para su uso en pacientes con sarcoma de los tejidos blandos (Cuevas y Francesch, 2009). La potencialidad del compuesto también ha sido comprobada contra el melanoma y los cánceres de pulmón y mama (Nieves, 1995).

Ecteinascidia turbinata se cultivó en el Estany des Peix en la isla de Formentera, y en Costa del Este, en Cuba, donde se producían más de 100 toneladas anuales de este tunicado.

Referencias consultadas:

Ramos , 1991; Grau Jofre, 2010

Otras referencias relevantes:

Berril NJ (1932) The mosaic development of the ascidian egg. Biol. Bull. 63: 381-386

Calder DR, Thornborough JR, Lowry Jk (1966) Record of *Ecteinascidia turbinata* Herdman; an in situ experimental study of the effects of swiming on dispensal. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 145:189-204

Carballo JK (2000a) Distribución de *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) en los manglares de la Península de Yucatán (México). Revista de Biología Tropical 48:2-6

Carballo JL (2000b) Larval ecology of an ascidian tropical population in a mediterranean enclosed ecosystem. Marine Ecology Progress Series 195: 159-167

Carballo JL, Naranjo S, Kukurtzü B, Hernández-Zanuy A (1997) Estudio de la población de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Ascidiacea: Perophoridae) en la isla de Formentera (Mar Mediterráneo. España): Distribución, densidad y crecimiento. Ciencias del Mar, UAS 15:7-15

Carballo JL, Hernández-Zanuy A, Naranjo S, Kukurtzü B, García Cagide A (1999) Recovery of *Ecteinascidia turbinata* Herman, 1880 (Ascidiacea: Perophoridae) populations after different levels of harvesting on a sustainable basin. Marine Science 65: 755-760

Carballo Jl, Naranjo S, Kukurtzü B, De La Calle F, Hernández-Zanuy A (2000) Production of *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) for obtaining anticancer compounds. J. World Aquaculture Soc. 31:481-490

Cornet C y Ramos AA (1980) Ascidiacea. En: Estudio ecológico y sistemático de las esponjas y ascidias del Mediterráneo español: 362-499 (Bibiloni MA, Cornet C, Ramos AA, Rubió M, Tur JM, Uriz MJ (eds.)) Memoria fundación Juan March

Cuevas C y Francesch A (2009) Development of Yondelis (trabectedin, ET-743). A semisynthetic process solves the supply problem. Nat. Prod. Rep. 26:322-337

Guan Y, Sakai R, Rinehart KL, Wang AH (1993) Molecular and crystal structures of ecteinascidins: potent antitumor compounds from the Caribbean tunicate *Ecteinascidia turbinata*. Journal of Biomolecuar Structure and Dynamics 10:793-81

Harant H (1927) La faune ascidiologique de Banyuls et de Cette: essai de révision des ascidies de la Mediterranée occidentale. Ann. Inst. océanogr., Paris, 4 (5): 209-251

Harant H. y P. Verniéres (1933) .Tuniciers. Fasc. I. Ascidies. Faune de France, 27: 1-99.

Harant H (1939) Les fonds de péche prés d'Alexandrie. Ascidiacea. Not. Mém., Inst. Fouad I Hydrobiol., Péche, 28:1-12

Herdman WA (1882) Reporto on the Tunicata I. Ascidia simplices. Rep. Challenger Exped. Zool., vol 6: 1-297

Hernández-Zanuy A, García-Cagide A, Esquivel M, Blanco A (2000) Reproducción y desarrollo de *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) en Cuba. Revista de Biología Tropical 48(1)

Hernández-Zanuy A (2004) Biología y ecología de *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (Ascidiacea) en Cuba. Tésis de doctorado, Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba

Millar RH (1956) Note on some Ascidians from Sierra Leona and Gambia. Ann.Mag. Nat. Hist. ser. 12, 9: 409- 412

Moliner R (1954) Première contribution à l'etude des peuplements marins superficiels des Illes Pithyuses (Baléares). Vie Milieu 5: 226-242

Monniot F (1972) Ascidies aplousobranches des Bermudes. Polyclinidae et Polycitoridae. Bull. Mus. Nat. Hist. 61:949-962

Morgan TO (1977) Growth rate, age at sexual maturity, longevity, and seasonality in three West Indian colonial ascidians. MSc Thesis, University of Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico

Naranjo SA y García Gómez JC (1994) Ascidias litorales del Estrecho de Gibraltar: Nuevas aportaciones faunísticas. Graellsia 50:55-67

Naranjo SA (1995) Taxonomía, zoogeografía y ecología de las ascidias del Estrecho de Gibraltar. Implicaciones de su distribución bionómica en la caracterización ambiental de zonas costeras. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, Sevilla, España

Nieves JM (1995) Cáncer: milagro bajo el mar. Ciencia Blanco y Negro. Jul-Agosto: 37-39

Pearse As y Williams LG (1951) The biota of the reefs off the Carolinas. J. Elisha Mirchell. Sci. Soc. 67:133-161

Pèrés JM (1949) Contribution à l'etude des ascidies de la cote occidentale d Afrique. *Bull. Inst. Franc. Afr. Noire*, 11: 159-207.

Pères JM (1954) Contribution à l'etude des ascidies de Tunisie. Bull.Stn. Oceánogr. Slambo. 49:3-21

Pèrés JM (1956) Etudes sur l'Illot du Grant Congloué VII.Ascidies. Ann. Inst. Océanogr. París.32:231-232

Pèrés JM (1957a) Ascidies récoltées dans les parages des Balears par le "Professeur Lacaze-Duthiers" (1ere partie: Majorque et Minorque). Vie Milieu, suppl.6:177-184

Pèrés JM (1957b) Ascidies récoltées dans les parages des Balears par le "Professeur Lacaze-Duthiers" (2eme partie: Iviza et San Antonio). Vie Milieu, suppl 6: 223-234

Proksch P, Edrada-Ebel R, Ebel R (2003) Drugs from the sea – opportunities and obstacles. Mar. Drugs. 1:5-17

Ramos A, Turon X, Wahl M, Bgnais B, Lafargue F (1991) The littoral ascidians of the Spanish Mediterranean II. Balearic Island. Species collected by the "Proffeseur Georges Petit" Vie et Milieu 41:153-163

Ramos A, Buencuerpo V, Vazquez E, Lafarque F (1993) Distribución bionómica de las ascidias litorales del Estrecho de Gibraltar. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr. 11:2-36

Rennie J y Wisman H (1906) On collection of the Cape Verde Island marine fauna made by Cyril Crossland. *Proc. Zool. Soc. London*: 903-911

Rinehart KH, Holt TG, Fregeau NL, Stroh JG, Keiper PA, Sun F, Li LH, Martín DG (1990) Ecteinascidins 729, 743, 745, 579A, 759B and 770. Potent antitumor agents from the Caribbean tunicate *Ecteinascidia turbinata*. Jour. Org. Chem. 55:452-455

Rodríguez E (1922) Fauna balear: Tunicados existentes en la colección del Laboratorio biológico-marino de Baleares. Bol. Pesc. Inst. Esp. Oceanogr. 68:97-111

Sakai R, Rinehart KL, Guan Y, Wang AH (1992) Additional antitumor ecteinascidins from a Caribbean tunicate: crystal structures and activities in vivo. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 89:11456-11460

Simkins CS (1924) Origin of the germ cells in *Ecteinascidia*. Cont. Bermuda Biol. Sta. Res. 144:295-317

Svane I y Young CM (1989) The ecology and behavior of ascidian larvae. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 27:45-90

Theil M (1999) Host-use and population demographics of the ascidian-dwelling amphipod *Leucothoe spinicarpa*: indication for extended parental care and advanced social behavior. J. Nat. Hist. *33*: 193-206.

Thomas JD (1979) Occurrence of the amphipod *Leucothoides pottsi* Shoemaker in the tunicate *Ecteinascidia turbinata* Herdman from Big Pine Key, Florida, USA. Crustaceana 37: 107-109.

Turon X (1987) Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. Tesis Doctoral Unversidad de Barcelona, 353 pp.

Van Name WG (1945) The North and South American ascidians. Bull. Amer. Mus. Natur. Hist. 84: 1-476.

Vázquez E y Young CM (1996) Responses of compound ascidian larvae to haloclines. Mar Ecol. Prog. Ser. 133: 179-190.

Vázquez E y Young CM (2000) Effects of low salinity on metamorphosis in estuarine colonial ascidians. Invertebrate Biology 119(4):433-444.

Links de interés:

http://www.sms.si.edu/irlspec/Ectein_turbin.htm

http://www.eu-nomen.eu/portal/taxon.php?GUID=urn:lsid:marinespecies.org:taxname:103756

Microcosmus squamiger Michaelsen, 1927

Phylum Chordata, Subphylum Tunicata, Clase Ascidiacea, Familia Pyuridae

Ecología: Es una pequeña (hasta 4 cm) ascidia solitaria que se fija sobre sustratos rocosos o sustratos duros artificiales poco profundos, generalmente hasta 10 m aunque ocasionalmente alcanza los 35 (Kott, 1985). Se encuentra sobre todo en zonas de mares templados cálidos, la mayoría de clima mediterráneo. Su rango óptimo de salinidades es entre 30 y 36‰, aunque tolera salinidades más bajas, hasta 15‰. En cuanto a temperaturas, puede vivir entre 10 y 30º, aunque su intervalo óptimo es de 12 a 25ºC. En las áreas que ha colonizado fuera de su zona de origen (Australia), parece preferir hábitats eutrofizados de alta turbidez (Naranjo *et al.*, 1996; Ramos-Esplá, 1988; Lambert and Lambert, 2003; Turon *et al.*, 2007), por lo que se la encuentra en puertos, marinas e instalaciones de acuicultura, formando densos agregados de hasta 2300 individuos/m^2 (Rius *et al.*, 2009b. Sin embargo, puede también colonizar áreas adyacentes menos antropizadas, compitiendo con las especies autóctonas, y de ahí su consideración de especie invasora. Se la considera una especie indicadora de áreas perturbadas por diversos tipos de stress ambiental, como sedimentación, contaminación o estancamiento (Naranjo *et al.*, 1996).

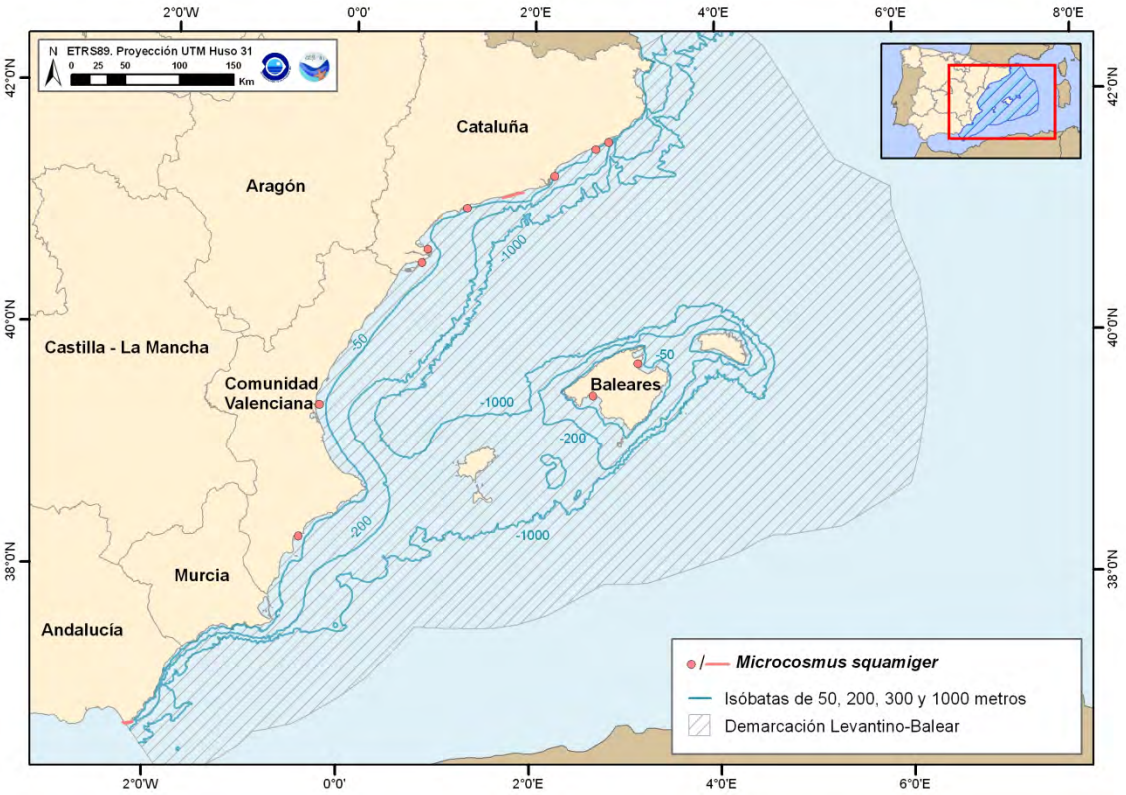
M. squamiger es un hermafrodita simultáneo, que libera huevos y esperma directamente en el medio, donde se produce la fertilización y desarrollo embrionario. Su potencial reproductivo es alto. Las larvas se asientan en menos de 24h (Rius *et al.*, 2009a), por lo que su potencial de dispersión natural es limitado. Su ciclo vital completo dura unos dos años, con un reclutamiento tras el periodo estival, alcanzando la madurez al invierno siguiente, y desapareciendo tras la reproducción estival (Rius *et al.*, 2009b).

Como el resto de ascidias, es un organismo filtrador que puede llegar a alimentarse incluso de bacterias. Es a su vez depredado principalmente por gasterópodos, aunque otros muchos organismos pueden alimentarse de los estadios juveniles (Rius *et al.*, 2009a, b).

Dispersión: Se trata de una especie nativa de Australia, desde donde se ha dispersado a otras partes del mundo, hecho confirmado por estudios genéticos (Rius *et al.*, 2008a). Fue detectada en el Mediterráneo en los años 60 del s. XX, en Túnez, y posteriormente en la ribera norte del Mediterráneo en los 70 (Zibrowius, 1974; Ballesteros, 1978; Monniot, 1981), aunque clasificada como *M. exasperatus*. Ahora es abundante en todo el Mediterráneo Occidental, así como en el Atlántico este central (Península Ibérica, Madeira, Islas Canarias) (Naranjo, 1995).En el Pacífico Este fue citado en los 80, y en Sudáfrica en el 2001(Monniot *et al.*, 2001, y posteriormente también en el Índico (Abdul and Sivakumar, 2007). La dispersión natural se produce únicamente mediante las larvas planctónicas, de vida corta (Svane and Young, 1989), por lo que sólo se suelen alejar unos pocos kilómetros del punto de origen. En cambio, la dispersión vía tráfico marítimo, al fijarse al casco de buques. Parece ser un método muy efectivo, ya que presenta una amplia variabilidad genética incluso en zonas confinadas (Rius *et al.*, 2008a), lo que indica repetidas reintroducciones. Podrían darse introducciones asociadas a actividades de acuicultura, aunque no han sido demostradas.

Citas en la demarcación: La especie fue identificada en diversos estudios llevados a cabo en los años 80 en diversas localidades de Baleares, la Comunidad Valenciana y Cataluña (Ramos,1991; Turon, 1987; Turon & Perera,1988. Más recientemente ha sido localizada de nuevo en Cataluña y Comunidad Valenciana (Rius et al., 2006; Izquierdo Muñoz et al., 2006, 2007). Se han considerado también datos aportados por el programa de seguimiento de especies alóctonas impulsado por la Agencia Catalana del Agua, en Cambrils y desembocadura del rio Senia, en 2009 (Andreu *et al.* 2011).

Información cuantitativa espacio-temporal: En el 2008 (Rius, 2008) se publicó una tesis doctoral sobre la biología y genética de esta ascidia invasora en el Mediterráneo, que compila la información disponible hasta la fecha. Menciona por ejemplo que en verano, en la localidad catalana de Cubelles, se han registrado densidades de hasta 2200 individuos m^2, con coberturas del 100% del sustrato y unas biomasas de 3,4 kilos por m^2. En la figura siguiente se indican las localidades donde se ha encontrado la especie.



Impacto potencial: Cuando se expande fuera de las zonas portuarias donde es introducido puede afectar a poblaciones naturales de interés. Aunque esto no sea habitual, hay casos registrados en el Mediterráneo (Turon *et al.*, 2007) y Sudáfrica (M. Rius, Universidad de Ciudad del Cabo, comunicación personal, 2009). Cuando eso ocurre pueden encontrarse densas poblaciones de *M. squamiger* en aguas someras, tapizando completamente el sustrato y compitiendo por el espacio y alimento con otras especies. Por otra parte, al ser una especie estructurante de hábitat, puede inducir aumentos de abundancia de ciertas especies. Su principal impacto económico es debido a su interacción con cultivos de ostras, con las que compite por espacio y alimento. Este hecho ha sido registrado sólo en Australia (Kott, 1985) y California (L. Rodríguez, Universidad de California, USA, comunicación personal, 2009); pero es probable que se dé el caso en otras zonas. Por su capacidad incrustante podría afectar a estructuras sumergidas, como tomas de agua o filtros de canales de refrigeración.

Control: En aguas españolas el gasterópodo nativo *Stramonita haemastoma*, aprovechable comercialmente, ha incluido como alimento preferente a esta especie alóctona, por lo que podría constituir un método de control biológico en aquellos casos que la especie se extendiera más allá de zonas ya altamente impactadas, donde en realidad no representa un gran problema .

Usos: Se podría usar como cebo de pesca y potencialmente como comida para animales (X. Turon, Center, Centro de Estudios Avanzados de Blanes, CSIC, comunicación personal, 2009).

Referencias consultadas: Turon, 1987; Turon y Perera,1988; Ramos,1991; Rius et al., 2006; Izquierdo Muñoz et al., 2006, 2007; Turón et al., 2007; Rius, 2008. También se han tenido en cuenta datos proporcionados por la red de muestreo en relación con la DMA coordinados por la Agencia Catalana del Agua (Andreu *et al.* 2011).

Otras referencias relevantes:

Abdul JAH, Sivakumar V, 2007. Occurrence and distribution of ascidians in Vizhinjam Bay (south west coast of India). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology [Proceedings of the 1st International Invasive Sea Squirt Conference, Woods Hole, Massachusetts, USA, April 21-22, 2005.], 342(1):189-190.

Ballesteros M, 1978. Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de Cubellas. Publicaciones Departamento de Zoología, Universidad de Barcelona, 2:7-12.

Godwin LS, 2003. Hull fouling of maritime vessels as a pathway for marine species invasions to the Hawaiian Islands. Biofouling, 19:123-131. Kott P, 1985. The Australian Ascidiacea part 1, Phlebobranchia and Stolidobranchia. Memoirs of the Queensland Museum, 23:1-440.

Lambert CC, Lambert G, 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. Marine Biology, 130:675-688. Lambert CC, Lambert G, 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. Marine Ecology Progress Series, 259:145-161.

Lowe AJ, 2002. M. squamiger; a solitary ascidian introduced to southern California harbors and marinas: salinity tolerance and phylogenetic analysis. Fullerton, California, USA: California State University, unpaginated.

Mastrototaro F, Dappiano M, 2005. New record of the non-indigenous species M. squamiger (Ascidiacea: Stolidobranchiata) in the harbour of Salerno (Thyrrhenian Sea, Italy). Journal of the Marine Biological Association, Biodiversity Records, 2:5124.

Michaelsen W, 1908. [English title not available]. (Die Pyuriden (Halocynthiiden) des Naturhistorischen Museums zu Hamburg.) Mitt. Zool. Mus. Hamburg, 25(2):227-287.

Michaelsen W, 1919. [English title not available]. (Ascidia Ptychobranchia und Dictyobranchia des Roten Meeres.) Denkschr. Akad. Wiss. Wien, 95:1-120.

Michaelsen W, 1927. [English title not available]. (Einige neue westaustralische Ptychobranchiate Ascidien.) Zool. Anzeiger, 71:193-203.

Millar RH, 1955. On a collection of ascidians from South Africa. Proc. Zool. Soc. Lond, 125:169-221.

Millar RH, 1962. Further descriptions of South African ascidians. Annals of the South African Museum, 46:113-221.

Monniot C, 1965. [English title not available]. (Les "blocs á M." des fonds chalutables de la region de Banyuls-Sur-Mer.) Vie et Milieu, 16(2B):819-850.

Monniot C, 1981. [English title not available]. (Apparition de l'ascidie M. exasperatus dans les ports méditerranéens.) Téthys, 10(1):59-62.

Monniot C, 2002. Stolidobranch ascidians from the tropical western Indian Ocean. Zoological Journal of the Linnean Society, 135:65-120.

Monniot C, Monniot F, Griffiths CL, 2001. South African ascidians. Annals of the South African Museum, 108(1):1-141.

Monniot C, Monniot F, Laboute P, 1991. Coral reef ascidians of New Caledonia. Paris, France: Ëditions de l'ORSTOM, 247 pp.

Ramos-Esplà AA, 1988. Ascidias litorales del Mediterràneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía. Barcelona, Spain: University of Barcelona, unpaginated.

Rius M, Pascual M, Turon X, 2008. Phylogeography of the widespread marine invader M. squamiger (Ascidiacea). Diversity and Distributions, 14:818-828.
Rius M, Pineda MC, Turon X, 2009a. Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian M. squamiger in the Mediterranean Sea. Biological Invasions, 11(10):2181-2194.
Rius M, Turon X, Marshall DJ, 2009b. Non-lethal effects of an invasive species in the marine environment: the importance of early life-history stages. Oecologia, 159(4):873-882. http://springerlink.metapress.com/content/w121t0njl7lv6135/?p=9296c257496d44f48d3cf9b341b6b749ypi=17 Rius M, Turon X, Pascual M, 2008. Isolation of microsatellite loci for the marine invader M. squamiger (Ascidiacea). Molecular Ecology Resources, 8:1405-1407.
Svane I, Young CM, 1989. The ecology and behaviour of ascidian larvae. Oceanography of Marine Biology Annual Review, 27:45-90. Turon X, Rius M, Nishikawa T, 2007. Spread of M. squamiger (Ascidiacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 342:185-188.
Zibrowius H, 1974. [English title not available]. (Oculina patagonica, Scléractiniaire hermatypique introduit en Méditerranée.) Helgoländer wiss. Meeresunters, 26:153-173.
Zibrowius H, 1991. Ongoing modification of the Mediterranean marine fauna and flora, by the establishment of exotic species. Mesogée, 51:83-107.

Links de interés:

http://www.cabi.org/isc/?compid=5ydsid=108333yloadmodule=datasheetypage=481ysite=144
http://www.sealifebase.org
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/taxonomy
http://www.environment.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/fauna/afd/home

Corbicula fluminea (Müller, 1774).

Phylum Mollusca, Clase Bivalvia, Orden Veneroida, Familia Corbiculidae

Ecología: Este bivalvo, como su nombre indica, es propio de aguas dulces, pero su tolerancia a la salinidad le permite habitar ambientes estuáricos. En las desembocaduras de los ríos tolera temperaturas entre 2-34 °C y salinidades hasta 5‰, e incluso cortos periodos hasta 14‰, pero no aguanta bajos niveles de oxígeno. En

cambio, si tolera periodos de desecación de varias semanas. Es filtrador, pero también recoge alimento sobre el fondo con su pié extensible. Los individuos más pequeños son consumidos por peces. Se reproduce a unos 15ºC a partir de los tres meses de edad, y más de una vez por año. Es una especie autofertilizable, por lo que un único individuo podría ser suficiente para desarrollar toda una población. Las larvas, tipo pediveliger y de unas 200 micras, producen un biso que facilita su arrastre por las corrientes. Los adultos y juveniles también producen un mucus que favorece su dispersión. También pueden dispersarlas aves y mamíferos gracias a ese mucus adhesivo. En su región de origen habita sedimentos de lagos y ríos, y en zonas invadidas ocupa sedimentos fangosos y arenosos, e incluso gravas y piedras también en ríos y lagos o canales de drenaje e irrigación, bien oxigenados.

Dispersión: La almeja asiática *Corbicula fluminea* es originaria del sur y este de Asia. Llegó a Europa en los años 70 del siglo XX a Portugal (posiblemente en el agua de lastre) y se extendió hacia el este hacia España, Francia, Países Bajos y Suiza. Ha ocupado Gran Bretaña y se extiende por el Danubio hasta Rumanía. Se ha extendido también por el continente americano. También puede haberse dispersado asociado a plantas ornamentales y transporte de embarcaciones por tierra.

Citas en la demarcación: Se ha localizado en la ribera del Ebro. La primera cita de la cual se tiene constancia en la zona es de 1997 (López y Altaba, 1997).

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos cuantitativos precisos sobre su abundancia.

Impacto potencial: Su impacto en el ecosistema es por competencia por el alimento con otros bivalvos filtradores o con gasterópodos que se alimentan de materia orgánica en los sedimentos. No tiene efectos conocidos sobre la salud humana. En cuanto a impactos socioeconómicos, si se encuentra en grandes cantidades puede impedir el uso de las arenas y gravas donde habita como materiales de construcción. También puede obturar el flujo en aguas de drenaje y en tomas de agua de refrigeración industrial.

Control: Se dispersa rápidamente por vías naturales, por lo que se debería impedir su uso ornamental y vigilar su introducción asociada a plantas acuáticas. En casos de bloqueo de canales o tuberías puede eliminarse mecánicamente; pero también con temperaturas superiores a 40ºC y reducción de oxígeno.

Usos: Se usa en acuarofilia y como cebo de pesca.

Referencias consultadas: Pérez Quintero, 2008, SI EXOAQUA.

Otras referencias relevantes

Britton JC, Morton B (1977) Corbicula in North America: the evidence reviewed and evaluated. Proceedings of the First International Corbicula Symposium. Fort Worth, Texas pp 249-287
Jenner HA, Whitehouse JW, Taylor CJL, Khalanski M (1998) Cooling water management in European power stations: biology and control of fouling. Hydroecologie Applique Tome 19, Vol 1-2. 225pp
McMahon RF (2000) Invasive characteristics of the freshwater bivalve Corbicula fluminea. In: R. Claudi and J Leach (eds) Non-indigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology and Impacts. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. pp 315-343
Belanger SE, Farris JL, Cherry DS, Cairns J Jr. (1985) Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, Corbicula fluminea. Nautilus 99(2-3):66-73
Britton JC, Morton B (1986) Polymorphism in Corbicula fluminea (Bivalvia: Corbiculoidea) from North America. Malacological Review 19:1-43
Cataldo D, Boltovskoy D (1999) Population dynamics of Corbicula fluminea (Bivalvia) in the Parana river and the Rio de la Plata estuary (Argentina) Aquatic Ecology 34:307-317
Darrigran G (2002) Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biol Inv 4:145-156
Janech MG, Hunter RD (1995) Corbicula fluminea In a Michigan River: implications for low temperature tolerance. Malacological Review 28:119-124
Karatayev AY, Burlakova LE, Kesterson T, Padilla DK (2003) Dominance of the Asiatic clam, Corbicula fluminea (Muller), in the benthic community pf a reservoir. J. Shellfish Res 22(2): 487-493
McMahon R F (1983) Ecology of an invasive pest bivalve, Corbicula. In WD Russell-Hunter (ed). The Mollusca. Ecology. Academic Press, New York. Pp 505-561
Miller AC, Payne BS (1994) Co-occurrence of native freshwater mussels (Unionidae) and the non-indigenous
Corbicula fluminea at Two Stable Shoals in the Ohio River, USA. Malacological Review 27:87-97
Morton B (1987) Polymorphism In Corbicula fluminea (Bivalvia:Corbiculoidea) from Hong Kong. Malacological Review 20:105-127
Morton B,Tong KY (1985) The salinity tolerance of Corbicula fluminea (Bivalvia:Corbiculoidea) from Hong Kong. Malacological Review 18:91-95
Prezani RS, Chalermwat K (1984) Flotation of the bivalve Corbicula fluminea as a means of dispersal. Science 225: 1491-1493
Stites DL, Benke AC, Gillespie DM (1995) Population dynamics, growth, and production of the Asiatic clam, Corbicula fluminea, in a Blackwater River. Can J Fish Aquat Sci 52:425-437

Crassostrea gigas (Thumberg, 1793)

Phylum Mollusca; Clase Bivalvia; Orden Ostreoida; Familia Ostreidae

Ecología: Molusco bivalvo cuyos tamaños habituales en nuestras latitudes se sitúan en torno a 10-15 cm en los ejemplares de mayor talla, si bien se han descrito individuos que alcanzan tamaños superiores a los 30 cm. Se fija a cualquier superficie dura, generalmente a rocas, aunque también se pueden encontrar individuos en áreas fangosas y arenosas, e incluso sobre ostras adultas de la misma especie. Muestran preferencia por los medios estuarinos, ocupando zonas desde la zona intermareal hasta los primeros metros del infralitoral. En su área de distribución nativa ocupa los hábitat EUNIS A1 y A3, desde el intermareal inferior a submareal, los mismos que en las zonas invadidas, donde se encuentra hasta 3 m de profundidad en zonas de oleaje bajo o moderado. Es resistente a altos niveles de turbidez y stress ambiental, como concentraciones de oxígeno de sólo 2.9 µg/l. Su crecimiento es rápido, habiéndose registrado en el Mar de Wadden hasta 100mm en su primer año de vida, que se puede prolongar hasta 30 años. Es eurihalina (12-42 psu, rango óptimo entre 20-30 psu) y puede vivir en un amplio rango de temperaturas, entre 4 y 35°C, si bien para la reproducción, que tiene lugar entre 18° y 26°C, necesitan de 4 a 8 semanas a más de 18°C. La duración de la fase larvaria planctónica es de entre 3 y 4 semanas. Dichas larvas son consumidas por otros organismos filtradores y los juveniles por un amplio rango de organismos (decápodos, gasterópodos, estrellas de mar y peces). Es además hospedador de multitud de parásitos.

Dispersión: Esta especie es oriunda de Japón y el sudeste de Asia. Puede que llegara a Europa ya en el siglo XVI, concretamente a Portugal, en los cascos de los barcos. La especie citada es *C. angulata*, que se considera sinonimia de *C. gigas*, pero es un tema aún en discusión, ya que si bien datos moleculares indican mayor similaridad de la habitual entre especies distintas siguen detectándose algunas diferencias. En todo caso ambas especies pueden hibridarse. En todo caso, la expansión de *C. gigas* en esta zona se disparó a partir de los años 60 y 70 del pasado siglo XX, debido a su importación y uso en acuicultura, ocupando ya todas las costas atlánticas y mediterráneas del continente, así como costas de Norteamérica, Japón, Siberia y Australia. Actualmente ya se expande de forma natural en las áreas colonizadas, a través de sus larvas planctónicas. También se ha citado la presencia de éstas en aguas de lastre.

Citas en la demarcación: En las fichas de la FAO para identificación de bivalvos de interés comercial Poutiers (1987) señala su presencia en la Demarcación. Trarruella (2002) la citó en Cataluña entre 1994-1999.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de información detallada sobre poblaciones no cultivadas.

Impacto potencial: Aunque en Europa no se han descrito impactos importantes, éstos han sido observados en numerosos países, y por tanto ha merecido el calificativo de especie invasora (CABI 2010).

Sus efectos potenciales son:

- Desplazamiento de especies nativas por competencia por espacio y alimento.
- Interacciones bento-pelágicas y posibles modificaciones de redes tróficas.
- Cambios de hábitats
- Hibridación con especies locales
- Transferencia de parásitos y enfermedades a otras especies.
- Daños a bañistas en zonas turísticas
- Su parásito *Haplosporidium nelsoni* causa la enfermedad MSX.

Está considerada por ello una de las 100 peores especies marinas invasoras en Europa: http://www.europe-aliens.org/pdf/Crassostrea_gigas.pdf
Control: No se conoce ningún sistema de control biológico efectivo.

Usos: Es una especie de gran importancia comercial, ampliamente cultivada en más de 40 países y responsable de la mayor producción de bivalvos cultivados en Europa
. **Referencias consultadas:** Poutiers (1987).

Otras referencias relevantes:

Andrews JD (1980) A review of introductions of exotic oysters and biological planning for new importations, Marine Fisheries Review 42:1-11

Çevik C, Ozturk B, Buzzuro G (2001) The presence of Crassostrea virginica (Gmelin, 1791) and Saccosterea commercialis (Iredale y Roughley, 1933) in the Eastern Mediterranean Sea. La Conchiglia 32(298) 2001

Cheney DP, Macdonald BF, Elston RA (2000) Summer mortality of Pacific oysters, Crassostrea gigas (Thunberg): Initial findings on multiple environmental stressors in Puget Sound, Washington, 1998. Journal of Shellfish Research 19(1):353-359

Diederich S (2006) High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 328(2):211-227

Diederich S, Nehls G, van Beusekom JEE, Reise K (2005) Introduced Pacific oysters (Crassostrea gigas) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? Helgoland Marine Research 59:97–106

Gollasch S (2006) Invertebrates. In: Gollasch S, Kieser D. (eds) Status of Introductions of Non-indigenous Marine Species to North Atlantic and Adjacent Waters According to National Reports Considered at Meetings of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms 1992-2002 of the Report of the Working Group of Introductions and Transfers of Marine Organisms, Oostend, Belgium, 16-17 March 2006. ICES CM 2006/ACME:05, pp 222-240

Goulletquer P, Devauchelle N, Barret J, Salaun G (1997) Natural reproduction cycle of the Japanese oyster Crassostrea gigas. La Reproduction Naturelle et Controlee des Bivalves Cultives en France, Nantes (France), 14-15 Nov 1995, IFREMER, France

Grizel H (1996) Some examples of the introduction and transfer of mollusc populations. Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties 15:401-408

Heral M (1989) Traditional oyster culture in France. Pages 342-387 in G. Barnabé, J.F. Solbé and L. Laird, editors. Aquaculture Volume 1. Ellis Horwood London, pp 342-387

Masters, G.; Norgrove, L. 2010. Climate change and invasive alien species. CABI Working Paper 1, 30 pp

Menzel RW (1974) Portuguese and Japanese oysters are the same species. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31:453-456

Minchin D, Rosenthal H (2002) Exotics for stocking and aquaculture, making correct descisions. In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) Invasive aquatic species of Europe: Distribution, Impact and Management Kluwer, Dordrecht, the Netherlands, pp 206-216

Quayle DB (1969) Pacific oyster culture in British Columbia, Canadian Fisheries Research Board Bulletin 169:1-192

Raimbault R (1964) Croissance des huîtres atlantiques élevées dans les eaux Méditerranéennes Françaises. Science Pêche 126:1-10

Reise K (1998) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana Maritima 28:167-175

Reise K, Gollasch S, Wolff WJ (1999) Introduced marine species of the North Sea coasts. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52:219-234

Saker F (2002) A contribution to the study of the species composition of the benthos in the waters of Lattakia. Journal of the Union of Arab Biologists, Cairo 18(A): 287-310

Shatkin G, Shumway SE, Hawes R (1997) Considerations regarding the possible introduction of the Pacific oyster (Crassostrea gigas) to the Gulf of Maine: a review of global experience. Journal of Shellfish Research 16(2):463-477

Utting SD, Spencer BE (1992) Introductions of marine bivalve molluscs into the United Kingdom for commercial culture - case histories. In: Sindermann C, Steinmetz B, Hershberger W (eds) Introductions and transfers of aquatic species, Selected Papers from a Symposium held in Halifax, Nova Scotia, 12-13 June 1990, ICES Marine Science Symposia., Copenhagen 194. pp 84-91

Wolff WJ, Reise K (2002) Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) Invasive aquatic species of Europe: Distribution, Impact and Management Kluwer, Dordrecht, the Netherlands, pp 193-205

Links de interés:

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Crassostrea%20gigas.pdf
http://www.europe-aliens.org/pdf/Crassostrea_gigas.pdf

Venerupis philippinarum (Adams and Reeve, 1850)

Phylum Mollusca, Clase Bivalvia, Orden Veneroida, Familia Veneridae.

Ecología: Esta almeja habita en estuarios, en fondos arenosos o fango desde el nivel intermareal hasta unos pocos metros de profundidad. El rápido crecimiento y alta resistencia a las diferentes condiciones ambientales han contribuido a su elevada propagación y dispersión.

Dispersión: Originaria de Japón, colonizó las costas americanas en el año 1936 y fue introducida por primera vez en Europa en el año 1972 a través de granjas marinas. En España fue introducida para su cultivo en el año 1985. Actualmente se distribuye por las costas francesas y de la Península Ibérica, y en el Mediterráneo. En Asia se ha extendido hasta las costas de Indonesia, Malasia, Vietnam, China, Tailandia y Filipinas. En América coloniza las costas del Este de de Estados Unidos y Canadá.

Citas en la demarcación: Grau Jofre (2010) ha señalado su presencia en las Baleares como especie invasora.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos precisos.

Impacto potencial: Puede competir por el espacio y los recursos, con la almeja autóctona *Venerupis decussatus* (Linnaeus, 1758). Debido a que el foco de introducción, que parece ser la acuicultura, está activo y que la especie podría desplazar a la especie autóctona se la considera una especies invasora preocupante que podría causar un importante impacto medioambiental.

Control: Control de su uso y comercialización.

Usos: Es una especie de uso comercial, cultivada.

Referencias consultadas: Grau Jofre, 2010

Otras referencias relevantes:

Bodoy A., Maître-Allain T. and Riva A., 1981. Croissance comparée de la palourde européenne Ruditapes decussatus et de la palourde japonaise Ruditapes philippinarum dans un écosystème artificiel méditerranéen. Vie marine, 2: 39-51.

Breber P., 2002. Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam, Tapes philippinarum, to Italian waters. Pp. 120-126. In: E. Leppäkoski *et al.* (eds.), Invasive aquatic species of Europe: distributions, impacts and management. Kluwer, Dordrecht.

Carlton, J.T. 1979. History, Biogeography, and Ecology of the Introduced Marine and Estuarine Invertebrates of the Pacific Coast of North America. Ph.D. thesis, University of California, Davis, CA (pp. 502-513).

Cesari P. and Pellizzato M., 1985b. Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali. Acclimazione di Saccostrea commercialis (Iredale and Roughely, 1933) e di Tapes philippinarum (Adams and Reeve, 1850). Bollettino Malacologico, 21(10-12): 237-274.

Cohen, A.N. and J.T. Carlton. 1995. Nonindigenous Aquatic Species in a United States Estuary: A Case Study of the Biological Invasions of the San Francisco Bay and Delta. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC (pp. 72-73).

Emmett, R.L., S.A Hinton, S.L. Stone and M.E. Monaco. 1991. Distribution and Abundance of Fishes and Invertebrates in West Coast Estuaries. Volume II: Species Life History Summaries. ELMR Report No. 8, National Oceanic and Atmospheric Administration/National Ocean Service, Rockville, MD (pp. 44-48).

Maitre-Allain Thierry, 1985. Données sur la reproduction de la palourde Japonaise Ruditapes philippinarum dans l'étang de Thau (Hérault, France). Rapport et Procès-verbaux des Réunions, CIESM, 29(4): 109-110.

Mizzan L., 1999. Le species alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia: il punto della situazione. Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia, 49: 145-177.

Morris, R.H., D.P. Abbott and E.C. Haderlie. 1980. Intertidal Invertebrates of California. Stanford University Press, Stanford, CA (p. 375).

Links de interés:

http://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/CSAS/status/1999/c6-03e.pdf
http://www.ciesm.org/atlas/Ruditapesphilippinarum.html
http://www.wdfw.wa.gov/fish/shelfish/beachreg/1clam.htm

Percnon gibbesi (H. Milne Edwards, 1853)

Phylum Arthropoda, Clase Malacostraca, Orden Decapoda, Familia Percnidae

Ecología: Cangrejo mimético aposomático con preferencia por estrechas grietas entre bloques esciáfilos donde se refugia. En su zona nativa se distribuye en sustratos duros del litoral, sublitoral e infralitoral hasta 30 m (EUNIS A1 y A3).

Es vulnerable a la predación por parte de peces e invertebrados (DAISIE, 2008), y en el Mediterráneo Occidental su distribución eminentemente superficial durante la época estival evita la predación por parte de macrocarnívoros tales como *Epinepheleus* spp. o *Serranus* spp (Deudero *et al.*, 2005).

En su área nativa habita entre densas cubiertas algales a grandes profundidades (Mori y Vacchi, 2002), probablemente ofreciendo refugio ante predadores (Sciberras y Schembri, 2008).

Deudero *et al.*, 2005 y Pipitone *et al.*, 2001 constatan distribución contagiosa y en manchas, formando grupos de 2-4 individuos mayoritariamente en fondos rocosos. Presenta distribución batimétrica desde 0.5m hasta 8 m de profundidad, con un máximo de densidad a los 1.5-2 m de profundidad. Se desconoce su distribución durante los meses fríos, posiblemente produciéndose un desplazamiento hacia cotas más profundas (Deudero et al, 2005).

Con respecto a su alimentación los estudios de contenidos estomacales indican dieta preferentemente herbívora, con predominio de fracción vegetal de macroalgas coralináceas en contraste con la baja ingesta de material de origen animal (Cerdà y Frau, 2005).

La especie presenta mayor actividad durante crepúsculo y noche, con baja intensidad lumínica como mecanismo de evasión de la predación (Cannicci *et al.*, 2004).

En la costa oeste africana se han encontrado hembras ovígeras en febrero-abril y en agosto (DAISIE, 2008).

La especie presenta elevado éxito colonizador con altas tasas de expansión estableciéndose en el Mediterráneo por la conjunción de varios factores:

a) Óptimos factores ambientales como temperatura (Pipitone *et al.*, 2001)
b) Ausencia de competidores (Pipitone *et al.*, 2001)
c) Amplia disponibilidad de nichos vacíos (Cannicci *et al.*, 2004)
d) Capacidad de adaptarse rápidamente a distintos hábitats (Pipitone *et al.*, 2001)

e) Flexibilidad alimenticia (Cannicci *et al.*, 2004)
f) Largo periodo reproductivo (Fanelli y Azurro, 2004)
g) Grandes puestas anuales (Mori y Vacchi, 2002)
h) Estadio larval planctotrófico largo (Pipitone *et al.*, 2001)
i) Megalopa de gran tamaño a partir de la cual se produce el primer estadio del *Percnon* (Hartnoll, 1992)

Dispersión: Decápodo de distribución subtropical desde Cabo San Lucas (Baja California) a Chile, incluyendo islas Galápagos al este del Pacífico, de Carolina del Norte, Bahamas y Bermudas al Archipiélago Fernando de Noronha, Brasil, incluyendo Antillas en el Atlántico oeste y Azores, Madeira a Angola en el Atlántico este (Nizinski, 2003).
Recientemente ha sido introducido en el Mediterráneo, donde en 1999 se registró por primera vez en la Isla de Linosa, Italia (Relini *et al.*, 2000), e inmediatamente después en las Islas Baleares (García y Reviriego, 2000; Müller, 2001). Posteriormente, se ha ido distribuyendo rápidamente a lo largo de toda la costa Mediterránea, especialmente en latitudes medias: España (Abelló *et al.*, 2003; Deudero *et al.*, 2005; Félix-Hackradt *et al.*, 2010), Cerdeña, Mar Tirreno, Mar Jónico y Sicilia (Pipitone *et al.*, 2001; Mori y Vacchi, 2002; Cannicci *et al.*, 2004; Russo y Villani, 2005; Sciberras y Schembri, 2007; Crocetta y Colamonaco, 2008), Túnez (Sghaier *et al.*, 2011), Grecia (Cannicci *et al.*, 2006; Thessalou-Legaki *et al.*, 2006), Malta (Borg y Attard-Montalto, 2002; Sciberras y Schembri, 2007), Turquía (Yokes y Galil, 2006), Libia (Elkrwe *et al.*, 2008) y Egipto, entre otros (Azzurro *et al.*, 2011).
Con respecto al vector de introducción en el Mediterráneo son varias las hipótesis propuestas: posible entrada a través del Estrecho de Gibraltar mediante la migración de adultos o a partir de dispersión larvaria por corrientes superficiales (Pipitone *et al.*, 2001; Abelló *et al.*, 2003), transporte marítimo (Galil *et al.*, 200; Mori y Vacchi, 2002) y escape accidental o intencionado desde acuarios (Borg y Attard-Montalto, 2002). Sin embargo, el aumento de temperatura del Mediterráneo en los últimos años, puede facilitar y favorecer la rápida dispersión de este decápodo (Zaouali *et al.*, 2007).

Citas en la demarcación: Fue detectado por primera vez en Baleares en 1999 (Reviriego, com. pers.). Su presencia en el archipiélago fue confirmada en los años siguientes (García y Reviriego, 2000; Deudero *et al.,* 2005; Cerdà y Frau, 2005). Asimismo se detectó ya a partir del 2002 en Cataluña (Prat del Llobregat , Puerto de Barcelona, en 2003), Comunidad Valenciana y Murcia (Müller, 2001; Abelló *et al*., 2003; Murcia Requena, 2003a y b; Acosta, 2003). TambIén ha sido encontrada en el puerto de Segur de Calafell, en Salou y en el Puerto de la Ampolla. En los últimos años ha sido encontrado en las costas de Almería, en los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz (CMA 2009 y 2010), y también en las catalanas, en los muestreos realizados en relación a la aplicación de la DMA (Andreu et al., 2011)

Información cuantitativa espacio-temporal: En las Baleares de han estimado densidades de 7,6 individuos por 200m^2.

Impacto potencial: Los patrones de distribución y de densidades estudiados pueden sugerir un reparto espacial de los recursos y una exclusión de otros decápodos nativos, sin embargo aunque existen autores que han señalado una competencia entre *P.gibbesi* y *Pachygrapsus marmoratus* (Sciberras y Schembri, 2008; Müller, 2001) parece que *P. gibbesi* no es competidor potencial de los grápsidos *Eriphia verrucosa* ni *P.marmoratus* por no existir solapamiento trófico entre ellos a pesar de existir cierto grado de solapamiento de hábitat (Deudero *et al.*, 2005).
Deben considerarse posibles efectos de reestructuración de comunidades bentónicas de sustratos rocosos esciáfilos asociados a bloques, hábitat preferente del *Percnon.* La colonización de *Percnon* puede conllevar al consumo de parte de la fracción de producción primaria en las zonas infralitorales poco profundas del Mediterráneo, lo que directa o indirectamente puede afectar a la estructura de las comunidades bentónicas (Wolcoot y O'Connor, 1992).

Control: Seria recomendable disponer de seguimientos plurianuales de evolución de la especie, así como de sus tasas de expansión en toda la cuenca Mediterránea.
Prevención: Un modo de predecir el impacto de las especies introducidas es determinando el rango de hábitats en el que existen probabilidades de que la especie invasora pueda asentarse (Sciberras y Schembri, 2008).
El controlar el "fouling" de las embarcaciones sería una manera de prevención de introducción de esta especie en otras zonas (DAISIE, 2008).

Usos: Otras especies congenéricas se utilizan en acuariofilia.

Otras referencias relevantes:

Aschaffenburg, M.D. 2008. Different crab species influence feeding of the snail *Nucella lapillus* through trait-mediated indirect interactions. Marine Ecology 29:348-353

Azzurro, E., Milazzo, M., Maynou, F., Abelló, P., Temraz, T. 2011. First record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Percnidae) from Egyptian waters. Aquatic Invasions 5(Suppl.1): S123-S125

Borg, J.J. y Attard-Montalto, J. 2002. The grapsid crab *Percnon gibbesi* (Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), a new addition to the marine fauna of Malta. The Central Mediterranean Naturalist 3(4):159-160

Cannicci, S., Badalamenti, F., Milazzo, M., Gomei, M., Baccarella, A., Vannini, M. 2004. Unveiling the secrets of a successful invader: preliminary data on the biology and the ecology of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853). Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée 37:326

Cannicci, S., Garcia, L., Galil, B.S. 2006. Racing across the Mediterranean – first record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greece. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 2- Biodiversity records. 2p.

Crocetta, F. y Colamonaco, G. 2008. *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda) and *Aplysia dactylomela* (Mollusca: Gastropoda) in the Taranto Gulf (Italy, Ionian Sea): new populations incoming. Journal of the Marine Biological Association 2-Biodiversity Records: 6465

DAISIE European Invasive Alien Species Gateway, 2008. *Percnon gibbesi*. Available from: www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50432 [Acceso 12 de Marzo del 2012].

Elkrwe, H.M., Elhawaj, H.M., Galil, B.S., Ben Abdallah, A. 2008. The first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) from the southern rim of the Mediterranean. Aquatic Invasions 3:243-245

Fannelli, E. y Azzurro, E. 2004. Notes on the biology of *Percnon gibbessi* (Brachyura, Grapsidae) in the Central Mediterranean Sea. Rapportu du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée 37:519

Félix-Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., Treviño-Otón, J., García-Charton, J.A. 2010. Continued expansión of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) into western Mediterranean waters. Marine Biodiversity Records 3:1-3

Galil, B., Froglia, C., Nöel, P. 2002. CIES; atlas of exotic species in the Mediterranean, Vol 2. In: Briand, F. (ed.) Crustaceans: decapods and stomatopods. CIESM Publishers, Monaco, 1-192

Hayes, F.E., Joseph, V.L., Gurley, H.S. Wong, B.Y.Y. 1998. Selection by two decapods crabs (*Percnon gibbesi and Stenorhynchus seticornis*) associating with an urchin (*Diadema antillarum*) at Tobago, west Indies. Bulletin of Marine Science 63(1):241-247

Hayes, F.E., Joseph, V.L., Gurley, H.S. Wong, B.Y.Y. 2006. Geographic variation in the association of decapods crabs with the sea urchin *Diadema antillarum* in the southeastern Caribbean Sea. Nauplius 14(1):31-35

Hartnoll, R.G. 1992. Megalopae and early postlarval stages of East African Percnon (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). Journal of Zoology, London 228:51-67

Hendrickx, M.E. 1995. Checklist of brachyuran crab (Crustacea: Decapoda) from the eastern tropical Pacific. Biologie 65:125-150

Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Issaris, Y., Tsiamis, K., Salomidi, M., Maroulakis, M., Kytinou, E., Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A. 2010. The invasive crab *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) is spreading in the Aegean and Ionian Seas. Marine Biodiversity Records 3:e53

Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkiros, L., Zenetos, A. 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. Journal of Biological Research-Thessaloniki 16:224-236

Manning, R.B. y Holthuis, L.B. 1981. West African brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda). Smithsonian Contribution to Zoology 306:1-379

Mori, M. y Vacchi, M. 2002. On a new occurrence of the alien flat crab, *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards), in the southern Sicily (Central Mediterranean Sea). Annali del Museo Civico di Storia Naturale "Giacomo Doria" 114:295-302

Nizinski, M.S. 2003. Annotated checklist of decapods crustaceans of Atlantic coastal and continental shelf waters of the United States. Proceedings of the Biological Society of Washington 116:96-157

Licchelli, C., Licchelli, D., Moscatello, S., Ddenitto, F. 2010/2011. On the occurrence of adult specimens of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in southern Apulia (Ionian Sea, Italy). Thalassia Salentina 33:69-74

Pipitone, C., Badalamenti, F., Sparrow, A. 2001. Contribution to the knowledge of *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae), an exotic species spreading rapidly in Sicilian waters. Crustaceana 74(10):1009-1017

Puccio, V., Relini, M., Azzuro, E., Orsi Relini, L. 2006. Fedding habits of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Sicily Strait. Hydrobiologia 557:79-84

Relini, M., Orsi, L., Puccio, V., Azzurro, E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. Scientia Marina 64(3):337-340

Russo, G.F. y Villani, G. 2005. Diffusione nel Tirreno Centrale della specie alloctona *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae). Biologia Marina Mediterranea 12(1):329-330

Sciberras, M. y Schembri, P.J. 2007. Observation on the alien crab *Percnon gibbesi* (Decapoda, Brachyoura, Grapsidae) from the Maltese Islands. Rapport et Procès-Verbaux des Réunions. Commision Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, 38:594

Sciberras, M. y Schembri, P.J. 2008. Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. Marine Biodiversity Research 4:321-332 (Published online)

Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Charfi-Cheikhrouha, F. 2011. On the distribution of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Plagusiidae) along the Tunisian coast. Mediterranean Marine Science 12(1):233-237

Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A., Kambouroglou, V., Corsini-Foka, M., Kouraklis, P., Dounas, C., Nicolaidou, A. 2006. The establishment of the invasive crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greek waters. Aquatic Invasions 1(3):133-136

Wolcott, D.L., O'Connor, N.J. 1992. Herbivory in crabs: adaptations and ecological considerations. American Zoologist 32:370-381

Yokes, B. y Galil, B.S. 2006. Touchdown – first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) from the Levantine coast. Aquatic Invasions 1:130-132

Zaouali, J., Souissi, J.B., Galil, B.S. d'Udekem d'Acoz, C., Ben Abdallah, A. 2007. Grapsoid crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) new to the Sirte Basin, southern Mediterranean Sea – the roles of vessel traffic and climate change. JMBA2 Biodiversity Records 1, e73.

Links de interés:

http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=100708

http://www.ciesm.org/atlas/Percnongibbesi.php

Eriocheir sinensis H. Milne-Edwards, 1853.

Phylum Arthropoda, Clase Eumalacostraca, Orden Decapoda; Familia Vanuridae.

Ecología: Es una especie catádroma, es decir, dependiendo de la edad habita ecosistemas de agua dulce y salada, en estuarios y áreas marinas entre línea de costa y 10 m de profundidad. Hasta los 2-3 años habitan en ecosistemas dulceacuícolas,

emigrando de adultos hacia aguas saladas donde se reproducen. Las larvas se desarrollan en medio marino, y los juveniles migran activamente remontando los estuarios hacia aguas dulces Se alimentan de plantas, invertebrados, peces y detritus. Es muy tolerante a aguas altamente contaminadas. Está incluida en el listado de las 100 peores especies invasoras a nivel mundial.

Dispersión: Es originaria del sudeste de Asia, encontrándose en aguas templadas y tropicales desde Vladivostok al sur de China (Peters, 1933; Panning, 1938), con un centro de ocurrencia en las zonas templadas del norte de China (Panning 1952). Se ha podido introducir en otras áreas, bien mediante el transporte de ejemplares juveniles y larvas en el agua de lastre de los buques, o bien mediante el de cangrejos ya adultos adheridos a los propios cascos de los barcos. Las importaciones para acuarios o consumo humano también pueden ser vectores de introducción primaria (Marquard, 1926; Peters, 1933). La dispersión secundaria ocurre probablemente por deriva larvaria y migración activa de juveniles y adultos (Arndt, 1931; Boettger, 1933; Luther, 1934; Pienimäki y Leppäkoski, 2004). Fue encontrado en Europa por primera vez en Alemania en 1912, donde posiblemente arribó por aguas de lastre.

Citas en la demarcación: Según Arronte *et al*. (2007), fue localizada en Cataluña con anterioridad al 2001.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de información precisa.

Impacto potencial: Debido a su dieta oportunista, afecta negativamente a las especies de fauna y flora autóctonas por ramoneo y depredación, tanto macroalgas como peces e invertebrados. Compite por tanto por espacio y alimento con especies nativas. Modifica el hábitat acuático excavando galerías que pueden provocar el derrumbamiento de orillas y aumentar la erosión de la zona. En Europa no se han reportado efectos sobre la salud humana, pero en Asia es hospedador intermediario de parásitos pulmonares que causan enfermedades en los bronquios e incluso daños neurológicos. Si su abundancia es alta puede obstruir canales de refrigeración, y también causar pérdidas en pesquerías artesanales ya que se alimentan de peces atrapados en redes y nasas, causando además daños en dichas redes.

Control: Su control es difícil una vez establecida, por lo que se deben aplicar medidas de prevención, como puede ser el cumplimiento de las medidas de control de aguas de lastre previstas en la Convención para el manejo de dichas aguas (BWM Convention) y las recogidas en el Código de Conducta para la introducción o transferencia de organismos marinos del ICES. Sin embargo, en algunos casos, si se detecta a tiempo la introducción en un área, pueden aplicarse programas de erradicación y limitación de sus migraciones. En la demarcación Sudatlántica el Gobierno Autónomo andaluz está aplicando un programa de control poblacional, principalmente en la Dársena del Puerto de Sevilla y puntualmente en la zona de aguas libres hacia la desembocadura

(2001-2008). El objetivo es evitar que la especie se instale en la zona de aguas libres y complete con éxito su ciclo biológico.

Usos: Podría tener una salida comercial, ya que es consumido en mercados asiáticos, con precios entre 1 y 3 euros por kilo.

Referencias consultadas: Arronte et al., 2007

Otras referencias relevantes:

Cabral, H.N. and Costa, M.J. (1999): On the occurrence of the Chinese Mitten Crab, Eriocheir sinensis, in Portugal. Crustaceana 72(1): 55-58

Christiansen, M.E. (1977) The Chinese mitten crab found for the first time in Norway. Fauna (Oslo) 30: 134-138

Clark, P.F.C., Rainbow, P.S., Robbins, R.S., Smith, B., Yeomans, W.E., Thomas, M. and Dobson, G. (1998): The alien

Chinese mitten-crab, Eriocheir sinensis (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in the Thames catchment. Journal of the marine biological Association of the United Kingdom 78: 1215-1221

Cohen, A.N. and Carlton, J.T. (1995): Biological study: Non-Indigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. US Fisheries and Wildlife and National Sea Grant College Program Report PB96-166525, Springfield, Virginia, USA, 273 pp

Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal H., and Voigt, M. (eds.) (1999): Exotics Across the Ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Logos Verlag, Berlin. 78 pp. ISBN 3-89722-248-5

Haahtela, I. 1963. Some new observations and remarks on the occurrence of the mitten crab, Eriocheir sinensis MilneEdwards (Crustacea, Decapoda), in Finland. Aquilo, Ser. Zoologica 1: 9-16.

Hoestland, H. (1948): Recherches sur la biologie de l'Eriocheir sinensis en France (Crustacé brachyoure). Ann. Inst. Océanogr., Monaco 24(1): 1-116

Hoestland, H. (1959): Répartition actuelle du crabe chinois (Eriocheir sinensis H. Milne Edwards) en France. Bull. Franc. Piscicult. 194: 5-14

Ingle (1986): The Chinese Mitten Crab Eriocheir sinensis H. Milne-Edwards - a contentious immigrant. The Lond. Naturalist, 65, 101-105 pp.

Jansson, K. (1994): Unwanted Aquatic Organisms In Ballastwater. MEPC, 36, (INF.20), 1-68 pp.

Leppäkoski, E. J. (1991): Introduced species - Resource or threat in brackish-water seas? Examples from the Baltic and the Black Sea. Mar. Poll. Bull., 23: 219-223 pp.

Luther, A. (1934): Über die ersten in Finnland gefundenen Exemplare der Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis MILNEEDW.). Memo. Soc. Fauna Flora Fennica, 10: 69-73 pp

Nepszy, S. J. and Leach, J. H. (1973): First Records of the Chinese Mitten Crab, Eriocheir sinensis, (Crustacea: Brachyura) from North America. J. Fish. Res. Bd. Canada, 30 (12): 1909-1910 pp.

Ojaveer, H., Gollasch, S., Jaanus, A., Kotta, J., Laine, A., Minde, A., Normant, M. and Panov, V (2007) Chinese mitten crab Eriocheir sinensis in the Baltic Sea – a supply-side invader? Biol Invasions 9:409–418

Petit, G. (1960): Le "Crabe Chinois" est parvenu en Méditerranée. Vie Milieu 11(1): 133-136

Petit, G. and Mizoule, R. (1974): En douze ans le "Crabe chinois" na pu réussir son implantation dans les lagunes du Languedoc. Vie Milieu 23(1c): 181-186

Pienimäki, M. and Leppäkoski, E. (2004): Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. Biological Invasions 6: 331-346

Rudnick, D.A., Halat, K.M. and Resh, V.H. (2000): Distribution, ecology and potential impacts of the Chinese mitten crab (Eriocheir sinensis) in San Francisco Bay. University of California, Berkeley, Water Resources Center,

Zibrowius, H. (1991): Ongoing Modification of the Mediterranean Marine Fauna and Flora by the Establishment of Exotic Species. Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille, 51: 83-107 pp.

Links de interés:
http://www.nobanis.org/files/factsheets/Eriocheir_sinensis.pdf
http://www.europe-aliens.org/pdf/Eriocheir_sinensis.pdf

Oculina patagonica de Angelis, 1908

Phylum Cnidaria, Clase Anthozoa, Orden Scleractinia, Familia Oculinidae

Ecología: Coral zooxantelado de aguas poco profundas (0,5 -15m) (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2008) que presenta dos tipos de morfotipos: incrustante (normalmente en zonas poco profundas) y ramificante (rara en áreas profundas) (Izquierdo *et al.*, 2007). *Oculina patagonica* es un coral gonocórico con una proporción sexual 1: 1 en la mayoría de los lugares, aunque también se da el caso de que todas las colonias sean hembras (Fine *et al.*, 2001). Se ha visto una correlación positiva entre la temperatura y el desarrollo gonadal en el este y oeste Mediterráneo, esto puede ser un indicador de que el aumento de temperatura entre Mayo y Agosto junto con el aumento del fotoperiodo son el factor clave para el desarrollo gonadal de esta especie (Fine *et al.*, 2001).
Oculina patagonica se comporta como una especie tropical por lo cual su crecimiento esta favorecido por la temperatura, y disminuye al aumentar la profundidad (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2008). Tanto en experimentos de laboratorio (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2006) como en observaciones in situ (Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2000), se ha comprobado que al aumentar la temperatura (≥24ºC) se produce un declive den la calcificación, debido a que la fisiología del coral se colapsa, a partir de esos grados centígrados se produce un blanqueamiento (Rodolfo-Metalpa *et al.*,2008).
La proliferación de esta especie en el Mediterráneo, según Fine *et al.*, 2001, es exitosa gracias a su: habilidad de reproducirse sexual y asexualmente , pronta edad de reproducción (1-2 años), capacidad para sobrevivir en condiciones extremas y alta tasa de crecimiento en condiciones ambientales variables.

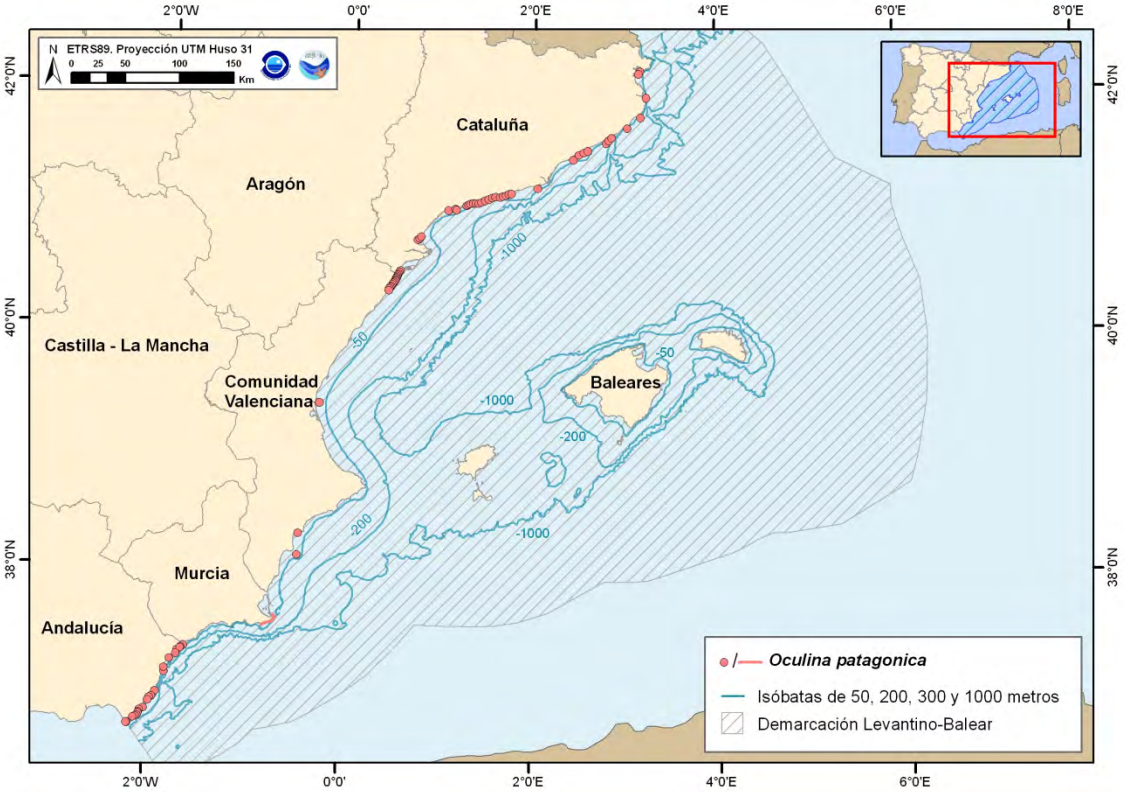
Estudios de campo y laboratorio han demostrado que es capaz de vivir a pocos metros en varios hábitats litorales, en condiciones prístinas, puertos, ambientes industriales, en áreas fuertemente contaminadas (Sartoretto *et al.*, 2008) y también en áreas protegidas como puede ser el Cabo de Gata (Moreno, 2001). Oceana ha confirmado su presencia en aguas poco profundas con algas fotófilas como son *Codium vermilara*, *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma*, *Laurencia obtusa*, *Amphipora rigida*, etc., o incluso con el alga invasora *Asparagopsis taxiformis* (Oceana, 2006). Además se han encontrado algas endolíticas (*Ostreobium* sp.) viviendo dentro de su esqueleto calcáreo (Fine *et al.*, 2004).
En Israel se ha registrado un rango de crecimiento de 0.60-0.75 cm/ año (Fine *et al.*, 2001) mientras que en el puerto de Alicante han mostrado un crecimiento mensual de 0.29±0.94 cm^2 y de 0.24±0.33 cm^2 para 1 y 5m de profundidad (Rubio *et al.*, 2010).
Se está detectando un blanqueamiento de *Oculina* y una de las causas demostradas es la infección del coral por la bacteria *Vibrio shilo* (Kushmaro *et al.*, 1996, 1997). Este fenómeno de blanqueamiento también ha sido asociado a las altas temperaturas que se están dando en diversos años en el Mediterráneo (Toren *et al.*, 1998). Según Oceana, 2006, es probable que el blanqueamiento haya afectado al 80-90% de las colonias de *Oculina patagonica* en los últimos diez años en el Mediterráneo.

Dispersión: El primer registro de un coral escleractino alóctono en el Mediterráneo se dio en 1966, en la costa de Liguria, Italia, a aproximadamente 1 km del puerto de Savona. Ese coral se identificó como *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 y se consideró introducida accidentalmente por el transporte marítimo desde las aguas templadas del SO Atlántico (Zibrowius, 1974). 40 años después de su descubrimiento en Italia, se ha distribuido ampliamente a lo largo del Mar Mediterráneo: Italia y Francia (Zibrowius, 1974; Zibrowius y Ramos, 1983; entre otros muchos registros); Argelia y Túnez (Sartoretto *et al.*, 2008); Egipto (Bitar y Zibrowius, 1997); Israel (Fine *et al.*, 2001); Líbano (Bitar y Zibrowius, 1997); Turquía (Cinar *et al.*, 2006); Grecia (Salomidi *et al.*, 2006). En España desde que se descubrió por primera vez en el puerto de Alicante en 1973 (Zibrowius y Ramos, 1983) su expansión ha sido más que evidente. La encontramos desde Algeciras hasta Cataluña, Mar de Alborán, Cabrera y Columbretes (Templado y Calvo, 2006; Izquierdo *et al.*, 2007).
Sin embargo esta cronología del descubrimiento de *O.patagonica*, puede no corresponder con la de la invasión y dispersión de la especie, ya que se piensa que las abundantes colonias encontradas en el puerto de Alicante estaban ahí mucho antes de su primera observación en la zona (Zibrowius y Ramos, 1983). Lo mismo ocurre por ejemplo en Alejandría (Egipto) donde se baraja 1981 como fecha aproximada de la presencia de este coral, años antes de que fuese registrada por primera vez (Bitar y Zibrowius, 1997) y en Israel, donde su primer registro data de 1994 pero puede que ya estuviese ahí dos o tres décadas antes (Fine *et al.*, 2001).
Con respecto a su vector de introducción en el Mediterráneo todavía no está del todo claro. Al principio se pensó que se trataba de una introducción ocasionada por la actividad humana, ya que esta especie sólo era conocida como registro fósil del Atlántico Sur. Sin embargo hoy en día muchos ponen en duda su “exotismo” , ya que

los únicos especímenes vivos encontrados hasta día de hoy se encuentran en el Mar Mediterráneo (Oceana, 2006).

Citas en la demarcación: El primer registro se dio en el puerto de Alicante en 1973 (Zibrowius y Ramos, 1983). Otros autores la han citado posteriormente en ese mismo puerto y otros puntos de Alicante (Rubio et al., 2010; Fine *et al*., 2001; Izquierdo *et al.,* 2007), así como en el puerto de Valencia (El Haddad et al., 2007). Grau Jofre (2010) señala su presencia en Baleares.
En los últimos años ha aparecido repetidamente en diversos puntos de las costas catalanas, donde apareció por primera vez en Alcanar en 1992, y de Almería, en el marco de los muestreos coordinados por la Agencia Catalana del Agua en relación a la DMA (Andreu *et al*. 2011) y de los seguimientos llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía también en relación a la DMA y el Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación Medio Marino Andaluz, respectivamente.

Información cuantitativa espacio-temporal: En el puerto de Alicante 30 años después de su registro ha llegado a cubrir hasta el 100% del sustrato en profundidades entre 0-3m y la mayoría de las paredes del puerto hasta unos 11m (Izquierdo *et al.*, 2007). Según el estudio de Rubio *et al.*, 2010, su distribución está determinada por la profundidad, disminuyendo la abundancia de las colonias, la superficie media y la cobertura a partir de los 3 m de profundidad. En 2010 en el puerto de Alicante existía cubrían una superficie de 211.995± 174.865 cm^2(n=546) (Rubio *et al.*, 2010). El siguiente mapa indica las localidades donde se ha citado la presencia de la especie.



Impacto potencial: Se ha visto que compite con las especies nativas del fouling, limitando el espacio disponible para los nuevos reclutas y cubriendo además la mayoría de los organismos sésiles (Izquierdo *et al.*, 2007). Además en las zonas rocosas del infralitoral comparte y compite por el espacio con otros hábitats como son las concreciones de algas rojas (*Lithophyllum*, *Mesophyllum*, *Peyssonnelia*, etc.) o los prados de algas verdes del género *Halimeda* (Oceana, 2006). El erizo de mar *Paracentrotus lividus* juega un rol importante en el aumento de la abundancia de este coral. Coma *et al.*, 2011 han visto que el herbivorismo del erizo sobre las macroalgas ayuda a crear espacio para que *Oculina* pueda asentarse en los lugares donde antes estaban las macroalgas nativas finalizando así con la monopolización de las algas en el infralitoral rocoso y pudiendo generar un cambio en las fuentes de producción primaria del ecosistema. (Coma *et al.*, 2007).

Control: Ninguno

Usos: Ninguno

Referencias consultadas:

Izquierdo *et al.*, 2007; Fine *et al.*, 2001; Rubio *et al.*, 2010; Gómez *et al.*, 2010; Conserjería de Medio Ambiente, 2009; El Haddad *et al.*, 2007; Conserjería de Medio Ambiente, 2010; Zibrowius y Ramos, 1983; Grau, 2010; Muestreos en el marco de la DMA de la Comunidad Catalana, (Andreu *et al.*, 2011) y Muestreos en el marco de la DMA de la Junta de Andalucía (CMA 2011).

Otras referencias relevantes:

Bitar, G., Zibrowius, H. 1997. Scleractinian corals from Lebanon, eastern Mediterranean, including a non-lessepsian invading species. Scientia Marina 61 (2): 227-231

Cinar, M.E., Bilecenoglu, M., Öztük, B., Can, A. 2006. New records of alien species on the Levantine coast of Turkey. Aquatic Invasions 1 (2): 84-90

Coma, R., Serrano, E., Linares, C., Ribes, M., Díaz, D., Ballesteros, E. 2011. Sea urchins predation facilitates coral invasión in a marine reserve. PLos ONE 6(7): 1-12

Fine, M., Oren, U.,Loya ,Y. 2002. Bleaching effect on regeneration and resource translocation in the coral *Oculina patagonica*. Marine Ecology Progress Series 234: 119-125

Fine, M., Steindler, L., Loya, Y. 2004. Endolithic algae photoacclimate to increased irradiance during coral bleaching. Marine and Freshwater Research 55(1) 115-121

Kushmaro, A., Loya, Y., Fine, M., Rosenberg, E. 1996. Bacterial infection and coral bleaching. Nature 380:396

Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Loya, Y. 1997. Bleaching of the coral *Oculina patagonica* by Vibrio AK-1. Marine Ecology Progress Series 147:159-165

Kushmaro, A. Rosenberg, E., Fine, M., Ben Haim, Y., Loya, Y. 1998. Effects of temperature on bleaching of the coral *Oculina patagonica* by Vibrio AK-1. Marine Ecology Progress Series 171:131-137

Kushmaro, A., Banin, E., Loya, Y., Stackebrandt, E., Rosenber, E. 2001. *Vibrio shiloi* sp. Nov., the causative agent of bleaching of the coral *Oculina patagonica*. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology 51:1383-1388

Moreno, D. 2001. Cabo de Gata: un espectacular patrimonio natural litoral y sumergido. Actas de las I Jornadas sobre reservas marinas y II Reunión de la red iberoamericana de reservas marinas (RIRM). Cabo de gata, Almería. 17-23 de Septiembre de 2001

Oceana. 2006. Habitats in danger. Oceana's proposal for protection.

Rodolfo-Metalpa, R., Bianchi, C.N., Peirano, A., Morri, C. 2000. Coral mortality in NW Mediterranean. Coral Reefs 19:24

Rodolfo-Metalpa, R., Richard, C., Allemand, D., Ferrier-Pagès, C. 2006. Growth and photosynthesis of two Mediterranean corals *Cladocora caespitosa* and *Oculina patagonica* under normal and elevated temperatures. Journal of Experimental Biology 209: 4546-4556

Rodolfo-Metalpa, R., Reynaud, S., Allemand, D., Ferrier-Pagès., C. 2008. Temporal and depth responses of two températe corals, Cladocora caespitosa and Oculina patagónica, from the North Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series 369: 103-114

Rosenberg, E., Falkovitz,L. 2004. The *Vibrio shiloi*/*Oculina patagonica* model system of coral bleaching. Annual Review of Microbiology. Vol. 58: 143-159

Salomidi, M., Bellou, N., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Zibrowius, H. 2006. First observation of an invasive scleractinian coral in Greek waters. Póster presentado en el 41st European Marine Biology Symposium, Cork, 4-8 Septiembre 2006

Sartoretto, S., Harmelin, J.G., Bachet, F., Bejaoui, N., Lebrun, O., Zibrowius, H. 2008. The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. Aquatic Invasions 3(2): 173-180

Serrano, E., Coma, R., Ribes, M., Weitzmann, B., García, M., Ballesteros, E. 2011. Expansion of an alien coral species in the NW Mediterranean. 7th International Conference on Marine Bioinvasions, Barcelona.

Shenkar, N., Fine, M., Loya, Y. 2005. Size matters: bleaching dynamics of the coral *Oculina patagonica*. Marine Ecology Progress Series 294: 181-188

Templado, J., Calvo, M. 2006. Flora y fauna de la reserve marina y reserve de pesca de la Isla de Alborán. Secretaria General de Pesca Marítima (MAPA), Madrid

Toren, A., Landau, L., Kushmaro, A., Loya, Y., Rosenberg, E. 1998. Effect of temperature on adhesion of Vibrio strain AK-1 to *Oculina patagonica* and on coral bleaching. Appl. Environ. Microbiol.64: 1379-1384

Zibrowius, H. 1974. *Oculina patagónica*, scléractiniaire hermatypique introduit en Méditerranée. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 26(2): 153-173

Links de interés:

http://www.regmurcia.com/servlet/s.Sl?METHOD=DETALLEMEDIATECAyserv=Mediatecaymld=2745

Alexandrium catenella (Whedon y Kofoid) Balech 1985

Phylum Pyrrophycophyta, Clase Dinophyceae, Orden Gonyaulacales, Familia Goniodomataceae

Ecología: Este dinoflagelado marino se presenta habitualmente formando cortas cadenas de 2, 4 u 8 células, de entre 29 y 50 micras cada una, que se desplazan con un movimiento serpentiforme. Se reproduce asexualmente por fisión binaria. Presenta también un ciclo de reproducción sexual, con formas reproductoras diferentes (heterotalismo). Tras la fusión de los gametos, se forma un planozigoto, que forma un ciste resistente. El ciclo vital consta de varias fases: células vegetativas móviles, gametos haploides, zigotos diploides, cistes temporales y cistes durmientes que pueden mantenerse inactivos en los sedimentos durante largo tiempo, hasta que las condiciones son las adecuadas para la germinación. En su región nativa, al igual que en las zonas invadidas, se encuentra en las capas superiores de la columna de agua, en aguas costeras y estuarinas. Se la considera una especie de aguas frías, que a menudo se encuentra a temperaturas de unos 12 grados, En todo caso, en Japón y en aguas mediterráneas españolas a temperaturas por encima de 20ºC no sólo sobrevive, sino que puede presentar episodios de desarrollo explosivo. Tolera rangos de salinidad entre 20 y 37 ppt. En condiciones experimentales las condiciones de desarrollo óptimas son temperaturas de 20 a 25ºC, salinidades de 30 a 35 y pH de alrededor de 8,5.

Dispersión: Su zona de distribución nativa es el Pacífico Noroeste. Fuera de esa área se han registrado poblaciones en toda la costa oeste de Norteamérica, de California a Alaska, al Oeste de Sudáfrica, en Chile, Argentina, Japón, península de Kamchatka, Australia y Tasmania, Atlántico Noreste y diversas localidades del Mediterráneo, donde se encuentra en rápida expansión.
Probablemente se ha introducido en esas zonas en aguas de lastre, ya que se han encontrado cistes resistentes en sedimentos de tanques de lastre.

Citas en la demarcación: Este dinoflagelado fue detectado en campañas realizadas entre Cataluña y Mallorca ya a principios de los 80 (1983) por Margalef y Estrada (1987). En seguimientos posteriores realizados regularmente en el marco de programas de prevención de mareas rojas en las costas catalanas apareció

repetidamente entre el 1996 y el 2003 (Vila et al., 2001a, b y c; Sampedro et al., 2003; Penna *et al*., 2005). Gomis *et al. (*1996) la citaron en el puerto de Valencia y Fernández *et al.* (2004) en las costas almerienses.

Información cuantitativa espacio-temporal: En algunos de los estudios revisados la especie apareció aproximadamente en el 50% de las estaciones muestreadas. En algunas ocasiones las densidades eran del orden de cientos o miles de células por litro; pero en otras se trató de verdaderas mareas rojas tóxicas, con abundancias de hasta 60 millones de células por litro (Vila *et al.,* 2001b).

Impacto potencial: Es responsable de la formación de mareas rojas, produciendo toxinas paralizantes de moluscos (PSP). Esas toxinas pueden afectar al ser humano, otros mamíferos, peces y aves. Recientemente se ha demostrado que también se encuentran en crustáceos decápodos como cangrejos y langostas. Provoca numerosos casos de intoxicación en humanos, e incluso muertes, debidas al consumo de moluscos filtradores. Su toxicidad puede causar pérdidas económicas considerables a la acuicultura y producción en zonas marisqueras, ya que afecta a los organismos filtradores cultivados o explotados, como gasterópodos y bivalvos.

Control: La mejor medida de control es la prevención de su trasporte en aguas de lastre, evitando cargas en zonas con mareas rojas, que por supuesto deben ser monitorizadas, y descargando en áreas de océano abierto permitidas. Es posible también el tratamiento químico directo de los tanques de lastre.

Usos: Ninguno

Referencias consultadas: Margalef y Estrada,1987; Gomis *et al.,* 1996; Vila *et al.,* 2001a, b y c; Sampedro *et al*., 2003; Fernández *et al*., 2004; Penna *et al*., 2005; Arronte *et al.,* 2007.

Otras referencias relevantes:

Avaria SP (1979) Red tides off the coast of Chile. In: L.T. Taylor y H.H. Seliger (eds.), Toxic Dinoflagellate Blooms, Elsevier/North-Holland, New York: 161-164

Faust MA, Gulledge RA (2006) Alexandrium catenella. Identifying Harmful Marine Dinoflagellates.

Fukuyo Y (1985) Morfology of Protogonyaulax tamarensis (Lebour) Taylor and Protogonyaulax catenella(Whedon and Kofoid) Taylor from Japanese coastal waters. Bulletin of Marine Science 37:529-537

Hallegraeff GM (1991) Aquaculturists Guide to Harmful Australian Microalgae. Fishing Industry Training Board of Tasmania/CSIRO Division of Fisheries, Hobart, p 111

Hallegraeff GM, Marshall JA, Valentine J and Hardiman S. (1998) Short cyst-dormancy period of an Australian isolate of the toxic dinoflagellate Alexandrium catenella. Marine and Freshwater Research 49(5):415–420

Kim C-H, Sako Y y Ishida Y (1993) Variation of toxin production and composition in axenic cultures of Alexandrium catenella and A. tamarense. Nippon Suisan Gakkaishi 59:633-639

Meksumpun S, Montani S y Uematsu M (1994) Elemental components of cyst walls of three marine phytoflagellates, Chattonella antiqua (Raphidophyceae), Alexandrium catenella and Scrippsiella trochoidea(Dinophyceae). Phycologia 33:275-280

Nishitani L y Chew K (1988) PSP toxins in the Pacific coast states: monitoring programs and effects on bivalve industries. J. Shell. Res. 7:653-669

Ogata T y Kodama M (1986) Ichthyotoxicity found in cultured media of Protogonyaulax spp. Mar. Biol. 95:217-220

Onoue Y, Noguchi T y Hashimoto K (1980) Studies on paralytic shellfish poison from the oyster cultured in Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish. 46:1031-1034

Onoue Y, Noguchi T, Maruyama J, Hasimoto K y Ikeda T (1981a). Comparison of PSP compositions between toxic oysters and Protogonyaulax catenella from Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. Bull. Japan. Soc Sci Fish 47:1347-1350

Onoue Y, Noguchi T, Maruyama J, Hasimoto K y Ikeda T (1981b) New toxins separated from oysters and Protogonyaulax catenella from Senzaki Bay, Yamaguchi Prefecture. Bull. Japan. Soc Sci Fish 47: 1643

Penna A, Garcés E, Vila M, Giacobbe MG, Fraga S, Lugliè A, Bravo I, Bertozzini E and Vernesi C (2005)

Prakash A, Medcof JC y Tennant AD (1971) Paralytic shellfish poisoning in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 177:1-87

Sharpe CA (1981) Paralytic shellfish poison, California- Summer 1980. State of California Dept. Health ServicesSanitary Engineering Section

Steidinger KA and Tangen K (1996) Dinoflagellates. In: Carmelo R. Tomas (ed.) Identifying Marine Phytoplankton. 387-584

Takano, M., Chihara y K. Matsuoka. 1990. Red Tide Organisms in Japan. An illustrated Taxonomic Guide.

Taylor FJR, Fukuyo Y y Larsen J (1995) Taxonomy of harmful dinoflagellates. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson y A.D. Cembella (eds.), Manual on Harmful Marine Microalgae, IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO, France: 283-317

Turki S y Balti N (2005) Detection of toxic Alexandrium catenella (Whedon y Kofoid) Balech in clam production zone of North Lake and Channel, Tunisia. Harmful Algae News. No 28: 1-3 Whedon WF y Kofoid CA (1936) Dinoflagellata of the San Diego region. I. On the skeletal morphology of two new species, Gonyaulax catenella and G. acatenella. Univ Calf Publ Zool 41:25-31

Uchida Rokakuho, Co., Ltd., Tokyo. p 407

Vila M, Garces E, Maso M, and Camp J. (2001) Is the distribution of the toxic dinoflagellate Alexandrium catenella expanding along the NW Mediterranean coast? Marine Ecology Progress Series 222:73-83

Yoshimatsu S (1981) Sexual reproduction of Protogonyaulax catenella in culture I. Heterothallism. Bull Plank Soc Jpn 28:131-139 .

Fistularia commersonii Rüppell, 1838

Phylum Chordata, Clase Actinopterygii, Orden Syngnathiformes, Familia Fistularidae

Ecología: Es una especie piscívora, de entre 20 y 100 cm de longitud, con un máximo de 150cm. El cuerpo es muy elongado, con la cabeza ocupando 1/3 de su longitud total. Presenta unas mandíbulas tubulares, terminadas en una boca relativamente pequeña. En California se reproduce en Junio-Agosto. Sus huevos y larvas son planctónicos. En su área nativa se distribuye sobre sedimentos sublitorales (EUNIS A4). Los adultos se encuentran en zonas arrecifales hasta 128 m de profundidad, pero también en fondos arenosos adyacentes y sobre praderas. En las zonas invadidas se la encuentra en los mismos hábitats, sobre fondos blandos sublitorales y praderas. Resiste temperaturas entre 15 y 30ºC.

Dispersión: Su área nativa es el Indopacífico: Mar Rojo, África oriental hasta la isla de Pascua, Japón, Australia, Nueva Zelanda y el Pacífico Central Este, de Méjico a Panamá. Se ha introducido en el Mediterráneo por el Canal de Suez. Fue encontrada inicialmente en Chipre (1999), después en Israel (2000), Turquía, Rodas y Creta (2001) y tras ello en Lampedusa y Zarzis (Túnez), arribando finalmente a las costas españolas mediterráneas.

Citas en la demarcación: Fue detectada hace unos años en las costas de Gerona, concretamente en Palamós (Sánchez-Tocino *et al.,* 2007), y recientemente también en las Baleares (Mas *et al*., en prensa).

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos sobre abundancias, ya que se han producido sólo observaciones ocasionales

Impacto potencial: Compite por el alimento con otros piscívoros, y puede afectar negativamente a la explotación de recursos pesqueros al depredar sobre pequeños peces de interés comercial (*Spicara smaris, Boops boops, Mullus barbatus*).

Control: Ninguno una vez introducida. Se podría prevenir la entrada de alóctonas lessepsianas creando barreras de salinidad en el Canal de Suez.

Usos: Es una especie de escaso interés comercial.

Referencias consultadas:
Sánchez-Tocino *et al.,* 2007; Mas *et al.,* en prensa

Otras referencias relevantes:

Azzurro E, Pizzicori F, Andaloro F (2004) First record of Fistularia commersonii (Fistularidae) from the central Mediterranean. Cybium 28: 72-74 Corsini M, Kondilatos G, Economidis PS (2002) Lessepsian migrant Fistularia commersonii from the Rhodes marine area. Journal of Fish Biology 61:1061-1061

Ben Souissi J, Zaouali J, Rezig M, Bradai MN, Quignard JP, Rudman B (2004) Contribution a l'etude de Quelques recentes migrations d'especes exotiques dans les eaux Tunisiennes. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Mediterranee 37: 312

Bilecenoğlu M, Taşkavak E, Bogac Kunt K (2002) Range extension of three lessepsian migrant fish (Fistularia commersoni, Sphyraena flavicauda, Lagocephalus suezensis) in the Mediterranean Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 82: 525-526

Golani D (2000) First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. Journal of Fish Biology 56:1545-1547

Marteilia refringens Grizel, Comps, Bonami, Cousserans, Duthoit y Le Pennec, 1974

Phylum Cercozoa, Clase Ascetosporea, Orden Paramyxida, Familia Marteiliidae

Ostra afectada por *M.refringens*

Ecología: *Marteilia refringens*, el agente etiológico de la enfermedad Aber, ha causado serias mortalidades en la ostra plana *Ostrea edulis* en Europa desde 1968 (Alderman, 1979; Grizel, 1985). *M.refringens* se ha observado en la ostras, *Ostrea edulis*, *O.angasi*, *O.puelchana*, *O.chilensis* (Grizel *et al.*, 1974; Grizel, 1982; Pascual *et al.*, 1991; Bougrier *et al.*, 1986), y en los mejillones mediterráneos *Mytilus edulis* y *M.galloprovincialis* (Villalba *et al.*, 1993a, 1993b).

La marteiliosis es una enfermedad letal de las ostras (Alderman, 1979; Audemard *et al.*, 2002; Berthe *et al.*, 1998; Grizel *et al.*, 1974). Tras la infección inicial, la muerte sobreviene durante el segundo año (Alderman, 1979; Balouet, 1979; Berthe *et al.*, 1998; Grizel, 1985). Normalmente, los mejillones no se ven desfavorablemente

afectados por *M.refringens* (Berthe, 2004), pero se desconoce si se produce esporulación o si los mejillones pueden ser portadores de *M. refringens* (Berthe, 2004; Le Roux *et al.*, 2001).
Este protozoo se instala en el tracto digestivo del hospedador, y sus plasmodios jóvenes se encuentran sobre todo en el epitelio de los palpos labiales y en el estómago (Grizel *et al.*, 1974).
El ciclo de vida de *M.refringens* es indirecto (Audemard *et al.*, 2001; Audemard *et al.*, 2004), en él las esporas maduras de *Marteilia* spp. se liberan al medio vía lumen de los túbulos digestivos y el intestino. Esta liberación está asociada con la destrucción de la glándula epitelial digestiva del hospedador (Robledo y Figueras, 1995; Alderman, 1979).
El desarrollo del parásito en la ostra plana (*O. edulis*) es estacional. En invierno y principios de verano, *Marteilia refringens* se encuentra ausente o en pequeño número en el hospedador. Aparentemente el ciclo estacional de *M.refringens* está parcialmente regulado por la temperatura (Berthe *et al.*, 1998; Audemard *et al.*, 2001). Una temperatura de 17°C se considera como umbral para la esporulación y transmisión del parásito (Audemard *et al.*, 2001, 2004; Berthe *et al.*, 2004; Grizel, 1985) además, dependiendo del las condiciones ambientales, *M.refringens* puede sobrevivir fuera de su hospedador de 2-3 semanas (Grizel, 1985).
Esta infección, como se ha dicho antes es letal para las ostras, en las cuales la muerte sobreviene normalmente durante el verano y el otoño, y se asocia con la esporulación del parásito (Berthe, 1998; Grizel, 1985; Grizel, 1974).

Dispersión: En Europa, la marteiliosis se ha registrado en Albania, Croacia, Francia, Grecia, Italia, Marruecos, Portugal, España y Reino Unido (OIE, 2009).
Esta infección de *M.refringens* se importó a España sobre 1969 (Alderman, 1979), y aunque no hay información de cuando se naturalizó, se sabe que durante el otoño de 1975 ejemplares de la Ría de Muros mostraron unos altos niveles de este protozoo, con ejemplares mostrando niveles de infección de entre 80 al 100% (Alderman, 1979).
Con respecto al vector de introducción, varias especies de zooplancton, incluyendo especies de copépodos (*Acartia discaudata*, *A.clausi*, *A.itálica*, *Othoina* sp., *Euterpina acutifrons*) y estadios larvarios de decápodos Brachyura, así como especies no planctónicas, como *Lineus gisserensis* (Nematodo) y *Cereus pendunculatus* (Cnidaria), han sido detectadas por PCR y pueden actuar como vectores del parásito (Audemard *et al.*, 2002; Carrasco *et al.*, 2007),aunque también, la transferencia de patógenos vía movimiento de organismos acuáticos parece ser una de las causas importantes de estas epizootias (Berthe *et al.*, 2004).

Citas en la demarcación: Se ha detectado este protozoo en *Ostrea edulis* y *Mytilus galloprovinciales* en las costas catalanas desde los años 90.

Impacto potencial: La presencia del parásito en el hospedador reduce su índice de condición (Figueras *et al.*, 1991). En el estado terminal de la infección, las ostras no son capaces de cerrar sus conchas (His *et al.*, 1976). La marteiliosis afecta a las ostras

durante el periodo estival, en el cual en Europa comienza en Mayo, con picos de Junio a Agosto y disminuye en Diciembre (Audemard *et al.*, 2001), mientras que en Australia empieza en Enero con picos de infección en Febrero y ocurriendo las mortalidades de Abril a Mayo (Peters y Raftos, 2003). La gametogénesis y el desarrollo gonadal se reduce o se retrasa en las ostras infectadas de *O.edulis* (Robert *et al.*, 1991) y en los mejillones *M.galloprovincialis* (Figueras *et al.*, 1991; Villalba *et al.*, 1993b). Los individuos severamente infectados pueden llegar al punto de no ser capaces de empezar un nuevo ciclo gametogenético en el siguiente año. Por otro lado, el estrés que ocasiona el desove por sí mismo, puede estimular la progresión de la infección (Villalba *et al.*, 1993b). Combinando algunos de estos síntomas, finalmente se acaba en la muerte del hospedador y en el caso de *M.refringens*, los rangos de mortalidad pueden llegar a ser muy altos (Berthe *et al.*, 2004) y los estadios juveniles y los adultos son conocidos por ser susceptibles a la infección (Grizel, 1985).
La glándula digestiva, en la que se instala *M. refringens* y otras especies de *Marteilia*, es un lugar de digestión alimenticia intracelular y uno de los principales lugares de almacenamiento de reservas metabólicas (Berthe *et al.*, 2004), por lo que en los casos de infecciones graves, *M. refringens* reduce considerablemente la absorción de materia orgánica (Camacho *et al.*, 1997; Robledo *et al.*, 1995) ya que el parásito puede interferir de forma directa en la alimentación y absorción del hospedador por el mero hecho de su presencia física. Se ha mostrado que el desarrollo de células de almacenamiento adipo-granular en el manto de *Mytilus galloprovincialis* se inhibe en presencia de *M. refringens* (Villalba *et al.*, 1993b) y parece ser que *M.refringens* también interfiere con el almacenamiento de glucógeno en la *Ostrea edulis* (Robert *et al.*, 1991).
Un ejemplo del impacto económico y/o ecológico que ocasiona es que entre 1980 y 1983 en Francia la marteiliosis originó graves pérdidas estimadas en 440 millones de euros (Grizel, 1985). En España desde 1997, no se cultiva *O.edulis* en el delta del Ebro, debido principalmente a que los cultivos se vieron infectados por *M.refringens*, lo que causó una alta mortalidad y afectó ampliamente a su producción (Riera *et al.*, 1993; Riera *et al.*, 1995), esta pérdida motivó a los productores a cambiar a una producción de *Crasosstrea gigas*, lo que genera más rendimiento ya que crece más rápido y es menos propensa a las infecciones (Ramón *et al.*, 2005).

Control: Una de las pocas maneras de reducir el impacto de estos patógenos en los bivalvos comercialmente explotados es estableciendo programas efectivos para la prevención de la transferencia de los stocks infectados. Un método para ello sería controlando mediante restricciones el movimiento de los animales infectados a las áreas conocidas o con sospechas de estar libres de *Marteilia* (OIE 2003) o marteilioides (Elston, 1993; Bower *et al.*, 1994).
Según Berthe *et al.*, 2004, las regiones o países donde sus moluscos se encuentren infectados por algún patógeno no deberían ser permitidos el exportar a otras zonas libres de enfermedades, por lo que el acceso a los test de diagnóstico, que son rápidos, fiables y que no causan daño alguno, son de vital importancia.

Además, en las áreas endémicas del parásito, el cultivo de ostras juveniles y de crías debería de disminuirse de Junio a Agosto ya que es el periodo de transmisión de *M.refringens* (Perkins, 1993).
El desarrollo de este protozoo está regulado por la temperatura y la salinidad, por lo que podría controlarse si se mantuvieses las ostras en aguas con alta salinidad (Bower *et al.*, 1994) o en temperaturas bajas, ya que se requiere de 17ºC para establecer nuevas infecciones de *M.refringens* en la ostra (Berthe *et al.*, 1998; Audemard *et al.*, 2001, 2002).

Referencias consultadas: Riera *et al.*, 1993 y 1995.

Otras referencias relevantes:

Alderman DJ (1979) Epizootiology of *Marteilia refringens* in Europe. Marine Fisheries Review 41:67-69

Audemard C, Barnaud A, Collins CM, Le Roux F, Sauriau PG, Coustau C, Blachier P, Berthe FCJ (2001) Claire ponds as an experimental model for *Marteilia refringens* life-cycle studies: new perspectives. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 257:87-108

Audemard C, Le Roux F, Barnaud A, Collins C, Sautour B, Sauriau P-G, de Montaudouin X, Coustau C, Combres C, Berthe FCJ (2002) Needle in a haystack: involvement of the copepod *Paracartia grani* in the life cycle of the oyster pathogen *Marteilia refringens*. Parasitology 124:315-323

Audemard C, Sajus M-C, Barnauda A, Sautour B, Sauriau P-G, Berthe F (2004) Infection of the paramyxean parasite *Marteilia refringens* in its hosts, *Ostrea edulis* and *Paracartia grani*: dynamics in ponds of Marennes-Oléron bay. Diseases in Aquatic Organisms 61(1-2):103-111

Balouet G (1979) *Marteilia refringens* – Considerations of the life cycle and development of Aber disease in Ostrea edulis. Marine Fishery Review 41:64-66

Berthe FCJ, Pernas M, Zerabib M, Haffner P, Thébault A, Figueras AJ (1998) Experimental transmission of *Marteilia refringens* with special considerations for its life cycle. Diseases of Aquatic Organisms 34:135-144

Berthe FCJ, Le Roux F, Adlard RD, Figueras A (2004) Marteiliosis in molluscs: A review. Aquatic Living Resources 17:433-448

Bougrier S, Tige G, Bachere E, Grizel H (1986) *Ostrea angasi* acclimatization to French coasts. Aquaculture 58:151-154

Bower SM, McGladdery SE, Price IM (1994) Synopsis of infectious diseases and parasites of commercially exploited shellfish. Annual Review of Fish Diseases 4:1-199

Cahour A (1979) *Marteilia refringens* and *Crassostrea gigas*. Marine Fisheries Review19-20

Camacho AP, Villalba A, Beiras R, Labarta U (1997) Absorption efficiency and condition of cultured mussels (*Mytilus edulis galloprovincialis* Linnaeus) of Galicia (NW Spain) infected by parasites *Marteilia refringens* Grizel *et al.* and *Mytilicola intestinalis* Steuer. Journal of Shellfish Research 16:77-82

Carballal MJ, Villalba A, Lopez C (1998) Seasonal variation and effects of age, food availability, size, gonadal development and parasitism on the hemogram of *Mytilus galloprovincialis*. Journal of Invertebrate Pathology 72:304-312

Carrasco N, Lopez-Flores I, Alcaraz M, Furones MD, Berthe FCJ, Arzul I (2007) Dynamics of the parasite *Marteilia refringens* (Paramyxea) in *Mytilus galloprovincialis* and zooplankton populations in Alfacs bay (Catalonia, Spain). Parasitology 134:1541-1550

Figueras A, Montes J (1988) Aber disease of edible oysters caused by *Marteilia refringens*. American Fisheries Society special publication 18:38-46

Figueras A, Jardon CF, Caldas JR (1991) Diseases and parasites of rafted mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk): preliminary results. Aquaculture 99:17-33

Figueras A, Robledo JAF, Novoa B (1996) Brown ring disease and parasites in clams (*Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum*) from Spain and Portugal. Journal of Shellfish Research 15:363-368

Fuentes J, Villalba A, Zapata C, Alvarez G (1995) Effects of stock and culture environment on infections by *Marteilia refringens* and *Myticola intestinalis* in the mussel *Mytilus galloprovincialis* cultured in Galicia (NW Spain). Diseases of Aquatic Organisms 21:221-226

Fuentes J, Lopez JL, Mosquera E, Vazquez J, Villalba A, Alvarez G (2002) Growth, mortality, pathological conditions and protein expression of *Mytilus edulis* and *M.galloprovincialis* crosses in the Ría de Arousa (NW of Spain). Aquaculture 213:233-251

Grizel H, Compos M, Bonami JR, Cousserans F, Duthoit JL, Le Pennec MA (1974) Recherche sur l'agent de la maladie de la glande digestive de *Ostrea edulis* Linne. Science et Peche.Bull.Inst.Peches marit. 240:7-30

Grizel H, Comps M, Raguenes D, Leborgne Y, Tigé G, Martin AG (1982) Bilan des essais d'acclimatation d'*Ostrea chilensis* sur les côtes de Bretagne. Rev.Trav.Inst.Pêches Marit. 46:209-225

Grizel H (1985) Etude des récentes épizooties de l'huître plate (Ostrea edulis Linné) et leur impact sur l'ostréculture bretonne. Thèse Doctorat es Sciences, Univesrité des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France, 145p

Gutierrez M (1977) Técnica de coloración del agente de la enfermedad de la glándula digestiva de la ostra plana, *Ostrea edulis* L. Investigación pesquera 41:643-645

His, E., Tigé, G., and Rabouin, M. A. Observations relatives à la maladie des huîtres plates dans le bassin d'Arcachon, vitesse d'infestation et réactions pathologiques. 17. 1976. ICES CM K.

Le Roux F, Lorenzo G, Peyret P, Audemard C, Figueras A, Vivarès C, Gouy M, Berthe FCJ (2001) Molecular evidence for the existence of two species of *Marteilia* in Europe. Journal of Eukaryotic Microbiology 48:449-454

Longshaw M, Feist SW, Matthews A, Figueras A (2001) Ultrastructural characterisation of *Marteilia* species (Paramyxea) from *Ostrea edulis*, *Mytilus edulis* and *Mytilus galloprovincialis* in Europe. Diseases of Aquatic Organisms 44:137-142

Lopez-Flores I, De la Herrán R, Garrido-Ramos MA, Navas JI, Ruiz-Rejon C, Ruiz-Rejon M (2004) The molecular diagnosis of *Marteilia refringens* and differentiation between *Marteilia* strains infecting oysters and mussels based on the rDNA IGS sequence. Parasitology 129:411-419

OIE. Diagnostic Manual for Aquatic Animal Diseases. 2002. OIE, Paris. Fourth edition.

Pascual M, Martin AG, Zampatti E, Coatanea D, Defossez J, Robert R (1991) Testing of the Argentina oyster, *Ostrea puelchana* in several French oyster farming sites. 30. ICES Council Meeting Pap. CM 1991/K.

Perkins FO (1993) Infectious diseases of molluscs. In: Couch JA, Fournie JW (eds) Advances in fisheries science: pathobiology of marine and estuarine organisms. Boca Ratón, CRC Press, p 255-287

Pernas M, Novoa B, Tafalla C, Figueras A (2000) Efficiency of different monoclonal antibodies in immunological assays developed for the detection of *Marteilia* sp. isolated from *Mytilus galloprovincialis*. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 20:193-198

Peters R, Raftos DA (2003) The role of phenoloxidase suppression in QX disease outbreaks among Sydney rock oysters (*Saccostrea glomerata*). Aquaculture 223:29-39

Ralph A (1993) Infectious diseases of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Annual Review of Fish Diseases 3:259-276

Ramón M, Cano J, Peña JB, Campos MJ (2005) Current status and perspectives of mollusc (bivalves and gastropods) culture in the Spanish Mediterranean. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 21:361-373

Riera V, Santmartí M, Durfort M (1993) Presencia de *Marteilia refringens* en los cultivos de moluscos bivalvos del litoral catalán. 539-544. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Xunta de Galicia. Santiago de Compostela (La Coruña), Spain. Actas del IV Congreso Nacional de Acuicultura, Septiembre 21-24 de 1993. Illa de Arousa, Vilanova de Arousa, Pontevedra, Spain. Cerviño, A., Landín, A., de Coo, A., Guerra, A., and Torre, M.

Riera V, Bigas M, Santmartí M, Durfort M (1995) Prevalencia del protozoo parásito *Marteilia refringens* en las poblaciones de ostra plana (*Ostrea edulis* L.) del Maresme (NE Barcelona). 242-247. Publicaciones de la Universidad de Barcelona. Barcelona.Spain. Actas del V Congreso Nacional de Acuicultura, Mayo 10-13, 1995. Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, Spain. Castelló i Orvay,F.and Calderer i Rey,A.1995.

Robert R, Borel M, Pichot Y, Trut G (1991) Growth and mortality of the European oyster *Ostrea edulis* in the Bay of Arcachon (France). Aquatic Living Resources 4:265-274

Robledo JAF, Cáceres-Martínez J, Figueras A (1994) *Marteilia refringens* in mussel (*Mytilus galloprovincialis* LMK.) beds in Spain. The Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 14:61-63

Robledo JAF, Figueras A (1995) The effects of culture-site, depth, season, and stock source on the prevalence of *Marteilia refringens* in cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk.) from Galicia, Spain. The Journal of Parasitology 81:354-363

Robledo JAF, Santarem MM, Gonzalez P, Figueras A (1995a) Seasonal variations in the biochemical composition of the serum of *Mytilus galloprovincialis* Lmk. and its relationship to the reproductive cycle and parasitic loads. Aquaculture 133:311-322

Robledo JAF, Miahle E, Figueras A (1995b) Purification of several phases of the parasite *Marteilia* (Protozoa: Ascetospora) from mussels (*Mytilus galloprovincialis*). In: Stolen JC, Fletcher TC, Smith SA, Zelikoff JT, Kaattari SL, Anderson RS, Soderhall K, Weeks-Perkins BA (eds) Techniques in fish immunology - 4. Inmunology and pathology of aquatic invertebrates. SOS Publication, Fair Haven, NJ, USA, p 117-121

Villalba A, Mourelle SG, Lopez MC, Carballal MJ, Azevedo C (1993a) Marteiliasis affecting cultured mussels *Mytilus galloprovincialis* of Galicia (NW Spain). I. Etiology, phases of the infection, and temporal and spatial variability in prevalence. Diseases of Aquatic Organisms 16:61-72

Villalba A, Mourelle SG, Carballal MJ, Lopez MC (1993b) Effects of infection by the protistan parasite *Marteilia refringens* on the reproduction of cultured mussels *Mytilus galloprovincialis* in Galicia (NW Spain). Diseases of Aquatic Organisms 17:205-213

Zrncic S, Le Roux F, Oraic D, Sostaric B, Berthe F (2001) First record of *Marteilia* sp. in mussels, *Mytilus galloprovincialis* in Croatia. Diseases of Aquatic Organisms 44:143-148

Links de interés:
http://www.scotland.gov.uk/Uploads/Documents/AAAH07Marteiliasis.pdf

Perkinsus olseni (Lester y Davis, 1981)

Phylum Myzozoa, Clase Perkinsea, Orden Perkinsida, Familia Perkinsidae

Ecología: El género *Perkinsus* incluye protistas parásitos que infectan a los moluscos marinos por todo el mundo. Dentro de este género están incluidas especies como *P.marinus*, *P.olseni*, *P.qugwadi*, *P.chesapeaki*, *P.mediterraneus* y *P.andrewis,* donde *P.olseni* es una amenaza para los bivalvos españolas como *T. decussatus.*

Inicialmente se pensaba que *P.olseni* y *P.atlanticus* eran consideradas dos especies diferentes, sin embargo hoy en día se ha visto que son conespecíficas, siendo *P.olseni* Lester y Davis, 1981 la que tiene prioridad taxonómica (Murrell *et al.*, 2002).

Con respecto a sus condiciones ambientales, Casas *et al.*, 2002 concluyeron que la temperatura y salinidad óptima de zoosporulación en la costa norte Española es de 19 a 28ºC y 25 a 35 ‰. Además también señalaron que las zoosporas pueden sobrevivir

de 22 a 14 días a 28 y 10ºC respectivamente y que la producción de éstas se reduce abruptamente al disminuir la salinidad, siendo a 10‰ la salinidad más baja a la que se ha observado la zoosporulación.
El pico anual de infección en las costas norte Españolas ocurre cuando las temperaturas rondan los 15ºC por lo que la mortalidad del hospedador tiene un pico poco después, en primavera – verano (Villaba *et al.*, 2005).
Villalba *et al.*, 2005 vieron como la intensidad de la infección estaba significativamente y positivamente correlacionada con el tamaño/edad del bivalvo (*Venerupis decussata*) ya que individuos menores de 20 mm no se encontraron infectados en el estudio, mientras que si fueron detectados a partir de 20mm.

Dispersión: En Europa Azevedo, 1989 describió *Perkinsus atlanticus* (hoy *Perkinsus olseni*) como la causante de las altas mortalidades de *Venerupis decussata* en el sur de Portugal. Desde Entonces en Europa ha sido registrada en Portugal, España, Francia e Italia (Da Ros y Canzonier, 1985; Azevedo, 1989; Figueras *et al.*, 1992; Goggin, 1992; Navas *et al.*, 1992; Sagristà, 1995; Cigarría *et al.*, 1997; Canestri-Trotti *et al.*, 2000). Concretamente en España se ha registrado en bivalvos de Andalucía (costa sud Atlántica) (Villalba y Navas, 1988; Navas *et al.*, 1992), Cataluña (Sagristà *et al.*, 1991; Santmartí *et al.*, 1995; Elandaloussi *et al.*, 2009), Galicia (Figueras *et al.*, 1992; Rodríguez Moscoso *et al.*, 2002) y Asturias (Cigarría *et al.*, 1997).
La sinonimia entre *P.olseni* y *P.atlanticus* apoya la hipótesis de que ésta primera fuera transportada desde Asia a Europa por los movimientos del *Venerupis philippinarum* (Hine 2001).Probablemente, la transmisión de *P.olseni* se ve favorecida después de la muerte de almejas infectadas ya que los individuos muertos pueden actuar como fuente del estado parásito infectivo (Villalba *et al.*, 2005).

Citas en la demarcación: Este protista fue detectado en moluscos del Delta del Ebro, (bahía de Alfacs) en 1991 (Sagristà *et al.,* 1996), y hay nuevas citas más recientes en esa misma zona (Elandaloussi *et al.,* 2009).

Impacto potencial: *Perkinsus olseni*, o *Perkinsus* sp. generan perkinsiosis, una epidemia en los moluscos marinos en todo el mundo causando muchas veces mortalidades en masa a las poblaciones de marisco. En Europa, en las últimas dos décadas *Perkinsus* sp. ha causado elevadas mortalidades en las explotaciones comerciales de venéridos (Elandaloussi *et al.*, 2009.
Los efectos que causan *Perkinsus* spp. en el hospedador han estado bien documentados. Las infecciones que generan en los tejidos pueden causar lesiones que lleven a una mortalidad en masa de poblaciones de moluscos con las consecuencias ecológicas y socio económicas que ello conlleva. El protozoo además, interfiere en los flujos de energía del hospedador ralentizándolos, lo que puede resultar en una disminución del tamaño. Otra consecuencia de éste parásito es que puede generar deficiencias en las reservas de energía para una gametogénesis exitosa, y efectos negativos en la fecundidad del hospedador, resultando entre otras, en un menor reclutamiento. En términos generales, la infección causa un debilitamiento en el

hospedador por lo que es difícil que los individuos afectados puedan sobreponerse ante cualquier otra condición adversa (Villalba *et al.*, 2004).
En las poblaciones de *Tapes* se han visto las consecuencias de *P.olseni*, que ha causado una reducción de la fecundidad y el retraso de la maduración de los gametos y/o la diminución de las reservas (Santmarti *et al.*, 1995).
Hoy en día la ocurrencia de este parásito se ha registrado en *Venerupis corrugata, V.decussata*, *V.philippinarum*, y *Polititapes aureus* en las diferentes costas Españolas Atlánticas y Mediterráneas (Navas *et al.*, 1992; Sagristà *et al.*, 1996; Ordás *et al.*, 2001; Casas *et al.*, 2002).
En los individuos muy infectados frecuentemente *P.olseni* induce a la formación de nódulos blancos o marrón claro en las agallas, pie, intestino, glándula digestiva, riñón, gónadas y manto (www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Perkinsus-olseni).
Control:
Prevención: Según Rodríguez Moscoso (Rodríguez Moscoso *et al.*, 2002), conocido el asentamiento de esta epizootia en las costas españolas y también el progresivo incremento de los cultivos semi-extensivos de almeja fina (*V. decussata*), una correcta gestión de los recursos requiere una conjunto de mediadas mínimas profilácticas y terapéuticas de tipo zootécnico, como la mejora del sustrato antes de la siembra, la eliminación de algas (sobre todo, en época estival, pues producen estrés ambiental al reducir la concentración de oxígeno en el medio), la recogida de ejemplares moribundos y muertos, la reducción de densidades de biomasa, el control de calidad de la semilla a sembrar, la puesta en barbecho de las zonas más afectadas y la extracción para la venta de aquellos individuos que han de pasar su segundo verano en las áreas infectadas. Éstas últimas medidas, puestas en práctica por Santmartí *et al.*, 1995 en el delta del Ebro, lograron reducir el porcentaje de infección del 80-90% en 1991 al 15% en 1993.
Se ha desarrollado diferentes estrategias para mitigar las consecuencias de *P.marinus* en la industria marisquera, éstas estrategias podrían también usarse en el caso de *P.olseni* como son la modificación de los procesos de dirección y cultivo, selección de las crías para obtener las cepas más resistentes, manipulación genética directa, ingeniería genética, testar la susceptibilidad en algunas especies alóctonas para así poder restaurar la población afectada por otra con el mismo rol ecológico y ensayos in vitro e in vivo (Villalba *et al.*, 2004).
Según Elandaloussi *et al.*, 2009, sería conveniente el establecer planes de monitoreo para la presencia, tanto en acuicultura como en los lechos naturales.

Referencias consultadas: Sagristá *et al.*, 1996; Elandaloussi *et al.*, 2009.

Otras referencias relevantes:
Azevedo C (1989) Fine structure of *Perkinsus atlanticus* n.sp. (Apicomplexa, Perkinsea) parasite of the clam *Ruditapes decussatus* from Portugal. The Journal of Parasitology 75:627-635
Azevedo C, Corral L, Cachola R (1990) Fine structure of zoosporulation in *Perkinsus atlanticus* (Apicomplexa: Perkinsea). Parasitology 100:351-358

Canestri-Trotti G, Baccarani EM, Paesanti F, Turolla E (2000) Monitoring of infections by protozoa of the genera *Nematopsis*, *Perkinsus* and *Porospora* in the smooth venus clam *Callista chione* from the North-Western Adriatic Sea (Italy). Diseases of Aquatic Organisms 42:157-161

Casas SM, Villalba A, Reece KS (2002) Study of perkinsosi in the carpet shell clam *Tapes decussatus* in Galicia (NW Spain). I. Identificacion of the aetiological agent and in vitro modulation of zoosporulation by temperature and salinity. Diseases of Aquatic Organisms 50:51-65

Cigarría J, Rodríguez C, Fernández JM (1997) Impact of *Perkinsus* sp. on Manila clam *Ruditapes philippinarum* beds. Diseases of Aquatic Organisms 29:117-120

Da Ros L, Canzonier WJ (1985) Perkinsus, a protistan threat to bivalve culture in the Mediterranean basin. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 5:23-25

De la Herrán R, Garrido-Ramos MA, Navas JI, Ruiz Rejón C, Ruiz Rejón M (2000) Molecular characterization of the ribosomal RNA gene region of *Perkinsus atlanticus*: its use in phylogenetic analysis and as a target for a molecular diagnosis. Parasitology 120:345-353

Figueras A, Robledo JAF, Novoa B (1992) Ocurrence of haplosporidian and *Perkinsus*-like infection in carpet-shell clams, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), of the Ría de Vigo (Galicia, NW Spain). Journal of Shellfish Research 11:377-382

Goggin CL, Sewell KB, Lester RJG (1990) Tolerances of *Perkinsus* spp. (Protozoa, Apicomplexa) to temperature, chlorine and salinity. Journal of Shellfish Research 9:1445-1448

Goggin CL (1992) Ocurrence of parasites of the genus *Perkinsus* in France. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 12:174-176

González Herrero V, Peñas Rodríguez J, Díaz Martínez A (1987) Dermocystidiosis en almeja fina portuguesa de importación. Cuadernos de Marisqueros, Publicación Técnica del Plan de Explotación Marisquera de Galicia 12:695-700

Hine PM (2001) Problems of applying risk analysis to aquatic organisms. En: Proceedings of the International Conference on Risk Analysis in Aquatic Animal Health, Paris, France 71-82

Murrell A, Kleeman SN, Barker SC, Lester RJG (2002) Synonymy of *Perkinsus olseni* Lester y Davis, 1981 and *Perkinsus atlanticus* Azevedo, 1989 and an update on the phylogenetic position of genus *Perkinsus*. The European Association of Fish Pathologists 22:258-265

Navas JI, Castillo MC, Vera P, Ruiz-Rico M (1992) Principal parasites observed in clams, *Ruditapes decussatus* (L.), *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve), *Venerupis pullastra* (Montagu) and *Venerupis aureus* (Gmelin), from the Huelva coast (S.W. Spain). Aquaculture 107:193-199

Ordás MC, Gómez-León J, Figueras A (2001) Histopathology of the infection by *Perkinsus atlanticus* in the three clam species (*Ruditapes decussatus*, *R.philippinarum* and *R.pullastra*) from Galicia (NW Spain). Journal of Shellfish Research 20:1019-1024

Park K, Figueras A, Choi KS (2006) Application of enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) for the study of reproduction in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia): II.Impacts of *Perkinsus olseni* on clam reproduction. Aquaculture 251:182-191

Prado-Alvarez M, Gestal C, Novoa B, Figueras A (2009) Differentially expressed genes of the carpet shell clam *Ruditapes decussatus* against *Perkinsus olseni*. Fish y Shellfish Immunology 26:72-83

Rodríguez Moscoso E, Espinosa J, García O, Arnaiz R, Martínez D (2002) Incidencia del protozoo *Perkinsus* sp. sobre el crecimiento de una población de cultivo de almeja fina *Ruditapes decussatus* (L., 1758) en la ría de Arousa. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 18:337-342

Rodríguez F, Godoy T, Navas JI (1994) Cross-infection with *Perkinsus atlanticus* in *Ruditapes decussatus*, *Ruditapes philippinarum* and *Venerupis pullastra*. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 14:24-27

Sagristá E, Azevedo C, Durfort M (1991)Ultrastructural study of the life cyle of *Perkinsus* sp. (phylum Apicomplexa), parasite of a Mediterranean clam. I. Coloq Franco-Ibérico Microsc Electrónica 1, 145-146

Sagristà E, Durfort M, Azevedo C (1995) *Perkinsus* sp. (Phylum Apicomplexa) in Mediterranean clam *Ruditapes semidecussatus*: ultrastructural observations of the celular response of the host. Aquaculture 132:153-160

Villalba A, Navas JI (1988) Occurrence of *Minchinia tapetis* and a *Perkinsus*-like parasite in cultured clams, *Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum*, from south Atlantic coast of Spain Preliminary results. Perkins, F. O. and Cheng, T. C. (eds) 57-58. Abstracts of the Third International Colloquium on Pathology in Marine Aquaculture. (PAMAQ III). Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, VA.

Villalba A, Casas SM, Carballal MJ, López C (2000) Effects of perkinsosis of the clam *Ruditapes decussatus* industry of Galicia (NW Spain). Journal of Shellfish Research 19:649

Villalba A, Reece KS, Camino Ordás M, Casas SM, Figueras A (2004) Perkinsosis in molluscs: A review. Aquatic Living Resources 17:411-432

Villalba A, Casas SM, López M, Carballal MJ (2005) Study of perkinsosis in the carpet shell clam *Tapes decussatus* in Galicia (NW Spain). II. Temporal patterns of disease dynamics and association with clam mortality. Diseases of Aquatic Organisms 65: 257-267.

Links de interés:

http://www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Perkinsus-olseni
http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=70079&loadmodule=datasheet&page=481&site=144

Fundulus heteroclitus (Linnaeus, 1766)

Phylum Chordata, Clase Actinopterygii, Orden Cyprinodontiformes, Familia Fundulidae

Ecología: *Fundulus heteroclitus,* pez ciprinodontiforme, se estuvo confundiendo hasta 1985 con el pez nativo en España *Valencia hispanica* (Valenciennes, 1826) e incluso se describió como una nueva especie *Valencia lozanoi* Gómez Caruana, Peiro Gómez y Sánchez Artal, 1984 (Gómez-Caruana *et al.*, 1984; Van-Kessek *et al.*, 1985; Fernández-Delgado *et al.*, 1986; Van-der-Zee, 1988). Sin embargo, finalmente se reconoció como *F.heteroclitus* (Fernández-Delgado *et al.*, 1986).

Su estrategia de vida es oportunista, similar al de otras especies exóticas, que se caracteriza por poseer un pequeño tamaño, longevidad corta, madurez temprana, baja fecundidad y múltiples puestas a lo largo del año (Arias y Drake, 1989; Fernández-Delgado, 1989). Estas características podrían explicar su capacidad de colonizar nuevos hábitats y de adaptarse a nuevas condiciones ambientales (Gisbert y López, 2007).

Esta especie es ubicua en la Costa Este de Norte América, donde habita las marismas, y principalmente las aguas costeras protegidas, y ocasionalmente las aguas dulces. *F.heteroclitus* es conocido por vivir en la marisma de marea, un ambiente fluctuante en

el cual este género está bien adaptado, ya que es flexible en cuanto a requerimientos ecológicos (Kneib, 1986).
En las cuencas de Guadiana y Guadalquivir, habita las marismas y humedales junto a especies en peligro como *Aphanius iberus* (IUCN, 2006) donde tolera amplios rangos de salinidad, preferentemente los >25 (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998). La salinidad no es el factor que determina su distribución, ya que se piensa que su ausencia en los cuerpos de agua dulce puede ser debida a otros factores como son la falta de fluctuaciones de marea y la presencia de las barreras naturales o creadas por el hombre (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998). Sin embargo, otros autores han señalado que esta especie no se ve afectada por la salinidad y ha sido registrada en hábitats dulceacuícolas (Weisberg, 1986).
Se trata de una especie muy gregaria, que en ocasiones forma densos cardúmenes, cuya alimentación es fundamentalmente zoófaga y en parte herbívora. Su periodo reproductivo de se encuentra entre abril y junio donde la hembra deposita los huevos sobre la vegetación sumergida (Doadrio et a., 1991).
Se sabe que *F.heteroclitus* es consumida en grandes cantidades por importantes peces comerciales como *Sparus aurata* y *Dicentrarchus labrax* (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998)

Dispersión: Este ciprinodontiforme es una especie de de aguas templadas y bentopelágicas nativa de las marismas y caños mareales a lo largo de las costas Atlánticas de América del Norte desde el Golfo de St.Lawrence hasta el noreste de Florida (Shute, 1980). En las islas Hawai y las Filipinas *F. heteroclitus* se introdujo desde Tejas (USA) para el control del mosquito en 1905 (Seale, 1910).
Se introdujo por primera vez entre 1970-1973 en los estuarios españoles, estableciéndose en las marismas del Guadiana y Guadalquivir en menos de 15 años (Fernández-Delgado, 1989; Bernardi *et al.*, 1995). Hasta hace bien poco, la distribución de este pez había estado restringida en la Península Ibérica a estas dos zonas ya que no se había encontrado en ningún otro lugar muestreado del Mediterráneo español (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998) y de la costa noreste española (García-Berthou y Moreno-Amich, 1991). Sin embargo, en el invierno de 2005-2006 se registró a *Fundulus heteroclitus* por primera vez en el delta del Ebro y se comprobó que se había establecido con éxito (Gisbert y López, 2007).Puede que su introducción en el estuario del delta del Ebro haya sido mediante el transporte de peces vivos para acuicultura o para propósitos de acuariología por carretera desde el suroeste de la Península Ibérica. Sin embargo, puede que también se haya transportado desde el suroeste español para fines de investigación, ya que esta especie se utilizó para realizar modelos biológicos en el Institut de Recerca i Tecnologies Agroalimentàries (IRTA) de 2001 a 2004 (Gisbert y López, 2007).Con respecto a las costas Atlánticas españolas, se piensa que pudo ser introducida cuando voluntariamente se introdujeron dos especies americanas, *Micropterus salmoides* y *Procambarus clakii* (Fernández-Delgado, 1989)
Arias y Drake (1989), observaron que localmente *F. heteroclitus* colonizaba rápidamente las costas de las marismas de la bahía de Cádiz, mientras que su dispersión aguas adentro, hacia aguas menos salinas, era mucho más lenta.

Aunque se considera una especie sedentaria, el encontrarla en ambientes acuáticos abiertos (Bahía de Alfacs) sugiere que puede darse una expansión de esta especie más allá del Delta del Ebro, tal y como ocurrió en el Sur de España (Bernardi *et al.*, 1995).

Citas en la demarcación: Gisbert i López (2007) señalan su presencia en el Delta del Ebro.

Información cuantitativa espacio-temporal: No se dispone de datos precisos, aunque se aporta un dato de frecuencia de ocurrencia en la zona de los Alfacs del 11,5%.

Impacto potencial: La expansión de *F.heteroclitus* en el sur de España según Gutiérrez-Estrada *et al.* (1998) puede tener efectos significativos en las poblaciones locales de peces ya que esta especie es claramente dominante en los hábitats en los que se captura. Con el paso de los años se ha visto que estaban en lo cierto ya que algunas peces nativos han sido desplazados se ha podido generar pérdidas económicas en las tradicionales pesquerías de gambas, un alimento muy consumido por *F.heteroclitus* (Arias y Drake, 1986). Un ejemplo de impacto es el decline de *A. Iberus* en los estuarios del Guadiana y Guadalquivir que ha sido atribuido entre otras causas a la competencia de éste con *F.heteroclitus* y *Gambusia holbrooki*, ambas especies exóticas (Elvira, 1995). En el estuario del Delta del Ebro la única especie estuarina potencial que puede ser afectada por la introducción de esta especie es también la endémica *A.iberus* (Gisbert y López, 2007). Además si *F.heteroclitus* fuese capaz de dispersarse en ambientes dulceacuícolas en el delta, se convertiría en una amenaza para el ya en peligro, *Valencia hispanica* (IUCN, 2006; Gisbert y López, 2007).Se ha visto también que este ciprinodontiforme puede afectar negativamente a la especie endémica *Lebias ibera* (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1998).
Arias y Drake 1987,1989, proponen que las extremadamente altas productividades que se estaban produciendo de *F.heteroclitus* en las marismas de la bahía de Cádiz, pueden afectar a los flujos de energía en el ecosistema, al menos removiendo parte de los recursos tróficos que podrían ser consumidos por otras especies de peces.
La predación directa no parece ser un factor de exclusión de otras especies ya que *F.heteroclitus* consume sólo invertebrados y plantas de las zonas estudiadas (Hernando, 1975; Arais y Drake, 1986), además la competición por el alimento tampoco parece ser un factor decisivo ya que los lugares en los que se encuentra son de enorme productividad, sin embargo la competición por el espacio es la mejor explicación para la aparente segregación observada entre *Fundulus* y otras especies (Gutiérrez-.Estrada et a., 1998).
No todos los impactos de esta especie son negativos, también ha causado impactos positivos en algunas especies de pájaros en actualmente en peligro como *Platalea leucorodia, Ciconia ciconia*, *Ardea* sp, *Egretta garzetta* etc. (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008)

Control: En el delta del Ebro se están llevando a cabo mediadas de control por las autoridades ambientales del lugar, para controlar la expansión del exótico *F.heteroclitus* en el área (Gisbert y López, 2007).

Usos: Puede ser usado en control de plagas de mosquitos.

Referencias consultadas: Gisbert y López, 2007;

Otras referencias relevantes:

Arias AM y Drake P (1986) Contribución al conocimiento de la biología de *Valencia hispanica* Val., 1846 (Pisces, Ciprinodontidae), en el SO ibérico. Investigaciones Pesqueras 50: 23-36

Arias AM y Drake P (1989) Structure and density of *Fundulus heteroclitus* in the saltmarsh fish-ponds of Cádiz Bay (SW Spain). En: Aquacultura Intermareal (Yúfera, M., ed.), pp.259-268. Cádiz: Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía

Crivelli, A.J. 2006. *Aphanius iberus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **19 March 2012**.

Crivelli, A.J. 2006. *Valencia hispanica*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **19 March 2012**.

Drake P, Arias AM, Sarasquete MC (1987) Reproducción de *Fundulus heteroclitus* (Linneo, 1758) (Pisces, Ciprinodontidae) en medio hipersalino. Investigaciones Pesqueras 51:183-197

Elvira B (1995) Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. Biological Conservation 72:129-136

Fernández-Delgado C, Hernando JA, Herrera M, Bellido M (1986) Sobre el status taxonómico del género *Valencia* Myers, 1928 en el suroeste de Iberia. Doñana Acta Vertebrata 13:161-163

García-Bertou E y Moreno-Amich R (1991) New records of *Aphanius Iberus* (Pisces: Cyprinodontidae) and review of the geographical distribution of cyprinodontiform fishes in Catalonia (NE Spain). Scientia gerundensis 17:69-76

Gómez-Caruana F, Peiro S, Sanchez S (1984) Descripción de una nueva especie de pez continental ibérico, *Valencia lazanoi* n.sp (Pisces, Cyprinodontidae). Boletín de la Estación Central de Ecología 13:67-74

Hernando JA (1975) Nuevas localidades de *Valencia hispanica* (Pisces: Ciprinodontidae) en el Suroeste de España. Doñana Acta Vertebrata 2: 165-267

Kneib RT (1986) The role of *Fundulus heteroclitus* in salt marsh trophic dynamics. American Zoologist 26: 259-269

Seale A (1910) The successful transference of black bass into de Philippine Islands with notes on the transportation of live fish long distances. Philippine Journal of Science 5: 153-159

Shute JR (1980) *Fundulus hetecolitus* Linnaeus. En: Atlas of North American Freshwater Fishes. Lee DS, Gilbert CR, Hocutt CH, Jenkins RE, McAllister DE, Stauffer JR (eds.) 517pp. Raleigh, NC: North Carolina State Museum of Natural History

Van-der-Zee JR (1988) Notes on the "Old World" killifish *Valencia lozanoi*. Journal of the American Killifish Association 21:16-25

Van-Kessel CM, Woeltjes T, Van der Zee RJ (1985) De tandkarpers van het mniddellandse zee gebeid (II).Het Aquarium 6:154-159

Weisberg S (1986) Competition and coexistence among four estuarine species of *Fundulus*. American Zoologist 26:249-257

Links de interés:

http://eol.org/pages/1157172/overview
http://www.ictioterm.es/nombre_cientifico.php?nc=276
http://www.fishbase.us/summary/Fundulus-heteroclitus+heteroclitus.html

http://www.gma.org/fogm/Fundulus_heteroclitus.htm

Referencias de especies alóctonas en la Demarcación Levantino-Balear

1. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. http://www.europe-aliens.org . 2008.
   Ref Type: Electronic Citation

2. Muestreos en el marco de la DMA de la Comunitat Catalana. 2010.
   Ref Type: Data File

3. Estació d'Investigació Jaume Ferrer-IEO y CEAB-CSIC. 2010.
   Ref Type: Unpublished Work

4. invasIBER-Especies exóticas invasoras de la península ibérica. http://invasiber.org . 2011.
   Ref Type: Electronic Citation

5. Muestreos en el marco de la DMA de la Junta de Andalucía. 2011.
   Ref Type: Data File

6. Laboratorios Munuera. www.munuerlab.com . 2012.
   Ref Type: Electronic Citation

7. Región de Murcia. http://www.regmurcia.com/servlet/s.Sl?sit=c,365,m,2705&r=ReP-26183-DETALLE_REPORTAJESPADRE . 2012.
   Ref Type: Electronic Citation

8. Abelló P, Visauta E, Bucci A, Demestre M (2003) Noves dades sobre l'expansió del cranc *Percnon gibbesi* (Brachyura: Graspidae: Plagusiinae) a la Mediterrània occidental. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 46:73-77

9. Abelló P, Hispano C (2006) The capture of the Indo -Pacific crab *Charybdis feriata* (Linnaeus,1758) (Brachyura: Portunidae) in the Mediterranean Sea. Aquatic Invasions 1:13-16

10. Acosta R (2003) Cita de cangrejo araña en aguas de Alicante. Quercus 212:37

11. Allué R, Lloris D, Rucabado J (1981) *Scorpaena stephanica* Cadenat, 1943 (Osteichtyes, Scorpaenidae), primera cita para la ictiofauna europea, localizada en el Mediterráneao occidental. Investigación pesquera 45:433-439

12. Altamirano, M., Carmona, R., Andreakis, N., Souza-Egipsy, V., De la Rosa, J., Marcia Barbosa, A., Soler, N., Román Muñoz, A., and Zanolla, M. La invasión del alga roja *Asparagopsis taxiformis* como modelo de proyecto multidisciplinar para el estudio de las invasiones de macroalgas marinas. (1), 29. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

13. Andreakis N, Procaccini G, Maggs C, Kooistras WHCF (2007) Phylogeography of the invasive seaweed *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) reveals cryptic diversity. Molecular ecology 16:2285-2299

14. Andreu, J., Pino, J., Rodríguez-Labajos, B., and Munné, A. Avaluació de l'estat i el risc d'invasió per espècies exòtiques dels ecosistemes aquàtics de Catalunya. 97 pp. 2011. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.
Ref Type: Report

15. Aranda, A., Mallol, J., and Solano, I. Presencia del alga *Caulerpa racemosa* (Forskal) J. Agardh (Chlorophyta, Caulerpales) en el Mediterráneo ibérico. 53. 1999. Actas XIII Congreso Nac.Bot Criptogámica. 1999.
Ref Type: Conference Proceeding

16. Aranda, A., Bueno, M., Solano, I., and Guillén, J. E. Red de vigilancia del litoral valenciano frente al peligro de invasión de especies exóticas del género *Caulerpa*. 160-161. 2003. Actas del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. 2003.
Ref Type: Conference Proceeding

17. Aranda A (2004) Présence de l'algue *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Ulvophyceae) dans les côtes continentales de l'Espagne. Rapp.Comm.int.Mer Médit. 37:478

18. Arronte, J. C., Cabal, J., Anadón, N., Rico, J. M., and Valdés, L. Especies marinas no nativas en aguas costeras de España: Catálogo preliminar. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 248-255. 2007. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".
Ref Type: Conference Proceeding

19. Álvarez Pola C (2010) Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears.

20. Ballesteros E, Romero J (1982) Catálogo de las algas bentónicas (con exclusión de las diatomeas) de las costas catalanas. Collectanea Botanica 13:723-765

21. Ballesteros E (1989) Production of seaweeds in Northwestern Mediterranean marine communities: its relation with environmental factors. Scientia Marina 53:357-364

22. Ballesteros, E. Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. 1992. Barcelona, Instituo d'Estudis Catalans. Ref Type: Thesis/Dissertation

23. Ballesteros E, Rodríguez-Prieto CR (1996) Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Baleares. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 39:135-138

24. Ballesteros E, Pinedo S, Rodríguez-Prieto C (1997) Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània espanyola. X Acta Bot.Barc 44:29-37

25. Ballesteros E, Grau AM, Riera F (1999) *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 42:63-68

26. Ballesteros, E. Espècies marines invasores: un problema ambiental emergent a les Illes Balears. Pons, G. X. 13-15. 2004. Palma de Mallorca: Societat Història Natural Balears. IV Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. Ponències i Resums. 2004.
Ref Type: Conference Proceeding

27. Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. Oceanography and Marine Biology, An Annual Review 44:123-195

28. Ballesteros E, Cebrian E, Alcoverro T (2007) Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. Botanica Marina 50:8-13

29. Ballesteros E (2008) Especies Invasoras. Actividades humanas en los mares de España. Ministerio de Medio Ambiente,y Medio Rural y Marino.Secretaria General del Mar.Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, p 177-185

30. Ballesteros E (2008) La rápida expansión de algas del género *Caulerpa* por el litoral mediterráneo. Invasiones biolgógicas. CSIC, p 155-158

31. Banach, G. Influence of Global Change on *Pinna nobilis*: Impact of the invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii* and *Caulerpa racemosa* on the population of cabrera National Park. 19pp. 2011. Master of Global Change.
Ref Type: Thesis/Dissertation

32. Bárbara I, Lee SY, Peña V, Díaz P, Cremades J, Oak JH (2008) *Chrysymenia wrightii* (Rhodymeniales,Rhodophyta) - a new non-native species for the European Atlantic Coast. Aquatic Invasions 3:367-375

33. Bermell, V. T., García, V. A., and Carrascosa, A. M. G. Hidrología, eutrofización y dinámica estacional de *Paracartia grani* (Copepoda: Calanoida) en el Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental). 2006. XIV SIEBM Simposio Ibérico de Estudios de Biologái Marina, 12-15 de Septiembre de 2006,Barcelona.
Ref Type: Conference Proceeding

34. Bernardeau Esteller J, Martínez Garrido J (2010) *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* en el Mediterráneo: estudios en la región de Murcia. Algas 43.Sociedad Española de Ficología19-26

35. Bernardeau Esteller, J., Huete-Stauffer, T., Marín-Guirao, L., García-Muñoz, R., Sandoval-Gil, J. M., Alonso, J. M., and Ruiz, J. M. Assessment of the long-term dynamic of *Posidonia Oceanica* meadows in sites invaded by the green alga *Caulerpa racemosa*. 159-160. 2010. Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010, UNEP - MAP - RAC/SPA. Proceedings of the Fourth MediterraneanSymposium on Marine Vegetation. El Asmi, S., Langar, H., and Belgacem, W.
Ref Type: Conference Proceeding

36. Bernardeau Esteller J, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Ruiz JM (2011) Photosynthesis and daily metabolic carbon balance of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Chlorophyta: Caulerpales) along a depth gradient. Scientia Marina 75:803-810

37. Blanco, A., Deudero, S, and Box, A. Interacció entre l'alga invasora *Lophocladia lallemandii* i el briozou *Reteporella grimaldii* a les proximitats de l'illa de Sa Dragonera. Pons, G. X. 298. 2008. Palma de Mallorca, Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

38. Bosch, M., Bonnin, J., March, M., and Alemany, J. A. Estudio de las comunidades de moluscos bivalvos de la bahía de Pollença (N. de Mallorca). 165-170. 1988. Bentos VI: proceeding of Simposio Ibérico de estudio del bentos marino, 18 a 22 de septiembre de 1988, Palma de Mallorca.
Ref Type: Conference Proceeding

39. Box A, Deudero S, Pons GX, Blanco A, Sarriera P, Cabanellas-Reboredo M (2007) Contribució al coneixement dels mol·luscs associats a praderies de Caulerpals a Mallorca. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 50:115-125

40. Box, A, Guerra-García.J.M., and Deudero, S. Los Caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) asociados a Posidonia y Caulerpales de Baleares. Pons,

G. X. 242. 2008. Palma de Mallorca, Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

41. Box, A, Deudero, S, and Pons, A. Canvis en la composició d'espècies, diversitat i abundàncies de la fauna de molluscs asociada a *Posidonia oceanica* després de la sustitució per *Caulerpa racemosa*. Pons, G. X. 268-269. 2008. Soc. His. Nat. Bal. Palma de Mallorca. v Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

42. Box A, Sureda A, Deudero S (2008) Espècies invasores a les Illes Balears: aplicacions de biomarcadors d'estrés oxidatiu en organismes marins en situacions d'invasió. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 51:177-186

43. Box, A, Deudero, S, Martín, D., and Sarriera, P. Canvis en les comunitats de poliquets del herbeis de *Posidonia oceanica* colonitzats per *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. Pons, G. X. 243-245. 2008. Palma de Mallorca, Palma de Mallorca: Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears Ponències i Resums. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

44. Box A, Sureda A, Deudero S (2009) Antioxidant response of the bivalve *Pinna nobilis* colonised by invasive red macroalgae *Lophocladia lallemandii*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 149:456-460

45. Box A, Martín D, Deudero S (2010) Changes in seagrass polychaete assemblages after invasion by *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* (Chlorophyta: Caulerpales): community structure, trophic guilds and taxonomic distinctness. Scientia Marina 74:317-329

46. Box A, Deudero S, Abelló P (2010) *Posidonia oceanica* (Delile) seagrass decapoda community shift induced by the presence of *Caulerpa* species. Scientia Marina (submitted)

47. Box, A. Ecología de Caulerpales: Fauna y Biomarcadores. 354 pp. 2011. Universidad Islas Baleares, 22-Julio-2008.
Ref Type: Thesis/Dissertation

48. Box, A., Guerra-García.J.M., and Deudero, S. Los caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) asociados a *Posidonia* y caulerpales de Baleares. -123. 2006. Barcelona,España. Actas del XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. 2006.
Ref Type: Conference Proceeding

49. Box, A., Sureda, A, Deudero, S, Terrados, J., and Marba, N. Effects of invasive macroalgae over Mediterranean organisms: an antioxidant defenses system approach. 2008. Valencia, World Conference on Marine Biodiversity. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

50. Box, A., Deudero, S, Alós, J., Grau, A. M., Sureda, A, Terrados, J., Tejada, S., Blanco, A., Cabanellas-Reboredo, M, and Mateu-Vicens, G. Inclusión en la dieta de *Spondyliosoma cantharus* (L.) Sparidae de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. Pons, G. X. 237-239. 2008. Palma de Mallorca, Soc. Hist. Nat. Bal. V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

51. Box A, Sureda A, Terrados J, Pons A, Deudero S (2008) Antioxidant response and caulerpenyne production of the alien *Caulerpa taxifolia* (Vahl) epiphytized by the invasive algae *Lophocladia lallemandii* (Montagne). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 364:24-28

52. Box, A. and Deudero, S. Effectes d'algues invasores sobre les comunitats faunístiques bentòniques de les Illes Balears. Pons, G. X. 35-36. 2008. Palma de Mallorca, Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

53. Box A, Deudero S, Sureda A, Blanco A, Alós J, Terrados J, Grau AM, Riera F (2009) Diet and physiological responses of *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) to the *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 380:11-19

54. Box A, Sureda A, Tauler P, Terrados J, Marbá N, Pons A, Deudero S (2010) Seasonality of caulerpenyne content in native *Caulerpa prolifera* and invasive *C. taxifolia* and *C. racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean Sea. Botanica Marina 53:367-375

55. Bravo I, Reguera B, Martínez A, Fraga S (1990) First report of *Gymnodinium catenatum* Graham on the Spanish Mediterranean coast. In: Granéli E, Sundtröm B, Edler L, Anderson DM (eds) Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier, New York, p 449-452

56. Cabanellas-Reboredo M, Blanco A, Deudero S, Tejada S (2010) Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). Scientia Marina 74:101-110

57. Capaccioni, A. R. Anélidos poliquetos de la Ensenada de los Alfaques (Delta del Ebro, Mediterráneo Occidental). 533 pp. 1987. Tesis doctoral, Universidad de

Valencia.
Ref Type: Thesis/Dissertation

58. Carrasco N, Lopez-Flores I, Alcaraz M, Furones MD, Berthe FCJ, Arzul I (2007) Dynamics of the parasite *Marteilia refringens* (Paramyxea) in *Mytilus galloprovincialis* and zooplancton populations in Alfacs bay (Catalonia, Spain). Parasitology 134:1541-1550

59. Casas SM, Grau A, Reece KS, Apakupakul K, Azevedo C, Villalba A (2004) *Perkinsus mediterraneus* n.sp., a protistan parasite of the European flat oyster *Ostrea edulis* from the Balearic Islands, Mediterranean Sea. Diseases of Aquatic Organisms 58:231-244

60. Cebrian, E. and Ballesteros, E. Invasion of the alien species *Lophocladia lallemandii* in Eivissa-Formentera (Balearic Islands). Pergent Martini, C. and El Asmi, S. 34-41. 2007. Tunis, RAC/SPA publ. Proceed 3rd Med. Symp. ar. Vegetation, Marseilles, France. C.Le Ravallec. 2007.
Ref Type: Conference Proceeding

61. Cebrian E, Ballesteros E (2009) Temporal and spatial variability in shallow- and deep-water populations of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the western Mediterranean. Estuar.Coast.Shelf Sci. 83:469-474

62. Cebrian E, Ballesteros E (2010) Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F.Schmitz: Depth-related temporal variability in biomass ad phenology. Aquatic Botany85

63. Cebrian, E. and Ballesteros, E. Invasion susceptibility of Mediterranean rocky benthic assemblage to red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz. El Asmi, S., Langar, H., and Belgacem, W. UNEP - MAP - RAC/SPA.Proceedings of the Fourth Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010. 37-42. 2010. Tunis, RAC/SPA publ.
Ref Type: Conference Proceeding

64. Cebrian, E., Ballesteros, E., and Tomas, F. Role of native species richness on invasibility of Mediterranean rocky. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

65. Cebrian E, Ballesteros E, Linares C, Tomas F (2011) Do native herbivores provide resistance to Mediterranean marine bioinvasions? A seaweed example. Biological Invasions 13:1397-1408

66. Cerdà M, Frau A (2005) Biologia del cranc exòtic *Percnon gibbesi* (Decapoda: Plagusidae) al litoral de Mallorca: Morfometria , trofisme i fecunditat. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears

67. Clavell i González, A. Revisión de los géneros *Apoglossum* J. Agardh y *Haraldia* J. Feldmann (Delesseriaceae, Rhodophyta) en el Mediterráneo noroccidental. 1998. Tesis de Licenciatura, Dpto. Ciències Ambientals, Fac. de Ciencias, Univ. de Girona.
Ref Type: Thesis/Dissertation

68. Coma R, Serrano E, Linares C, Ribes M, Díaz D, Ballesteros E (207) Sea urchins facilitates coral invasion in a marine reserve. PLoS ONE 6:1-12

69. Conde F, Flores-Moya A, Soto J, Altamirano M, Sánchez A (1996) Check-list of Andalusian (S.Spain) seaweeds. III.Rhodophyceae. Acta Botanica Malacitana 21:7-33

70. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino.Informe Regional 2008. 2008. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía.
Ref Type: Report

71. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del Medio Marino.Informe Regional 2009. 100 pp. 2009. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía.
Ref Type: Report

72. Consejería de Medio Ambiente. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe Regional 2010. 2010. Consejería de Medio Ambiente.Junta de Andalucía.
Ref Type: Report

73. D'Onghia G, Lloris D, Chrissi-Yianna P, Sion L, Dokos J (2004) New records of deep-water teleost fishes in the Balearic Sea and Ionian Sea (Mediterranean Sea). Scientia Marina 68:171-183

74. de-la-Ossa-Carretero JA, Dauvin JC, del-Pilar-Ruso Y, Giménez-Casalduero F, Sánchez-Lizaso JL (2010) Inventory of benthic amphipods from fine sand community of the Iberian Peninsula east coast (Spain), western Mediterranean, with new records. Marine Biodiversity Records 3:1-10

75. De Caralt, S., Cebrian, E., and González, J. Effects of the invasive algae *Womersleyella setacea* on sponge reproduction: compromising the viability of future populations. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions

Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

76. De la Rosa, J., Arroyo, Mª. C., Acuña, D., Barrajón, A., de La Fuente, J., De la Linde, A., Fernández-Casado, M., Fernández, E., Gómez, G., Moreno, D., Remón, J. M., Vivas, S., Fernández, E., Ortega, F., and Dana, E. D. Macroalgas marinas invasoras en el litoral de Andalucía. (1), 31. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

77. de Torres, M., Delgado, O., Weitzmann, B., Martín, D., Maldonado, M., Ribera, G., Sant, N., and Ballesteros, E. Surveillance programme on the introduction of *Caulerpa taxifolia* in the Catalan coast. Years 1992-1994. Ribera Siguan, M. A., Ballesteros, E., Boudouresque, C. F, Gomez, A., and Gravez, V. Second International Workshop on Caulerpa taxifolia. 67-73. 1996. 1996.
Ref Type: Conference Proceeding

78. Desbruyères D, Guille A, Ramos JM (1972) Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane espagnole. Vie et Milieu 23:335-366

79. Deudero S, Blanco A, Box A, Mateu-Vicens G (2010) Interaction between the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* and the bryozoan *Reteporella grimaldii* at seagrass meadows: density and physiological responses. Biological Invasions 12:41-52

80. Deudero S, Box A, Alós J, Arroyo NL, Marbá N (2011) Functional changes due to invasive species: Food web shifts at shallow *Posidonia oceanica* seagrass beds colonized by the alien macroalga *Caulerpa racemosa*. Estuar.Coast.Shelf Sci. 93:106-116

81. Deudero S, Frau A, Cerda M, Hampel H (2005) Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. Mar Ecol Prog Ser 285:151-156

82. Domínguez-Álvarez S, Gil-Rodríguez MC (2008) *Colpomenia sinuosa*. Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias.

83. Domínguez-Álvarez S, Gil-Rodríguez MC (2008) *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias.

84. Domínguez-Álvarez S, Gil-Rodríguez MC (2008) *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* . Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias, 2011. Gobierno de Canarias.

85. El Haddad, M., Capaccioni Azzati, R., and García Carrascosa, M. *Branchiomma luctuosum* (Grube 1869) (Polychaeta, Sabellidae) especie no indígena (NIS) en el litoral ibérico (Puerto de Valencia, Mediterráneo Occidental). 121. 2006. Barcelona, 12-15 de Septiembre 2006. XIV SIEBM Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
Ref Type: Conference Proceeding

86. El Haddad, M., Assadi, C., Tasso, V., Villarroya, I., Gallardo, F. J., Capaccioni Azzati, R., García Carrascosa, M., Sáez, J., and Monforte, F. Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental) y su potencial invasivo. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 202-224. 2007. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".
Ref Type: Conference Proceeding

87. El Haddad, M., Tasso Bermell, V., Gilabert Carmona, J. A., and Assadi García, C. Utilización de la TV submarina georeferenciada para el estudio de la especie exótica invasora *Branchiomma luctuosum* (Polichaeta, Sabellidae) en puertos del levante ibérico Español. (1), 93. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

88. Elandaloussi LM, Carrasco N, Roque A, Andree K, Furones MD (2009) First record of *Perkinsus olseni,* a protozoan parasite infecting the commercial clam *Ruditapes decussatus* in Spanish Mediterranean water. Journal of invertebrate Pathology 100:50-53

89. Escivà, A., Antoni Aguilar, J., Gil-Delgado, J. A., Kamiya, T., Mestre, A., Ponz, A., Rueda, J., Sanz-Brau, A., Schmit, O., Poquet, J. M., Smith, R., Soria, J. M., Vandekerkhove, J., Zamora, L., and Mezquita, F. Ostrácodos exóticos y su potencial invasor en la Península Ibérica. (1), 52. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

90. Fauvel P (1927) Polychètes sédentaires. Faune de France 16. Paris, Paul Lechevalier, p 494 pp.

91. Fernández, R., Mamán, L., Jaén, D., and Márquez, I. Control y seguimiento del fitoplancton tóxico en las costas andaluzas durante los años 2001 y 2002. Norte, M. and Fernández, R. 99-107. 2004. Instituto Universitario de Biorgánica de la Universidad de la Laguna. La Laguna. VII Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas. 2004.
Ref Type: Conference Proceeding

92. Ferrer E, Ribera MA, Gómez Garreta A (1994) The spread of *Acrothamnion preissii (*Sonder) Wollaston (Rhodophyta, Ceramiaceae) in the Mediterranean Sea: new record from the Balearic Islands. Flora Mediterranea 4:163-166

93. Fine M, Zibrowius H, Loya Y (2001) *Oculina patagonica:* a non-lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. Marine Biology 138:1195-1203

94. Fischer St, Patzner R, Müller CHG, Winkler HM (2007) Studies on the ichtyofauna of the coastal waters of Ibiza (Balearic Islands, Spain). Rostocker Meeresbiologische Beiträge 18:30-62

95. Francisco Montes, J. Respuesta defensiva inducida por *Perkinsus atlanticus*. Reacción celular y expresión de p225 en *Tapes* spp. 1997. Univesidad de Barcelona.
Ref Type: Thesis/Dissertation

96. Francour P, Mangialajo L, Pastor J (2010) Mediterranean marine protected areas and non-indigenous fish spreading. In: Golani D, Appelbaum-Golani B (eds) Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, p 127-144

97. Frau A, Deudero S, Cerda M (2010) Biological aspects of the invasive crab *Percnon gibbesi* (Decapoda: Plagusiidae) in the Western Mediterranean. Can they explain the high colonisation rates? Crustaceana (under revision)

98. Fuentes VL, Atienza D, Gili JM, Purcell J (2009) First record of *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz 1865 off the NW Mediterranean coast of Spain. Aquatic Invasions 4:671-674

99. Galil BS, Froglia C, Noël P (2002) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco

100. Gallardo T, Gómez A, Ribera MA, Alvarez M, Conde F (1985) A preliminary check-list of Iberian marine algae. Real Jardín Botánico,Madrid,

101. Gamundí-Boyeras I, Terrados J, Pérez M (2006) Relació entre la presència de l'alga *Caulerpa racemosa var. cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Bodouresque i la tipologia del substrat a la Badia de Palma (Mallorca). Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 49:109-114

102. Garcia L, Reviriego B (2000) Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 43:81-89

103.García-Berthou E, Moreno-Amich R (1991) New records of *Aphanius iberus* (Pisces: Cyprinodontidae) and review of the geographical distribution of cyprinodontiform fishes in Catalonia (NE Spain). SCIENTIA gerundensis 17:69-76

104.Garrido Díaz, A., Terrón Sigler, A., Álvarez López, A. A., and Gómez Vidal, M. D. Estudio de especies exóticas en el litoral Mediterráneo andaluz. 116 pp. 2010. Empresa pública de desarrollo agrario y pesquero. Subdirección de gestión de recursos marinos. Consejería de Agricultura y Pesca.
Ref Type: Report

105.GEIB (2006) Top 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB,

106.Gisbert E, López MA (2007) First record of a population of the exotic mummichog *Fundulus heteroclitus* (L., 1766) in the Mediterranean Sea basin (Ebro River delta). Journal of Fish Biology 71:1220-1224

107.Golani D, Orsi-Relini L, Massutí E, Quignard JP (2002) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco

108.Gomez-Garreta, A. Impact de *Caulerpa taxifolia* sur les zygotes de *Cystoseira mediterranea* (Fucales). 277-280. 1996. Second International Workshop on *Caulerpa taxifolia*. 1996.
Ref Type: Conference Proceeding

109.Gomis, C., Alcober, J., and Bernabeu, A. Seguimiento de las poblaciones fitoplanctónicas en las bateas mejilloneras del puerto de Valencia 1991-1994. 1996. San Carles de la Rápita, Generalitat de Catalunya. IV Reunión Ibérica sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas. 1996.
Ref Type: Conference Proceeding

110.Gozlan RE (2010) The cost of non-native aquatic species introductions in Spain: fact or fiction? Aquatic Invasions 5:231-238

111.Gómez Garreta A, Gallardo T, Ribera MA, Cormaci M, Furnari G, Giaconne G, Boudouresque CF (2001) Checklist of Mediterranean Seaweeds III. Botanica Marina 44:425-460

112.Gómez F (2003) The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum:* an invader in the Medierranean Sea. Acta Botanica Croatica 62:65-72

113.Gómez, G., Arroyo, M. C., Barrajón, A., De la Linde, A., De la Rosa, J., Fernández-Casado, M., Fernández, E., Moreno, D., Remón, J. M., Ruiz, F., and VIvas, M. S. Seguimiento de especies alóctonas (macroalgas e invertebrados) en el litoral de Andalucía. 2010. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.Alicante

(España), 6-10 Septiembre 2010.
Ref Type: Conference Proceeding

114.Gras, D. Etude de la communauté zooplanctonique dans un environnement portuarie (Port de Valence, Espagne, Mèditerranée Occidentale) II. Holoplancton Arthropode. 32, 1-217. 1990. Rapports et Procès-verbaux de la Commiddion Internationale de la Mer Méditerrannèe.
Ref Type: Report

115.Grau AM, Riera F (2001) Observacions faunístiques i demogràfiques a la ictiofauna de les Illes Balears: un fenomen de meridionalització. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 9:53-67

116.Grau, A. M. Peixos continentals i fauna marina. Álvarez Pola, C. Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears. 47-53. 2010. 2010.
Ref Type: Conference Proceeding

117.Guardiola, M., Frotscher, J., and Uriz, M. J. Invasive potential of the introduced sponge *Paraleucilla magna* in the Iberian Mediterranean based on population dynamics and genetics studies. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

118.Guillén JE, Jiménez S, Martínez J, Triviño A, Múgica Y, Argilés J, Bueno M (2010) Expansion of the invasive algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 on the region of Valencia seabed. Thalassas 26:135-149

119.Guiry, M. D. and Guiry, G. M. AlgaeBase. http://www.algaebase.org . 2011. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.
Ref Type: Electronic Citation

120.Hacohen Domené A (2008) Estudio bio-sistemático de la generación gametofítica del género *Asparagopsis* Montagne (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) en la Península Ibérica y las Islas Baleares. Algas 40.Sociedad Española de Ficología12-13

121.Holmer M, Marba N, Lamonte M, Duarte C (2009) Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). Estuaries and Coasts 32:456-466

122.Infante E, Terrados J, Orfila A (2011) Assessment of substratum effect on the distribution of two invasive *Caulerpa* (Chlorophyta) species. Estuar.Coast.Shelf Sci. 91:434-441

123.Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Esplá, A. A., and Díaz-Valdés, M. Contribución al estudio de la clase Ascidiacea en los puertos mediterráneos. Resultados del proyecto PORTAL. 147. 2006. XIV Simposio Ibérico de Estudios en Biología Marina. 2006.
Ref Type: Conference Proceeding

124.Izquierdo-Muñoz, A., Díaz-Valdés, M., and Ramos-Esplá, A. A. The class Ascidiacea as componen of harbour fouling: the Alicante Harbour (SE Spain). 2007. 4th International Tunicate Meeting. 2007.
Ref Type: Conference Proceeding

125.Izquierdo-Muñoz A, Díaz-Valdés M, Ramós-Esplá AA (2009) Recent non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. Aquatic Invasions 4:59-64

126.Izquierdo A, Loya A, Díaz-Valdés M, Ramos-Espla AA (2007) Non-indigenous species at the Alicante Harbor (SE-Spain): *Oculina patagonica* De Angeles, 1908 and *Botrycapulus aculeatus* (Gmelin, 1791). Rapp.Comm.int.Mer Médit. 38:506

127.Jaume D, Box A (2006) A new species of *Nuuanu* (Amphipoda: Gammaridea: Melitidae) from shallow sandy bottoms of the Balearic Islands (W Mediterranean). Scientia Marina 70:735-747

128.Junoy J, Castelló J (2003) Catálogo de las especies ibéricas y baleares de isópodos marino (Crustacea:Isopoda). Boletín del Instituto Español de Oceanografía 19:293-325

129.Lluch JR, Garreta AG, Barceló MC, Ribera MA (1994) Mapas de distribución de algas marinas de la Península Ibérica e Islas Baleares. VII. *Cystoseira* C. *Agardh* (grupo *C. boccata*) y *Sargassum* C. Agardh (*S. muticum* y *S. vulgare*). Botanica Complutensis 19:131-138

130.Lopez-Sendino, P., Cebrian, E., Pinedo, S., and Ballesteros, E. Invasión del parque nacional del archipiélago de Cabrera por algas introducidas. 2006. Barcelona, 12-15 de Septiembre 2006. XIV SIEBM Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
Ref Type: Conference Proceeding

131.López-Rubio Morón, B., García Muñoz, R., Bernardeau Esteller, J., Marín Guirao, L., Sandoval Gil, J. M., Gavilán Alonso, J., Ramos Segura, A., and Ruiz Fernández, J. M. Informe anual de la red de seguimiento *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia (2004-2010). 132 pp. 2010. Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.
Ref Type: Report

132.López-Soriano J, Quiñonero-Salgado S, Tarruella A (2009) Presencia de poblaciones estables de un inmigrante lessepsiano, *Fulvia fragilis* (Forskal, 1775), en el Delta del Ebro. Spira 3:53-58

133.López MA, Altaba C (1997) Preséncia de *Corbicula fluminea* al Delta de l'Ebre. Butlletí del Parc Natural del Delta de l'Ebre 10:20-22

134.Marambio, M., Fuentes, V., Atienza, D., Canepa, A., Gentile, M., Olariaga, A., Tilves, U., and Gili, J. M. Impact of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the NW Mediterranean Sea. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

135.Margalef R (1957) Fitoplancton de las costas de Blanes (Gerona). Investigación pesquera 8:89-95

136.Margalef R, Estrada M (1987) Synoptic distribution of summer microplanckton (Algae and Protozoa) across the principal front in the Western Mediterranean. Investigación pesquera 51:121-140

137.Marín-Guirao, L., Bernardeau, J., Sandoval-Gil, J. M., Huete, T. M., García-Muñoz, R., and Ruiz, J. M. Resistance of *Posidonia oceanica* meadows to the invasion of the introduced *Caulerpa racemosa:* The role of light. 2010. Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010, UNEP - MAP - RAC/SPA. Proceedings of the Fourth Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. El Asmi, S., Langar, H, and Belgacem, W.
Ref Type: Conference Proceeding

138.Martínez Garrido, J., Hackradt, C. W., Treviño-Otón, J., García-Charton, J. A., Marcos-Diego, C., and Pérez-Ruzafa, A. Efecto del alga invasora *Caulerpa racemosa* (Forsskal) en el poblamiento de peces demersales del área de Cabo Tiñoso (Murcia, SE España). 2011. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. 2011.
Ref Type: Conference Proceeding

139.Martínez J, Adarraga I (2008) First record of invasive caprellid *Caprella scaura* templeton, 1836 sensu lato (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula. Aquatic Invasions 3:165-171

140.Mas FJ, Riera F, Navarro O, Grau AM (2012) Sobre la presència de *Fistularia commersonii* (Rüppell, 1835) en aigües de les Illes Balears (Mediterrània occidental) (en prensa). Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears

141.Massutí E, Stefanescu C (1993) First record of *Seriola fasciata* (Bloch, 1793) (Osteichthyes: Carangidae) in the Mediterranean. Journal of Fish Biology 42:143-144

142.Massutí E, Reñones O, Carbonell A (1993) A propos de la présence de *Trachyscorpia cristulata echinata* (Koehler, 1896) en Méditerranée Nord-occidentale. Cybium 17:223-228

143.Massutí E, Reina-Hervás JA, Lloris D, Gil de Sola L (2002) First record of *Solea* (Microchirus) *boscanion* (Osteichtyes: Soleidae) in the Mediterranean Sea, with data on other sympatric soleid species. J.Mar.Biol.Assoc.U.K. 82:907-911

144.Massutí E, Valls M, Ordines F (2010) Changes in the western Mediterranean ichtyofauna: signs of tropicalization and meridianization. In: Golani D, Appelbaum-Golani B (eds) Fish invasions of the Mediterranean Sea: Change and renewal. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, p 293-312

145.Matallanas J (1984) Consideraciones sobre algunos Pleuronectiformes (Pisces, Teleostei) nuevos o de dudosa presencia en las costas orientales ibéricas. Miscellània Zoològica 8:197-202

146.Mateu-Vicens, G., Box, A, Rodríguez, B., and Deudero, S. Resultats preliminars de l'estudi comparatiu sobre les comunitats de foraminífers epífits a *Posidonia oceanica*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia* i *Caulerpa prolifera*. Pons, G. X. 285-287. 2008. Palma de Mallorca, Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

147.Mateu-Vicens G, Box A, Deudero S, Rodríguez B (2010) Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediments colonized by seagrass *Posidonia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa* spp. Journal of Foraminiferal Research 40:134-147

148.Mayol, J., Moragues, E., Fortesa, V., Oliver, J., and Ramos, I. Las bioinvasiones en las islas: de la política Europea a la realidad Balear. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 14-26. 2007. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".
Ref Type: Conference Proceeding

149.Mercader L (2002) Premiere capture de *Pseudupeneus prayensis* (Mullidae) en Mer Catalane. Cybium 26:235-236

150.Miglietta MP, Lessios HA (2009) A silent invasion. Biological Invasions 11:825-834

151.Miles CO, Samdal IA, Aasen JAG, Jense DJ, Quilliam MA, Peterson D, Briggs LM, Wilkins AL, Rise F, Cooney JM, MacKenzie AL (2005) Evidence for numerous analogs of yessotoxin in *Protoceratium reticulatum*. Harmful Algae 4:1075-1091

152.Moranta J, Sales, M., Vidal EM, Cuadros A (2011) Actividades científico-técnicas realizadas en la Estación de Investigación Jaume Ferrer de la Mola de Maó (Menorca). Informe Anual 2011: 85 pp.

153.Murcia Requena FJ (2003) Cangrejos araña en aguas de Murcia. Quercus 211:39

154.Murcia Requena FJ (2003) El cangrejo araña, nueva especie para el Mediterráneo peninsular. Quercus 212:36-37

155.Murcia Requena FJ (2006) Cangrejo araña: una nueva especie para el Mediterráneo. Eubacteria 17:16-18

156.Müller CHG (2001) Erstnachweis der Flachkrabbe *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) für die Balearische Inseln. Senckenberg.Maritm 31:83-89

157.Myers AA, De-La-Ossa-Carretero JA, Dauvin JC (2010) A new species of *Medicorophium* Bousfield, *M. longisetosum* n. sp. from the western Mediterranean, coast of Spain. Zootaxa 2450:53-60

158.Naranjo SA, García-Gómez JC (1994) Ascidias litorales del Estrecho de Gibraltar: nuevas aportaciones faunísticas. Graellsia 50:57-69

159.Norte, M. and Fernández, J. J. VIII Reunión Ibérica Sobre Fitoplancton Tóxico y Biotoxinas. 265 pp. 2004. La Laguna.
Ref Type: Report

160.Oliver JA, Terrasa J (2004) Primera cita del *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opistobranchia) a Mollorca. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 47:37-42

161.Patzner RA (1998) The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (western Mediterranean Sea). Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 41:75-80

162.Pena-Martín C, Cristóbal-Fernanz JC, Crespo MB, Sánchez-Póveda M (2003) *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J Agardh (Caulerpaceae, Chlorophyceae), nueva para la flora de Alicante. Anales del Jardín Botánico de Madrid 60:448-449

163.Pena-Martín, C., Cristóbal, J. C., and Crespo, M. B. Evidencia de la expansión de un alga invasora en el Mediterráneo occidental. Capdevila-Agüelles, L., Zilletti, B., and Perez Hidalgo, N. 96-97. 2003. Grupo Especies Invasoras Ed., Serie Técnica

1. Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras. 2003.
Ref Type: Conference Proceeding

164. Penna A, Garcés E, Vila M, Giacobbe M, Fraga S, Lugliè A, Bravo I, Bertozzini E, Vernesi C (2005) *Alexandrium catenella* (Dinophyceae), a toxic ribotype expanding in the NW Mediterranean Sea. Marine Biology 148:13-23

165. Pericas JJ (1984) De flora marina Balearica 1. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 28:139-146

166. Pérez-Quintero JC (2008) Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. Aquatic Invasions 3:355-358

167. Pérès JM (1957) Ascidies récoltées dans les parages des Baléares par le 'Professeur Lacaze-Duthiers' (2ª partie): Iviza et San Antonio. Vie et Milieu suppl.6:223-234

168. Piazzi L, Meinesz A, Verlaque M, Akçali B, Antoli´c B, Argyrou M, Balata D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, D'Archino R, Djellouli AS, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Peirano A, Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Žuljevi´c A, Ceccherelli G (2005) Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. Cryptogamie, Algologie 26:189-202

169. Piazzi L, Meinesz A, Verlaque M, Akçali B, Antolic´ B, Argyrou M, Balata D, Ballesteros E, Calvo S, Cinelli F, Cirik S, Cossu A, D'Archino R, Djellouli AS, Javel F, Lanfranco E, Mifsud C, Pala D, Panayotidis P, Peirano A, Pergent G, Petrocelli A, Ruitton S, Zuljevic A, Ceccherelli G (2005) Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: An assessment of the spread. Cryptogamie, Algologie 26:189-202

170. Pineda, M. C., Lopez-Legentil, S., Rius, M., McQuaid, C. D., and Turon, X. A threat around the corner? Assesing the invasive potential and biogeographic boundaries of an introduced ascidian. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

171. Polo L, Clavell A (2000) *Apoglossum gregarium* (Delesseriaceae, Rhodophyta) en la Costa Brava (Gerona) y Baleares. Anales del Jardín Botánico de Madrid 57:396-397

172. Pons-Moyà, J. and Pons, G. X. Primera cita de *Pinctada radiata* (Leach, 1814) (Mollusca: Bivalvia: Pteriidae) a les Illes Balears. Pons, G. X. Llibre de ponències i resums de les III Jornades del Medi Ambient de les Iles Balears. 126-127. 2001. Palma, 14,15 y 16 de noviembre de 2001.
Ref Type: Conference Proceeding

173.Pons, G. X. and Álvarez, C. Arácnids i molluscs introduïts a les Illes Balears. Álvarez Pola, C. Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears. 39-46. 2010. 2010.
Ref Type: Conference Proceeding

174.Pou S, Ballesteros E, Delgado O, MªGrau A, Riera F, Weitzmann B (1993) Sobre la presencia del alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C.Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) en aguas costeras de Mallorca. Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears 36:83-90

175.Poutiers JM (1987) Bivalves. In: Fischer W, Schneider M, Bauchot ML (eds) Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche -Méditerranée et Mer Noire. p 369-512

176.Quilez-Badia, G. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfer of Marine Organisms (WGITMO). 91-115. 2009. 11-13 March 2009,Washington D.C., USA.
Ref Type: Report

177.Quilez-Badia, G. and Ruiz, G. M. Synthesis of marine invasion history for the Iberian Peninsula: patterns and predictions. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

178.Ragonese S, Giusto G (1999) Range extension for *Trachyscorpia cristulata echinata* (Pisces: Scorpaenidae) in the western Mediterranean Sea. Bulletin of Marine Science 64:329-334

179.Ramos-Esplá, A. A. Ascidias litorales del Mediterráneo Ibérico. 1991. University of Barcelona,Spain.
Ref Type: Thesis/Dissertation

180.Ramos-Esplá, A. A., Izquierdo, A., Vázquez, M., Lozano, F., and Giménez-Casalduero, F. Introducciones recientes de especies de afinidades cálidas en el litoral del SE Ibérico. Bayle Sempere, J. T. et al. 271. 2010. Alicante (España), 6-10 Septiembre 2010. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
Ref Type: Conference Proceeding

181.Ramón M, Cano J, Peña JB, Campos MJ (2005) Current status and perspectives of mollusc (bivalves and gastropods) culture in the Spanish Mediterranean. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 21:361-373

182.Redondo MS, San Martín G (1997) Anélidos poliquetos de la costa comprendida entre el cabo de San Antonio y el puerto de Valencia (Mediterráneo occidental). Publicaciones Especiales.Instituto Español de Oceanografía 23:225-233

183.Ribera MA, Gómez A (1984) Catálogo de la flora bentónica marina de las Islas Baleares,I. (Rhodophyceae). Collectanea Botanica 15:377-406

184.Riera, V., Santmartí, M., and Durfort, M. Presencia de *Marteilia refringens* en los cultivos de moluscos bivalvos del litoral catalán. 539-544. 1993. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Xunta de Galicia. Santiago de Compostela (La Coruña), Spain. Actas del IV Congreso Nacional de Acuicultura, Septiembre 21-24 de 1993. Illa de Arousa, Vilanova de Arousa, Pontevedra, Spain. Cerviño, A., Landín, A., de Coo, A., Guerra, A., and Torre, M.
Ref Type: Conference Proceeding

185.Riera, V., Bigas, M., Santmartí, M., and Durfort, M. Prevalencia del protozoo parásito *Marteilia refringens* en las poblaciones de ostra plana (*Ostrea edulis* L.) del Maresme (NE Barcelona). 242-247. 1995. Publicaciones de la Universidad de Barcelona. Barcelona.Spain. Actas del V Congreso Nacional de Acuicultura, Mayo 10-13, 1995. Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, Spain. Castelló i Orvay, F. and Calderer i Rey, A. 1995.
Ref Type: Conference Proceeding

186.Rioja E (1917) Nota sobre algunos anélidos recogidos en Málaga. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural 17:176-185

187.Rioja E (1923) Estudio sistemático de las especies Ibéricas del suborden Sabelliformia. Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales (Serie Zoológica) 48:1-144

188.Rius, M., Pineda, M. C., and Turon, X. Spread and life cycle of the invasive ascidian *Microcosmus squamiger* in the Mediterranean Sea. 79-80. 2006. Barcelona, 12-15 de Septiembre 2006. XIV SIEBM- Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
Ref Type: Conference Proceeding

189.Rius, M. Biologia i genètica de poblacions de l'ascidi invasor *Microcosmus squamiger*. 192 pp. 2008.
Ref Type: Thesis/Dissertation

190.Rius M, Pineda MC, Turon X (2009) Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian *Microcosmus squamiger* in the Mediterranean Sea. Biological Invasions 11:2181-2194

191.Rodriguez A, Rodríguez R (1980) Primera cita en el Mediterráneo de *Solea senegalensis* Kaup, 1858 (Heterosomata, Soleidae). Investigación pesquera 44:291-295

192.Rodríguez MCS, Vives F (1984) Copépodos de las aguas portuarias de Málaga. Investigación pesquera 48:235-254

193.Román S, Pérez-Ruzafa A, López E (2009) First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of indo-pacific origin. Cahiers de Biologie Marine 50:241-250

194.Rubio, E., Izquierdo, A., and Ramós-Esplá, A. A. Caracterización de las poblaciones y del blanqueamiento del coral escleractinio invasor *Oculina patagonica*, De Angelis 1908: un estudio piloto en el puerto de Alicante. 2010. XVI Simposio Ibérico de Biología Marina, 6-10 Septiembre de 2010, Alicante (España).
Ref Type: Conference Proceeding

195.Ruiz Fernández, J. M., García, R., Castro, T., and Vázquez, E. Informe anual de resultados de segundo año de seguimiento (2005) de la red de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia. 84 pp. 2005. Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.
Ref Type: Report

196.Ruiz Fernández, J. M., Ramos Segura, A., García Muñoz, R., and Sandoval Gil, J. M. Informe anual de resultados del tercer año de seguimiento (2006) de la red de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia. 108 pp. 2006. Murcia, Instituo Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia.
Ref Type: Report

197.Ruiz Fernández, J. M., Ramos-Segura, A., and García-Muñoz, R. Presencia del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral murciano en 2006. 1-15. 2006. Instituto Español de Oceanografía, Biblioteca del Centro Oceanográfico de Murcia.
Ref Type: Report

198.Ruiz Fernández, J. M., Marín-Guirao, L., and Ramos-Segura, A. Expansión reciente del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) en la costa mediterránea de la Región de Murcia. Ruiz Fernández, J. M., Ramos, A., Marín-Guirao, L., García, R., and Sandoval-Gil, J. M. 107 pp. 2007. Murcia, Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía. Red de seguimiento de las praderas de Posidonia oceanica de la Región de Murcia 2007.
Ref Type: Report

199.Ruiz Fernández, J. M., Ramos Segura, J. M., and García Muñoz, R. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia. 1-13. 2007.
Ref Type: Report

200.Ruiz Fernández JM, Ramos Segura A, García Muñoz R (2007) Aparición y propagación del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia. Revista Electrónica IEO 8:17-22

201.Ruiz Fernández, J. M., Bernardeau Esteller, J., Huete Stauffer, T., García Muñoz, R., Marín Guirao, L., Sandoval Gil, J. M., and Gavilán Alonso, J. Informe anual de la red de seguimiento *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia (2004-2009). 127 pp. 2009. Murcia, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.
Ref Type: Report

202.Ruiz Fernández, J. M., Barberá Cebrián, C., Marín Guirao, L., García Muñoz, R., Bernardeau Esteller, J., and Sandoval Gil, J. M. Las praderas de *Posidonia* en Murcia. Red de Seguimiento y voluntariado ambiental. 40 pp. 2009. Murcia, Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía.
Ref Type: Report

203.Ruiz Fernández JM, Marín-Guirao L, Bernardeu-Esteller J, Ramos-Segura A, García-Muñoz R, Sandoval-Gil JM (2011) Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). Animal Biodiversity and Conservation 34:73-82

204.Rull Lluch J, Ballesteros E, Barceló MC, Gómez Garreta A, Ribera Siguan MA (2007) *Dictyota ciliolata* Sonder ex Kützing (Phaeophyceae, Dictyotales) in the Mediterranean Sea. Cryptogamie, Algologie 28:89-97

205.Saez, I., Cebrian, E., Ballesteros, E., and Tomas, F. Recovery of invasive and native macroalgae after being removed. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

206.Sagristá E, Durfort M, Azevedo C (1996) Ultrastructural data on the life cycle of the parasite *Perkinsus atlanticus* (Apicomplexa), on the clam, *Ruditapes philippinarum*, in the Mediterranean. Scientia Marina 60:283-288

207.Sala E, Bodouresque CF (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community.: I: Algal communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 212:25-44

208.Salvador N, Gómez A, Ribera MA (2006) Mapas de distribución de algas marinas de la Península Ibérica y las Islas Baleares. XXII. *Bonnemaisonia* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta). Botanica Complutensis 30:161-166

209.Sampedro, N., Vila, M., Arín, L., Garcés, E., and Camp, J. Seguimiento del fitoplancton tóxico en la costa catalana: incidencias durante 2000-2002. 29-38.

2003. La Laguna, Tenerife. VIII Reunión Ibérica de fitoplancton Tóxico y Biotoxinas. 2003.
Ref Type: Conference Proceeding

210.Sanchis-Martínez, A. M., Treviño-Otón, J., Cézar, F., Werner, C., Pérez-Ruzafa, A., and García-Charton, J. A. Factors affecting distribution and abundance of *Percnon gibbesi* (H.Milne-Edwards, 1853) in Cabo de Palos- Islas Hormigas marine reserve and adjacent areas. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

211.Sant N, Delgado O, Rodríguez-Prieto C, Ballesteros E (1996) The spreading of the introduced seaweed *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean Sea: Testing the boat transportation hypothesis. Botanica Marina 39:427-430

212.Santmartí, M. M., García Valero, J., Montes, J., Pech, A., and Durfort, M. Seguimiento del protozoo *Perkinsus sp*., en las poblaciones de *Tapes decussatus* y *Tapes semidecussatus* del Delta del Ebro. Castelló, F. and Calderer, A. 260-265. 1995. Sant Carles de la Ràpita, Tarragona, España, Publicaciones de la Universidad de Barcelona, España. Actas del V Congreso Nacional de Acuicultura, 10-13 mayo, 1995.
Ref Type: Conference Proceeding

213.Sánchez-Tocino L, Hidalgo Puertas F, Pontes M (2007) Primera cita de *Fistularia commersoini* Ruppell, 1838 (Osteichtyes: Fistulariidae) en aguas mediterráneas de la Península Ibérica. Zoologica Baetica 18:79-84

214.Schubart CD, Guerao G, Abelló P (2012) First record and evidence of an established population of the North American crab *Dyspanopeus sayi* (Brachyura: Heterotremata: Panopeidae) in the western Mediterranean. Scientia Marina 76:79-85

215.Seoane-Camba J (1965) Estudios sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). Investigación pesquera 29:3-216

216.Serrano, E., Coma, R., Ribes, M., Weitzmann, B., García, M., and Ballesteros, E. Expansion of an alien coral species in the NW Mediterranean. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

217.Soler, J., Giner, I., and Mestre, S. Distribución de las taxocenosis de moluscos del puerto de Alfaques. 171-178. 1988. Bentos VI: proceeding of Simposio Ibérico de estudio del bentos marino, 18 a 22 de septiembre de 1988, Palma de Mallorca.
Ref Type: Conference Proceeding

218.Solé, M., Sánchez, B., Vega, S., and Varó, I. Comparative responses of xenobiotic metabolism between the invasive species Solea senegalensis and the native Solea solea from the NW Mediterranean. Is the invasive one more likely to succeed in a climate change content? 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

219.Soto, J. and Condé, F. Algunas consideraciones sobre la flora algal de Murcia (sudeste de España). Bentos VI.Actas IV Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino. 6(3), 15-21. 1988. Palma de Mallorca, Biblis. 1988.
Ref Type: Conference Proceeding

220.Sureda A, Box A, Deudero S, Pons A (2007) Protective response of *Caulerpa taxifolia* under intense herbivore pressure. Rapp.Comm.int.Mer Médit. 38:608

221.Sureda, A, Box, A., Deudero, S., and Pons, A. Protective response of *Caulerpa taxifolia* under intense herbivore pressure. Pons, G. X. 232-233. 2008. Palma de Mallorca, Societat d'Historia Natural de les Balears. V Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears. 2008.
Ref Type: Conference Proceeding

222.Sureda A, Box A, Enseñat M, Alou E, Tauler P, Deudero S, Pons A (2006) Enzymatic antioxidant response of a labrid fish (*Coris julis)* liver to environmental caulerpenyne. Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology 144:191-196

223.Sureda A, Box A, Terrados J, Deudero S, Pons A (2008) Antioxidant response of the seagrass *Posidonia oceanica* when epiphytized by the invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii*. Marine Environmental Research 66:359-363

224.Sureda A, Box A, Deudero S, Pons A (2009) Reciprocal effects of caulerpenyne and intense herbivorism on the antioxidant response of *Bittium reticulatum* and *Caulerpa taxifolia*. Ecotoxicology and Environmental Safety 72:795-801

225.Tamayo-Goya JC (2008) Catálogo de los bivalvos marinos del sector central del Golfo de Valencia (España). Iberus 26:69-80

226.Tasso Bermell, V., El Haddad, M., Gilabert Carmona, J. A., and Assadi García, C. Aplicación de dispositivos de TV submarina georeferenciada como método de detección temprana y seguimiento de especies exóticas marinas. (1), 92. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

227.Terrados, J. Macroalgas marinas invasoras en las Islas Baleares. Álvarez Pola, C. Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears. 99-106. 2010. 2010.
Ref Type: Conference Proceeding

228.Tomas, F. and Stachowicz, J. J. Invasive species and trophic interactions: what do native predators prefer? An experimental test with invasive ascidians. 2011. 7th International Conference on Marine Bioinvasions Abstract Book, August 23-25, 2011, Barcelona, Spain.
Ref Type: Conference Proceeding

229.Tomas F, Cebrian E, Ballesteros E (2011) Differential herbivory of invasive algae by native fish in the Mediterranean Sea. Estuar.Coast.Shelf Sci. 92:27-34

230.Tomas F, Box A, Terrados J (2011) Effects of invasive seaweeds on feeding preference and performance of a keystone Mediterranean herbivore. Biological Invasions 13:1559-1570

231.Turon, X. and ´. Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. 1987. University of Barcelona,Spain.
Ref Type: Thesis/Dissertation

232.Turon X, Perera M (1988) Las ascidias del delta del Ebro. Aspectos faunísticos y cuantitativos. Publicaciones del Departamento de Zoología.Universidad de Barcelona 14:81-90

233.Turon X, Nishikawa T, Rius M (2007) Spread of *Microcosmus squamiger* (Ascidiacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 342:185-188

234.Vázquez-Luiz, M., Sánchez-Pérez, P., and Sampere, B. Efecto del alga exótica *Caulerpa racemosa* (Forskal) J Agardh sobre la comunidad de crustáceos anfípodos en fondos someros del SE Ibérico (Santa Pola Alicante, España). 90. 2006. XIV SIEBM Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, 12-15 de Septiembre 2006, Barcelona.
Ref Type: Conference Proceeding

235.Vázquez-Luiz M, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT (2008) Changes in amphipod (Crustacea) assemblages associated with shallow-water algal habitats invaded by *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* in the western Mediterranean Sea. Marine Environmental Research 65:416-426

236.Vázquez-Luiz M, Guerra-García.J.M., Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT (2009) Caprellid assemblages (Crustacea: Amphipoda) in shallow waters invaded by

Caulerpa racemosa var. *cylindracea* from southeastern Spain. Helgoland Marine Research 63:107-117

237.Vázquez-Luiz, M., Sanchez-Jerez, P., and Bayle-Sempere, J. T. ¿Afecta la invasión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* a la estrategia trófica de los anfípodos (Crustacea: Amphipoda)? 2010. XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, 6-10 Septiembre 2010, Alicante (España).
Ref Type: Conference Proceeding

238.Vázquez-Luiz M, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT (2010) Comparison between amphipod assemblages associated with *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* and those of other Mediterranean habitats on soft substrate. Estuar.Coast.Shelf Sci. 84:161-170

239.Vázquez-Luiz M, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT (2010) Effects of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on prey availability: an experimental approach to predation of amphipods by *Thalassoma pavo* (Labridae). Hydrobiologia 654:147-154

240.Vázquez-Luiz, M. Ecological effects of *Caulerpa racemosa var. cylindracea* on amphipod assemblages (Amphipoda, Crustacea) associated with shallow water habitats in the Mediterranean Sea. 2011.
Ref Type: Thesis/Dissertation

241.Verlaque M, Ruitton S, Mineur F, Bodouresque CF (2012) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean (in preparation). CIESM Publishers, Monaco

242.Vila, M., Delgado, M., and Camp, J. First detection of widespread toxic events caused by *Alexandrium catenella* in the Mediterranean Sea. Hallegraeff, G. M., Blackburn, S. I., Bolch, C. J., and Lewis, R. J. 8-11. 2001. Paris, IOC. Harmful algal blooms 2000. Proc. 9th Int. Conf. Harmful Algal Blooms.
Ref Type: Conference Proceeding

243.Vila M, Camp J, Garcés E, Masó M, Delgado M (2001) High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean. Journal of Plankton Research 23:497-514

244.Vila M, Garcés E, Masó M, Camp J (2001) Is the distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* expanding along the NW Mediterranean coast? Mar Ecol Prog Ser 222:73-83

245.Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (2008) Invasiones biológicas. CSIC,

246.Vives, F. and Cros, M. L. Sur le zooplancton et les metaux lourds du port de Barcelona. 28(9), 231-235. 1983. Rapports et Procès-verbaux de la Commiddion Internationale de la Mer Méditerrannèe.
Ref Type: Report

247.Vives F, Shmeleva A (2006) Fauna Ibérica vol.29. Museo Nacional de Ciencias Naturales.Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid

248.Weitzmann B, Garcia M, Ballesteros E (2007) Primera cita de la llebre de mar *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) a la costa mediterrània peninsular. Bulleti de la Institucio catalana d'Historia natural 75:153-158

249.Weitzmann B, García M, Cebrian E, Ballesteros E (2009) Les invasions biològiques en el medi marí: exemples i impactes a la mediterrània occidental. L'Atzavara 18:39-49

250.Zanolla, M., Altamirano, M., Souza-Egipsy, V., Carmona, R., De la Rosa, J., Andreakis, N., and Román Muñoz, A. Estudio ecofisiológico de dos especies de macroalgas marinas congenéricas simpátricas: posibles implicaciones en su proceso de competencia. (1), 28. 2009. 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, del 24 al 27 de noviembre de 2009.
Ref Type: Conference Proceeding

251.Zenetos A, Gofas S, Russo G, Templado J (2003) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. CIESM Publishers, Monaco

252.Zibrowius H, Ramos AA (1983) *Oculina patagonica*, scleractiniare exotique en Méditerranée-nouvelles observations dans le sud-est de l'Espagne. Rapp.Comm.int.Mer Médit. 28:297-301

253.Zibrowius H (1991) Ongoing modifications of the Mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species. Mesogeé 51:83-107

2.2. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.

A pesar de los importantes avances realizados en los últimos años en el ámbito europeo en el tema de seguimiento de especies invasoras marinas existen aún evidentes lagunas de conocimiento. Las carencias observadas en esta demarcación en

relación a la problemática de la introducción de especies alóctonas en medio marino y la evaluación de su impacto, muchas extrapolables al conjunto de demarcaciones marinas españolas y que afectan incluso en mayor o menor grado al conjunto de las demarcaciones Europeas, según se recoge en el informe del Grupo de Expertos ad hoc constituido en el marco del desarrollo de las Estrategias Marinas, son numerosas y heterogéneas.

Unas se refieren a falta de conocimiento científico de base. Por ejemplo, en algunos grupos taxonómicos las biotas nativas no han sido totalmente catalogadas, o sólo lo han sido recientemente, de forma que no es fácil determinar si una especie puede ser realmente considerada como alóctona en el área, y menos el momento de su introducción. También en ciertos casos no se conoce con suficiente detalle la biología, y sobre todo la ecología, de las especies alóctonas, ni se han estudiado sus impactos concretos en los ecosistemas receptores. Es asimismo patente la insuficiencia de conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas, sobre las redes tróficas y otros procesos implicados en los flujos de materia, con lo cual no se dispone de una referencia fiable en relación a la cual analizar dichos procesos en las zonas impactadas por invasoras. Estos límites en el conocimiento científico son generales y afectan a diversos descriptores. La única forma de solventar ese problema es aumentando los recursos destinados a la investigación en ecología marina. En relación a este descriptor sería necesario promover los estudios sobre impactos al menos en aquellas especies de carácter invasor reconocido.

Otro tipo de carencias son las derivadas de la ausencia o diseño inadecuado de programas de seguimiento específicos y estandarizados del conjunto de las especies alóctonas, que resultan en la falta de datos precisos sobre la dinámica de las introducciones e invasiones. Se ha intentado superar esta dificultad analizando todas las publicaciones disponibles, intentando estandarizar la información presente en las mismas; pero la heterogeneidad de escalas espaciales y temporales, de organismos objeto de estudio y de metodologías de muestreo no permiten obtener resultados fiables ni fácilmente interpretables. En este sentido otro problema general y especialmente acuciante en esta demarcación es el de sesgo en la cobertura espacial de los muestreos, centrados casi exclusivamente en ecosistemas litorales, y también hacia determinados grupos, como macroalgas. La recomendación para solventar definitivamente esta carencia sería impulsar e implementar desde las administraciones programas de muestreo a gran escala; pero en un contexto de limitación de recursos, como mínimo deberían llevarse a cabo seguimientos en los puntos de máximo interés por la magnitud de posibles vectores de introducción (puertos, instalaciones de acuicultura) o por ser ecosistemas especialmente importantes o sensibles (áreas marinas protegidas, estuarios, etc.). Otra recomendación en este sentido de optimización de recursos es aprovechar la plataforma que suponen los programas de muestreo en el medio marino enmarcados en diversos tipos de proyectos de investigación, como campañas relacionadas con la evaluación de recursos pesqueros, que presentan la gran ventaja de cubrir toda la demarcación, o trabajos científicos en

áreas marinas protegidas que complementarían a los anteriores al cubrir las zonas más litorales, para realizar en paralelo un seguimiento de la presencia de invasoras en los ecosistemas prospectados, tanto del medio pelágico como en el bentos. Los programas de muestreo de calidad ambiental en medio marino que llevan a cabo las administraciones también deberían contemplar la presencia de alóctonas como un parámetro a registrar, tal como se está haciendo ya en algunas CCAA en los muestreos relacionados con la Directiva Marco del Agua. En cualquier caso debería establecerse un sistema centralizado para recopilar y analizar conjuntamente toda esa información.

En relación con la toma de datos base se detecta otro problema general, y es la falta cada vez más patente de especialistas en taxonomía capaces de reconocer e identificar las especies alóctonas en ciertos grupos. La solución, además de la obvia de fomentar la especialización de nuevos investigadores en esta línea, a quienes deberían remitirse muestras correctamente conservadas y almacenadas para realizar estudios exhaustivos, podría ser la elaboración de listados de especies alóctonas cuya presencia en la demarcación es probable o posible, especialmente las de carácter invasor reconocido, incluyendo descripciones que sirvieran para facilitar su identificación por parte del personal involucrado en las campañas de muestreo. Otra línea de investigación a potenciar sería la de estudios genéticos, tanto para detección o confirmación de identificaciones, como estudios de genética poblacional para dilucidar el origen de las especies y disminuir así la proporción de criptogénicas.

Otro problema para la evaluación de las especies alóctonas es el alto grado de incertidumbre asociado los vectores de introducción, lo que disminuye la fiabilidad o incluso impide realizar un correcto análisis de riesgos, elemento fundamental para diseñar un sistema de gestión efectivo. Así, deberían potenciarse, en esta y en el resto de demarcaciones marinas, estudios dirigidos específicamente a cuantificar la presión de propágulos asociada a los principales vectores de introducción conocidos. También, como se ha señalado al principio de este apartado, debería prestarse especial atención a conocer los mecanismos de dispersión naturales de cada especie invasora, y también potenciar el desarrollo y aplicación de modelos hidrodinámicos relevantes para comprender los procesos de dispersión por vías naturales.

Finalmente, aunque se ha señalado que la mayor medida de control es la prevención de las introducciones primarias, sería recomendable potenciar estudios sobre sistemas de control aplicables al menos en fases tempranas de la invasión, potencialmente útiles para prevenir o minimizar la dispersión secundaria o incluso, en ciertos casos, erradicar aquellas especies especialmente peligrosas en ecosistemas sensibles o allí donde causan perjuicios evidentes para el ser humano.

2.3. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.

A pesar de la puesta en marcha de un sistema de seguimiento regular general de especies invasoras en medio marino en esta Demarcación, aprovechando los muestreos realizados en relación a la DMA, no es posible aún determinar tendencias fiables ni en la tasa de introducción de invasoras ni de su expansión geográfica. Ello es debido a que aunque los puntos de muestreo cubren toda la costa, se encuentran restringidos a esa franja costera, y además las metodologías de muestreo no están específicamente diseñadas para el muestreo cuantitativo de especies alóctonas de un amplio abanico de grupos taxonómicos. Sin embargo, la integración de la información recogida en la bibliografía disponible sugiere una clara evolución negativa del problema, con aumentos sostenidos tanto del nº de especies introducidas como de detección de las mismas en nuevas localidades. Tomando como referencia el año 1984, año a partir del cual aparecen publicaciones sobre la cuestión de forma regular, desde un par de especies alóctonas se ha pasado a casi un centenar, y ese nº encuentra seguramente infravalorado debido a sesgos de muestreo.

El cuadro general en esta demarcación, y más aún teniendo en cuenta esos sesgos a la baja, es ciertamente preocupante, no sólo por el alto nº de especies, que posiblemente aumentará debido a la progresiva llegada por dispersión natural de inmigrantes lessepsianos desde las zonas ya colonizadas del Mediterráneo oriental, hecho que se vería favorecido por un proceso de calentamiento global, sino sobre todo debido a la incidencia de algunas especies, especialmente macroalgas invasoras, sobre un hábitat esencial y de altísimo valor ecológico como son las praderas de *Posidonia oceánica* y también fondos rocosos y de coralígeno. Cabe destacar que en este caso los efectos más dañinos para el ecosistema producidos por especies invasoras no se producen sólo o sobre todo en lugares fuertemente antropizados y degradados, como ocurre en otras zonas de Europa, sino precisamente en zonas de alta diversidad y ya protegidas, como pueden ser el P.N. marítimo-terrestre de Cabrera, u otras áreas también protegidas, como las islas Columbretes o las praderas de *Posidonia* u otras fanerógamas, especialmente amenazadas por la expansión de *Caulerpa prolifera*. También merecen especial atención zonas de deltas y marismas, algunas muy relevantes en la demarcación (delta del Ebro, mar Menor…), sensibles y en las que se han detectado especies eurihalinas de alto potencial invasor, o especialmente dañinas para intereses económicos como pueden ser protozoos causantes de diversas enfermedades que afectas a especies de moluscos cultivadas.

En resumen, si bien los ecosistemas marinos de esta Demarcación, entre los que encuentran varios de los más diversos y mejor conservados de todos los mares europeos, en general no se hallan en peligro inminente de desaparición por la presión de especies invasoras, algunos de gran valor ecológico sí se encuentran amenazados por la presencia de esas especies. El apreciable número de alóctonas detectadas y, sobre todo, las decenas de ellas con potencial invasor, en ciertos casos plenamente acreditado en esta Demarcación, aconsejan poner en marcha

cuanto antes sistemas de seguimiento de las mismas, o ampliar los ya implementados en varias regiones de la demarcación, y especialmente llevar a cabo estudios de impacto específicos para poder así evaluar con conocimiento de causa los riesgos potenciales.

3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.

Las especies alóctonas, una vez introducidas, son componentes de los ecosistemas susceptibles de ser evaluados mediante indicadores de estado; pero en términos de buen estado ambiental deben ser considerados como una presión a los ecosistemas nativos. Así, lo que garantizaría el buen estado ambiental en relación a este descriptor sería la ausencia de presión, es decir, la inexistencia de especies alóctonas. Sin embargo, dada la irreversibilidad de la gran mayoría de procesos de establecimiento de especies alóctonas no resulta posible plantear el BEA como ausencia de especies alóctonas. Por ello, los criterios asociados al descriptor se orientan por una parte al mantenimiento del *status quo*, es decir, a la disminución de la tasa de nuevas introducciones primarias y a la limitación de la expansión de las ya establecidas, lo que reduce la posibilidad de que lleguen a producirse impactos negativos, y por otro se refieren a la evaluación directa de dichos impactos. Por la misma razón apuntada anteriormente de la irreversibilidad de las invasiones, estos indicadores de impacto deberían dar cuenta de la evolución temporal del grado de impacto negativo, y considerar que el BEA se alcanza disminuyendo la tasa de incremento de dichos impactos.

3.2. Definición del BEA. Marco conceptual. Metodología y fundamento. Integración de criterios e indicadores.

Atendiendo a lo explicado en el anterior apartado, en el sentido que las especies alóctonas son en realidad una presión que amenaza el buen estado ambiental de los ecosistemas, el BEA no se debería definir como la consecución de un estado determinado de las especies alóctonas, sino en función del estado de las biotas nativas. En realidad, el BEA en relación al descriptor 2 consiste en la consecución del BEA respecto a los descriptores 1 (biodiversidad), 3 (especies comerciales), 4 (redes tróficas) y 6 (integridad de los fondos). Además, teniendo en cuenta la característica de presión sobre el medio marino que implican las especies alóctonas, se puede establecer una segunda característica del BEA en referencia a la minimización de las presiones. Por tanto, se define el Buen Estado Ambiental del descriptor 2 en estas dos facetas:

1. La introducción de especies alóctonas no implica disminuciones de biodiversidad ni de la integridad de los hábitats nativos, no afecta a la abundancia y estructura de las poblaciones de especies comerciales, ni produce cambios relevantes en los fondos.

Dentro de esta definición general de BEA, se puede establecer la siguiente concreción para el grupo taxonómico de especies alóctonas marinas más estudiado, el de las macroalgas invasoras, puesto que al ser especies formadoras de hábitats pueden causar impactos significativos en las biotas nativas:

La extensión y vigor de los hábitats caracterizados por las macroalgas y fanerógamas autóctonas de la demarcación mantienen como mínimo los valores registrados en la evaluación inicial, sin mostrar signos de regresión relevantes por la competencia ejercida por macroalgas alóctonas invasoras, siempre que éstos sean suficientes para garantizar la pervivencia de dichas comunidades en sus áreas de distribución potencial.

2. Se minimizan los riesgos de establecimiento y dispersión de especies alóctonas invasoras, atendiendo a los principales vectores de introducción.