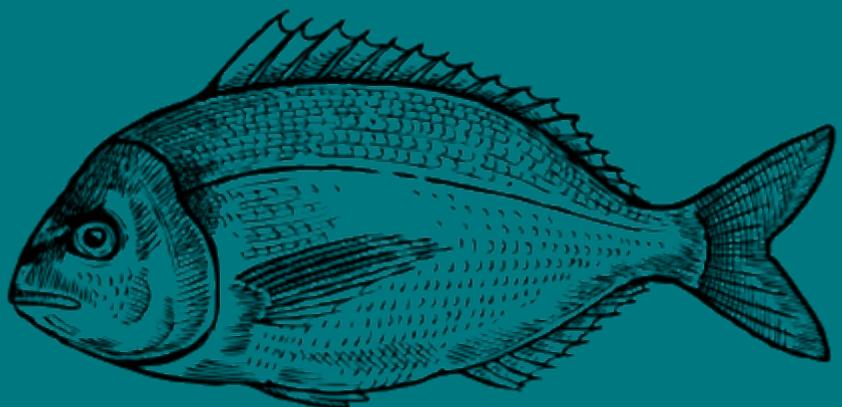




EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO SUBREGIÓN MEDITERRÁNEO OC- CIDENTAL

Tercer ciclo de estrategias marinas

DESCRIPTOR 2 Especies alóctonas invasoras



Cofinanciado por
la Unión Europea



Fondos Europeos

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Aviso legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Edita: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Madrid 2024.

NIPO: 665-25-050-2

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: <https://cpage.mpr.gob.es>

MITECO: www.miteco.es



Autores del documento

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

- Aina Carbonell Quetglas
- Maite Vázquez Luis
- Lydia Png González
- Robert Comas González
- José Manuel Cañizares González

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

- Itziar Martín Partida
- Marta Martínez-Gil Pardo de Vera
- Lucía Martínez García-Denche
- Francisco Martínez Bedia
- Carmen Francoy Olagüe

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

- Alberto Serrano López (Coordinación)
- Paula Valcarce Arenas (Coordinación)
- Mercedes Rodriguez Sánchez (Coordinación)
- Paloma Carrillo de Albornoz (Coordinación)

CARTOGRAFIA Y BASES DE DATOS ESPACIALES (IEO-CSIC)

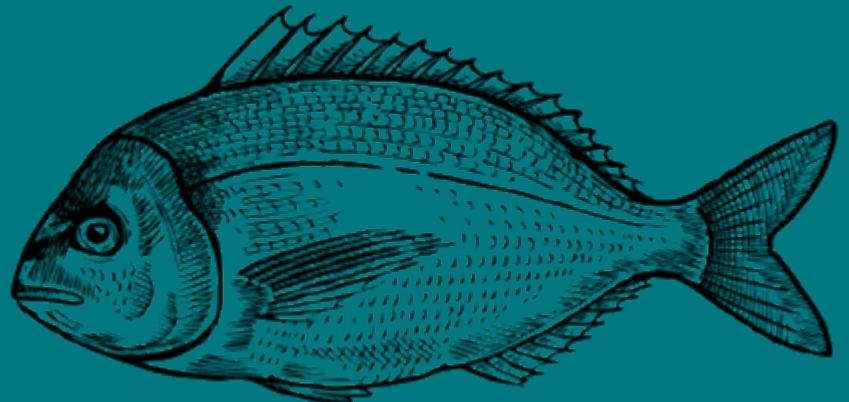
- Mª Olvido Tello Antón
- Luis Miguel Agudo Bravo
- Gerardo Bruque Carmona
- Paula Gil Cuenca



ÍNDICE

Autores del documento.....	3
1. Introducción.....	6
2. Definición de buen estado ambiental (BEA).....	9
3. Evaluación general D2 – especies alóctonas invasoras.....	11
4. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C1: especies alóctonas de nueva introducción.....	15
5. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C2: distribución espacial de las especies alóctonas establecidas	26
6. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C3: efectos sobre especies y hábitats	68
7. Efectos del cambio climático sobre el descriptor 2–especies alóctonas invasoras.....	74
8. Referencias	76

01



EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO



1. Introducción

El descriptor 2 (D2) de la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, DMEM) aborda las especies alóctonas, las cuales deben encontrarse presentes en niveles que no afecten de forma adversa a los ecosistemas, tal como se establece en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE. Según esta norma comunitaria, los Estados miembros deberán evaluar el ritmo de nuevas introducciones de especies alóctonas establecidas o invasoras, la abundancia y la distribución espacial de las especies alóctonas establecidas, y los impactos que éstas ocasionan en las especies autóctonas y los hábitats.

La interpretación del descriptor, los conceptos que abarca y los criterios para la definición de los elementos en los que se basa la evaluación (las especies alóctonas invasoras) se han ido trabajando en los diversos grupos de trabajo comunitarios en el contexto de la aplicación de la DMEM y la Decisión (UE) 2017/848, bajo la coordinación del Joint Research Centre (JRC), así como en los convenios internacionales de OSPAR, para el Atlántico nororiental, y del Convenio de Barcelona, para el Mediterráneo. Todos los grupos de trabajo confluyen en una serie de principios básicos relacionados con el D2:

- Las especies alóctonas invasoras son definidas como especies, subespecies o taxones inferiores introducidos fuera de su rango natural, distribuidas más allá de los límites naturales de su potencial de dispersión.
- Su presencia fuera de su rango natural se debe a una introducción intencionada o inintencionada debida a la actividad humana.
- Las especies invasoras son un subconjunto de especies alóctonas que se han establecido, se han propagado, se están propagando, o han demostrado en otros lugares un potencial de propagación y tienen un efecto adverso sobre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas, la economía o la salud humana en las regiones invadidas.
- La capacidad de una especie introducida para propagarse es un componente clave en su consideración como especie invasora.

La nomenclatura de referencia que se utiliza en la presente evaluación para la clasificación de los estatus de las especies no autóctonas, en relación a su rango de distribución nativa, es la adoptada en el marco del Convenio de Barcelona (UNEP/MAP, 2022):

- **Alóctona:** especies con clara evidencia de su origen no nativo y un vector de introducción antropogénico, incluso si son nativas en una subregión vecina.
- **Criptogénica:** especies para las que no se dispone de evidencias demostrables de su carácter autóctono o alóctono, en una región en particular.
- **En expansión criptogénica:** especies con alguna evidencia de su estatus no autóctono, pero incierto debido a un modo de introducción poco claro desde el rango nativo (es decir, expansión del rango natural vs. expansión mediada por el hombre).
- **Debatible:** especies con estatus taxonómico no resuelto, por ejemplo, complejos de especies, especies nativas sospechosas no descritas, o especies donde las opiniones de los expertos taxonómicos difieren.

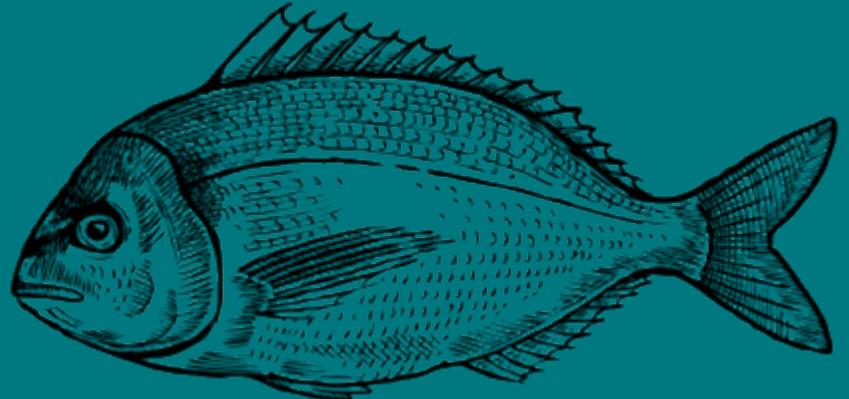
En cuanto a la clasificación según el éxito de establecimiento, se consideran las siguientes categorías (UNEP/MAP, 2022):

- **Establecida:** especies con al menos una población autosostenida que se sabe que ocurre actualmente en la naturaleza. Incluye especies establecidas localmente.



- **Invasora:** especies establecidas, con evidencia de grandes poblaciones, rápida propagación y potenciales impactos documentados sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.
- **Casual:** especies de las que solo se ha registrado un único ejemplar o unos pocos ejemplares, sin evidencia de reproducción o propagación.
- **Cuestionable:** registros de especies con información insuficiente o con identificación incierta, cuya presencia en el país necesita ser confirmada (mediante el reexamen del material si está disponible).
- **Desconocida:** especies con pocos registros, donde los retrasos en los informes pueden ocultar su verdadero estado de establecimiento, así como registros antiguos cuyo estado poblacional reciente no se informa.

02



DEFINICIÓN DE BUEN ESTADO AMBIENTAL (BEA)



2. Definición de buen estado ambiental (BEA)

La definición del BEA del D2 se fundamenta sobre el enunciado recogido en la Decisión 2017/848: “las especies alóctonas introducidas por la actividad humana se encuentran presentes en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas”.

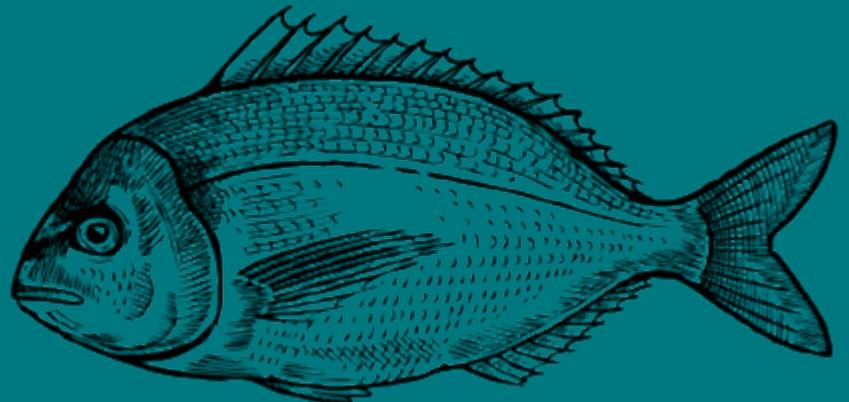
Para evaluar dicha afección, se considera, en primer lugar, el criterio primario definido en la Decisión (D2C1), el cual tiene en cuenta la aparición de especies alóctonas de nueva introducción. Para alcanzar el BEA según este criterio “**el número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por período de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial (2006-2011) con arreglo al artículo 8, apartado 1, de la Directiva 2008/56/CE, se minimiza, y en la medida de lo posible, se reduce a cero**”. El valor umbral para determinar el BEA se establece con base en la metodología de análisis de puntos de ruptura de series de tiempo de datos, aplicada a la lista base de especies alóctonas introducidas por vectores manejables (ver apartado **Metodología principal: análisis de puntos de ruptura**). A partir de la selección de un periodo suficientemente largo dentro de la serie se obtiene una tasa de introducción de referencia (Tsiamis, 2021, 2022 y 2023) y aplicando a dicha tasa un porcentaje de reducción se establece el valor umbral.

La evaluación de los llamados criterios secundarios se basa en parámetros adicionales, tales como la abundancia y distribución de las especies establecidas (D2C2), y el conocimiento de los impactos de especies invasoras en especies y hábitats (D2C3).

Según la Decisión (UE) 2017/848, el criterio D2C2 se define como “**la abundancia y distribución espacial de las especies alóctonas establecidas, en particular las especies invasoras, que contribuyan de forma significativa a los efectos adversos sobre grupos de especies concretos o grandes tipos de hábitats**”. Tal como establece esta norma europea, el criterio D2C2 se expresará en términos de abundancia y/o distribución por especie evaluada y contribuirá a la evaluación del criterio D2C3 (efectos adversos de las especies alóctonas), por lo que no se requiere en este caso el establecimiento de un valor umbral con el que determinar si se cumple o no se cumple el BEA. Teniendo en cuenta que el criterio no se utiliza directamente para valorar la consecución del BEA, y el déficit de información existente sobre la abundancia y distribución de las especies establecidas, la evaluación de este criterio se basa en una valoración semicuantitativa de la ocurrencia y distribución por especie establecida, en función de los periodos previos (hasta 2015) y el periodo evaluado (2016-2021).

Por último, el criterio D2C3 se define como “**la proporción del grupo de especies o la extensión espacial de cada tipo general de hábitat alterado adversamente debido a especies alóctonas, en particular especies alóctonas invasoras**”, por lo que, idealmente, este criterio debería contribuir a la evaluación del descriptor de biodiversidad (D1) y al descriptor de integridad del suelo marino (D6). No obstante, no se han podido establecer valores umbral que definan el BEA para la alteración adversa de grupos de especies (D1) y tipos generales de hábitats (D6) debida a especies alóctonas, tal como se establece en la Decisión. Sin embargo, la presente evaluación sí que incluye un análisis semicuantitativo de la tendencia e impactos del alga invasora *Rugulopetryx okamurae* (ver apartado del criterio D2C3). Además, la información sobre las especies alóctonas y su potencial impacto en los hábitats bentónicos sí se ha utilizado en el análisis de presiones acumuladas que forma parte de la evaluación del tercer ciclo de estrategias marinas.

03



EVALUACIÓN GENERAL D2 – ESPECIES ALÓCTONAS INVASORAS



3. Evaluación general D2 – especies alóctonas invasoras

No se realiza una evaluación general del descriptor 2 para ninguna de las tres subregiones que se abordan, ya que, tal y como se recomienda en la mencionada guía del artículo 8 de la DMEM, en este descriptor no se realiza una integración entre criterios (Figura 1).

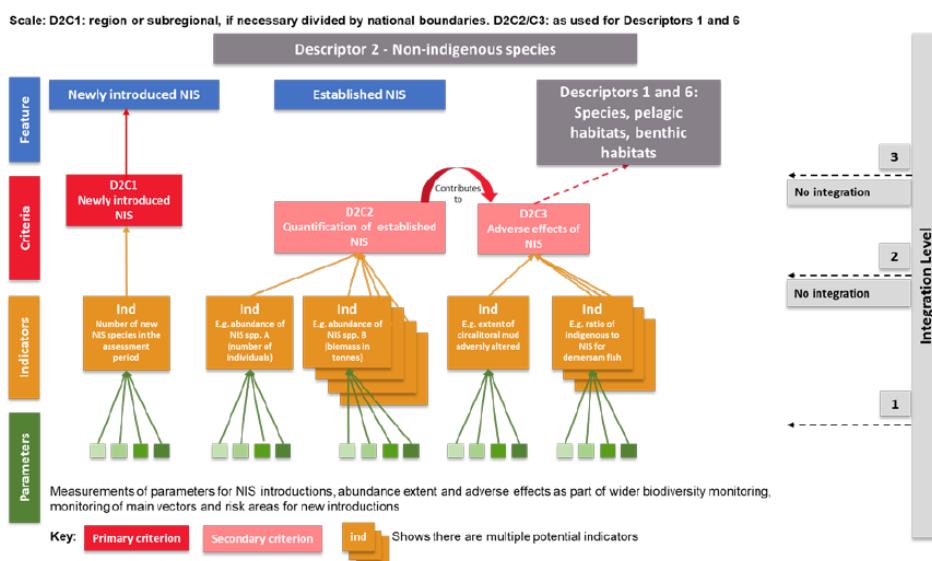


Figura 1. Esquema de integración del descriptor 2 según la Guía del artículo 8 de la DMEM, donde se observa que no se requiere la integración de criterios.

Por lo tanto, tanto en el caso de la subregión MWE, como para las otras dos subregiones, los criterios se evaluarán de manera independiente:

- **Criterio D2C1:** especies alóctonas de nueva introducción. Criterio primario que se utiliza directamente para la evaluación del BEA.
- **Criterio D2C2:** abundancia y distribución espacial de las especies alóctonas establecidas. Criterio secundario que contribuye a la evaluación del criterio D2C3 (no se evalúa el BEA).
- **Criterio D2C3:** proporción del grupo de especies o la extensión espacial de cada tipo general de hábitat alterado adversamente debido a especies alóctonas. Criterio secundario que contribuye a la evaluación de los descriptores 1 y 6 (no se evalúa el BEA).

Unidades marinas de reporte (MRUS) / área de evaluación

La guía del artículo 8 de la DMEM (Article 8 MSFD Assessment Guidance), en la que la Comisión Europea y los Estados miembros acordaron las recomendaciones para la evaluación del tercer ciclo de las estrategias marinas, aconseja a los Estados miembros que utilicen el área nacional de las subregiones marinas como unidades de evaluación y reporte (MRU) del descriptor 2.

En este sentido, la DMEM, en su artículo 4, establece regiones y subregiones marinas sobre la base de criterios geográficos y ambientales. Las subregiones que contienen aguas españolas son el golfo de Vizcaya y las costas ibéricas, la región biogeográfica macaronésica (ambas dentro de la región del Atlántico Nororiental) y el Mediterráneo Occidental (dentro de la región del Mediterráneo). Las aguas de jurisdicción española dentro de cada una de estas subregiones son las que, atendiendo a las recomendaciones de la guía del artículo 8, constituirán las unidades de reporte y evaluación para el D2 en el tercer ciclo de las estrategias marinas.



Por lo tanto, el área de evaluación y la MRU que se utilizará en el presente informe será la porción española de la subregión del Mediterráneo Occidental (denominada también MWE, por las siglas en inglés de Mediterranean-Western), que comprende la totalidad de dos de las cinco demarcaciones marinas españolas, Estrecho y Alborán (ESAL) y levantino-balear (LEBA), sumando una extensión de 25.795.199,82 hectáreas (Figura 2).

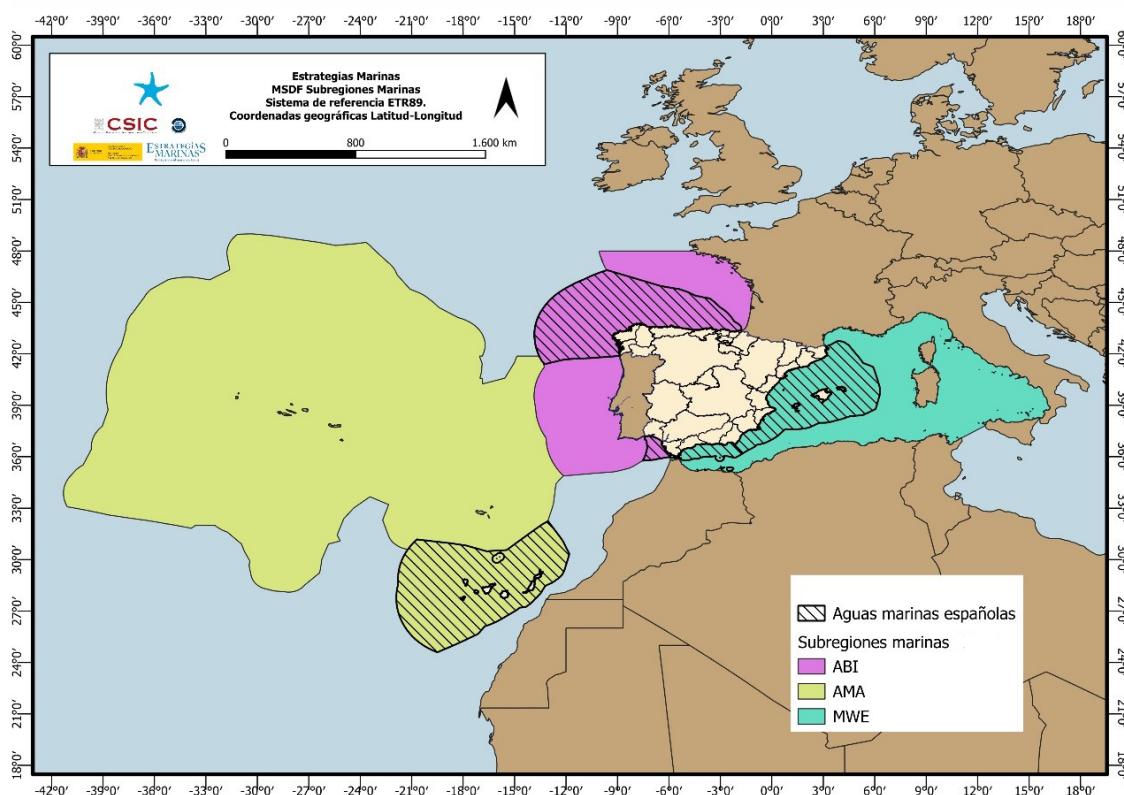


Figura 2. Mapa de las subregiones marinas a las que pertenecen las aguas españolas.

Fuentes de información

Las fuentes de información son los registros obtenidos regularmente de publicaciones, informes de campañas, datos de campañas de biodiversidad, literatura gris (informes técnicos, actas de congresos, tesis doctorales, etc.), plataformas internacionales on-line de biodiversidad y de especies exóticas, y visores on-line nacionales de biodiversidad de universidades y comunidades autónomas y de la ciencia ciudadana (Tabla 1).

Tabla 1. Fuentes de información utilizadas para la obtención de datos de EAI.

Tipo de fuente	Fuentes de información
Bibliografía	Publicaciones científicas
Ciencia ciudadana	Observadores del Mar, Biodibal, RedProMar, DiversiMar
Colaboración	Flujos de datos de CCAA, campañas oceanográficas del IEO de biodiversidad marina



Tipo de fuente	Fuentes de información
Muestreos propios	Campañas oceanográficas en puertos, campañas rápidas de prospección en marinas recreativas, y buceo en zona infralitoral en espacios marinos protegidos y fuera de ellos.
Otros	Publicaciones en prensa, observaciones de expertos
Portales de datos	GBIF, EASIN, MAMIAS, AQUANIS, BDBCV

La información recopilada se integra en la Base de Datos EAI (BD-EAI), que alberga el nombre de las especies, el autor, el año de la cita, la referencia bibliográfica de la observación, la localización en el Sistema de Georreferencia WGS84 Grado decimal epsg: 4326 (tanto de su primera observación como de las observaciones posteriores) y, cuando están disponibles, los parámetros de abundancia, aunque se trate de datos no estandarizados. Además, se registra información del estatus de la especie, del éxito de establecimiento, del vector de introducción y su nivel de certidumbre, y de los impactos de la especie que figuran documentados (Figura 3).

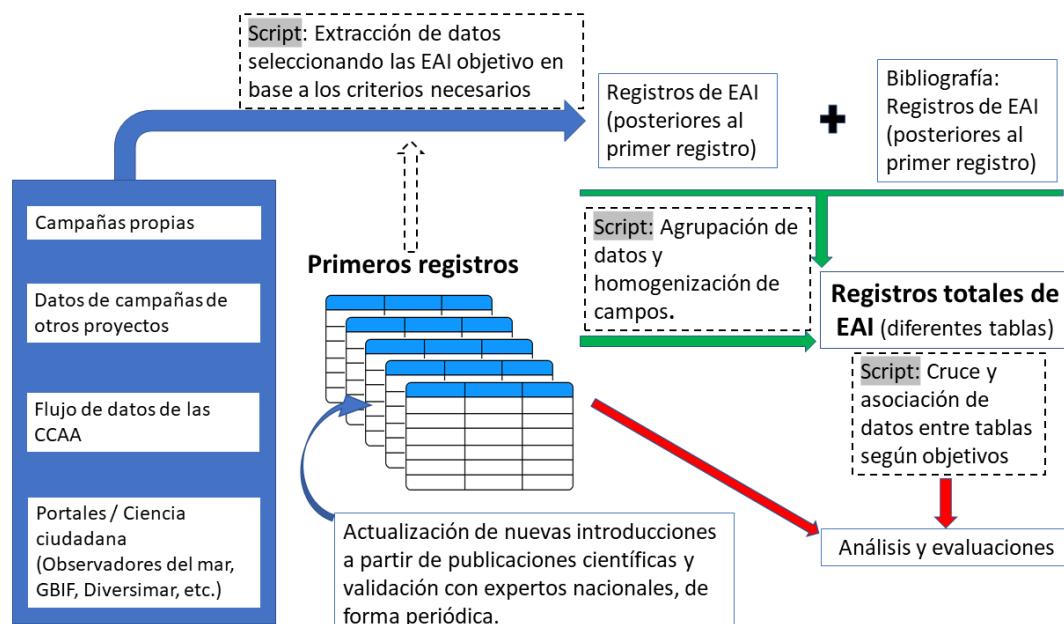
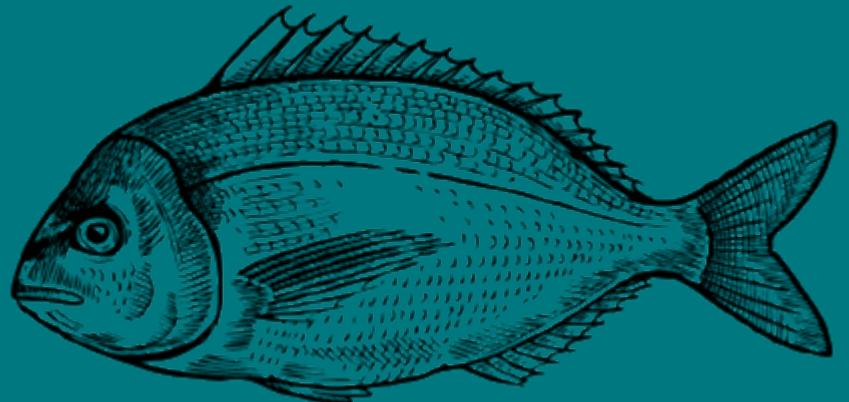


Figura 3. Diagrama del proceso de recopilación, tratamiento y uso de datos de EAI.

En la actualidad hay un total de 4.532 entradas en la BD-EAI para la subregión NWE, de registros de especies alóctonas introducidas por vector antrópico.

Existe una manifiesta deficiencia en el número, la abundancia y el nivel de afección a los ecosistemas de las especies declaradas invasoras, sobre todo en las regiones más meridionales de los mares europeos (Tsiamis et al., 2020). Desde la perspectiva de la DMEM, estas lagunas resultan especialmente relevantes, teniendo en cuenta que estos criterios contribuyen a la evaluación del descriptor de biodiversidad (D1), y al descriptor de integridad del fondo marino (D6). Además, cabe añadir que estos seguimientos no se realizan a día de hoy de forma regular ni estandarizada, en la mayoría de los hábitats de interés. Debido a estas limitaciones, los criterios secundarios D2C2 y D2C3 no se evalúan y su análisis se realiza de forma semicuantitativa para estudiar su tendencia e impactos.



EVALUACIÓN A NIVEL DE SUBREGIÓN DEL CRITERIO D2C1: ESPECIES ALÓCTONAS DE NUEVA INTRODUCCIÓN



4. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C1: especies alóctonas de nueva introducción

Consecución del BEA

Tabla 2. Resultados de la evaluación del criterio D2C1 en la subregión mediterránea.

Valor umbral para la consecución del BEA: número de especies alóctonas de nueva introducción por ciclo de evaluación	9,34 especies
Número de especies alóctonas de nueva introducción detectadas en el período 2016-2021	16
Resultado de la evaluación	El BEA se alcanzará más allá de 2024
Periodo de evaluación	2016-2021

Resultados de la evaluación del tercer ciclo

A lo largo del período de evaluación se han detectado un total de **16 nuevas especies alóctonas** en las aguas españolas de la subregión Mediterráneo Occidental. El listado de estas especies, junto con el año de primera observación y la vía de introducción puede observarse en la Tabla 3.

Tabla 3. Listado de especies alóctonas de nueva introducción detectadas en el período 2016-2021 en la subregión NWE.

Especie	Filo	Año de primera observación	Vía de introducción
<i>Acanthopagrus bifasciatus</i>	Chordata	2019	Transporte- Polizón
<i>Batophora occidentalis var. Largoensis</i>	Chlorophyta	2020	Transporte- Polizón
<i>Botrylloides niger</i>	Chordata	2018	Transporte- Polizón
<i>Branchiomma bairdi</i>	Annelida	2016	Transporte- Polizón
<i>Celleporaria brunnea</i>	Bryozoa	2016	Transporte- Polizón
<i>Hydroides brachyacantha</i>	Annelida	2016	Transporte- Polizón
<i>Lamprohaminoea ovalis</i>	Mollusca	2017	Transporte- Polizón
<i>Mesanthura romulea</i>	Arthropoda	2016	Transporte- Polizón
<i>Mitrella psilla</i>	Mollusca	2016	Transporte- Polizón
<i>Oulastrea crispata</i>	Cnidaria	2017	Transporte- Polizón



Especie	Filo	Año de primera observación	Vía de introducción
<i>Parasorites orbitolitooides</i>	Foraminifera	2016	Transporte- Polizón
<i>Pinctada fucata</i>	Mollusca	2019	Transporte- Polizón
<i>Pinctada radiata</i>	Mollusca	2019	Transporte- Contaminante
<i>Polycera hedgpethi</i>	Mollusca	2020	Transporte- Polizón
<i>Tricellaria inopinata</i>	Bryozoa	2021	Transporte- Polizón
<i>Watersipora arcuata</i>	Bryozoa	2016	Transporte- Polizón
Nº total de especies detectadas en el área de evaluación		16	

El número de nuevas introducciones (16) excede el valor umbral para la consecución del BEA en el criterio D2C1, fijado en un total de 9,34 especies alóctonas de nueva introducción para el periodo de evaluación evaluado (2016-2021), por lo que **no se alcanza el BEA para este criterio**. La metodología que ha sido utilizada para establecer dicho valor umbral puede consultarse en el apartado “Metodología de evaluación e indicadores relacionados”.

Tendencia de los valores obtenidos para el parámetro

Con respecto al ciclo anterior, el parámetro del número de nuevas introducciones en seis años se considera estable, con una ligera tendencia decreciente. El valor promedio de nuevas introducciones en ciclos de seis años del periodo de referencia, que comprende los años entre 1998 y 2002, fue de 19 especies, mientras que el valor del periodo de evaluación del primer ciclo de estrategias marinas (2006-2011) fue de 22 especies, ambas cifras superiores al valor del periodo de la presente evaluación (2015-2021), con 16 especies.

Especies alóctonas de nueva introducción destacadas

Entre las especies de nueva introducción en la subregión MWE, durante el periodo evaluado, destaca la presencia del alga clorofita *Batophora occidentalis* var. *largoensis* (J.S. Prince & S. Baker, S. Berger & Kaever ex M.J. Wynne, 1998). Nativa de las costas tropicales y subtropicales del Atlántico, fue registrada en 2020 en la demarcación marina levantino-balear, concretamente en el Estany des Peix (Formentera, Islas Baleares) (Ballesteros, 2020). Estudios posteriores en el Mar Menor apuntan a la posible presencia de la misma especie en la laguna, donde los autores hipotetizan que podría haber sido previamente identificada como una forma rara de *Dasycladus vermicularis* y, por tanto, haber pasado desapercibida (Terradas-Fernández et al., 2022). Las características ambientales donde se encuentra el alga dentro de su área de distribución nativa (lagunas de aguas tranquilas, ensenadas y estuarios) coinciden con los hábitats en los que ha sido registrada en la demarcación (Figura 4). Las especies de *Batophora* son muy resistentes a la desecación y pueden habitar en aguas con un amplio rango de temperatura, salinidad y nutrientes (Rodríguez-Reyes et al., 2018). La vía de introducción más probable de *Batophora* en la demarcación es el transporte marítimo, a través del fouling de individuos adultos o por el transporte de gametofitos o gametangios en aguas de lastre (Ballesteros, 2020). La repentina y rápida proliferación del alga en las localidades detectadas apunta a un comportamiento



invasor, por lo que es recomendable hacer un seguimiento de la especie con el objetivo de determinar si la especie es de gran preocupación en el área introducida.

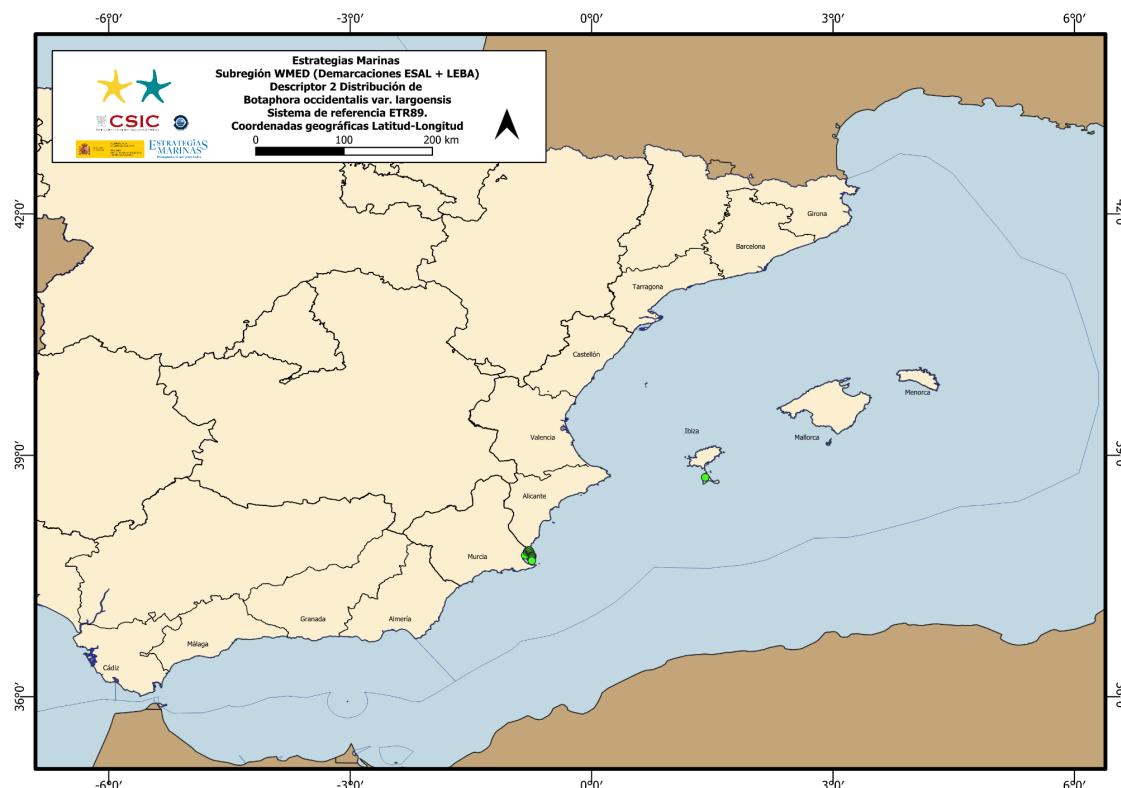


Figura 4. Distribución del alga *Batophora occidentalis* var. *largoensis* en la subregión española del Mediterráneo Occidental.

Otro caso destacable es el de la ostra perlífera *Pinctada radiata* (Leach, 1814), nativa del Indo-Pacífico y considerada entre las primeras especies lessepsianas que llegaron al mar Mediterráneo, en el cual se ha documentado desde el S. XIX, especialmente en la cuenca oriental (Barbieri et al., 2016). En el Mediterráneo noroccidental se han reportado registros esporádicos desde 1974, los cuales podrían haber sido identificados erróneamente como *Pteria* sp. (Altimira, 1977). El primer registro validado de la especie en el mediterráneo español se asocia a la población descrita por López Soriano y Quiñone-ro-Salgado (2019) en el delta del Ebro, identificando su introducción primaria por contaminación del material de cultivo en la zona. En los últimos años se han registrado poblaciones establecidas en la subregión, especialmente en la demarcación marina levantino-balear (Figura 5). Su abundante presencia en puertos recreativos y hábitats naturales adyacentes del archipiélago balear no es de extrañar, teniendo en cuenta que Baleares es un atractivo natural para esta actividad de ocio (Png-Gonzalez et al., 2021); por lo que se asocia el transporte marítimo como otro vector primario de introducción en la demarcación, posiblemente a través de las bioincrustaciones (*fouling*) en el casco de las embarcaciones. Según Streftaris y Zenetos (2006), *P. radiata* se considera una de las peores especies invasoras del mar Mediterráneo, en términos de propagación e impacto. Se trata de una especie relativamente resistente, tolerante a la emersión y a un amplio rango de temperatura (13-30 °C). También tiene la capacidad de adaptarse a un entorno modificado y su tolerancia a la contaminación química ha mejorado su expansión en ecosistemas cerrados y contaminados (CABI Compendium, 2016). Se considera un bivalvo gregario y modificador de hábitat, que en altas densidades puede contribuir a la complejidad del hábitat bentónico e influir en el patrón trófico de su fauna (Tlig-Zouari et al., 2011). Además, esta especie es reconocida como una plaga para la piscicultura en jaulas flotantes, ya que puede obstruir las mallas de las redes de las jaulas y reducir considerablemente el intercambio de agua y los niveles de oxígeno (Ounifi-Ben Amor et al., 2016).

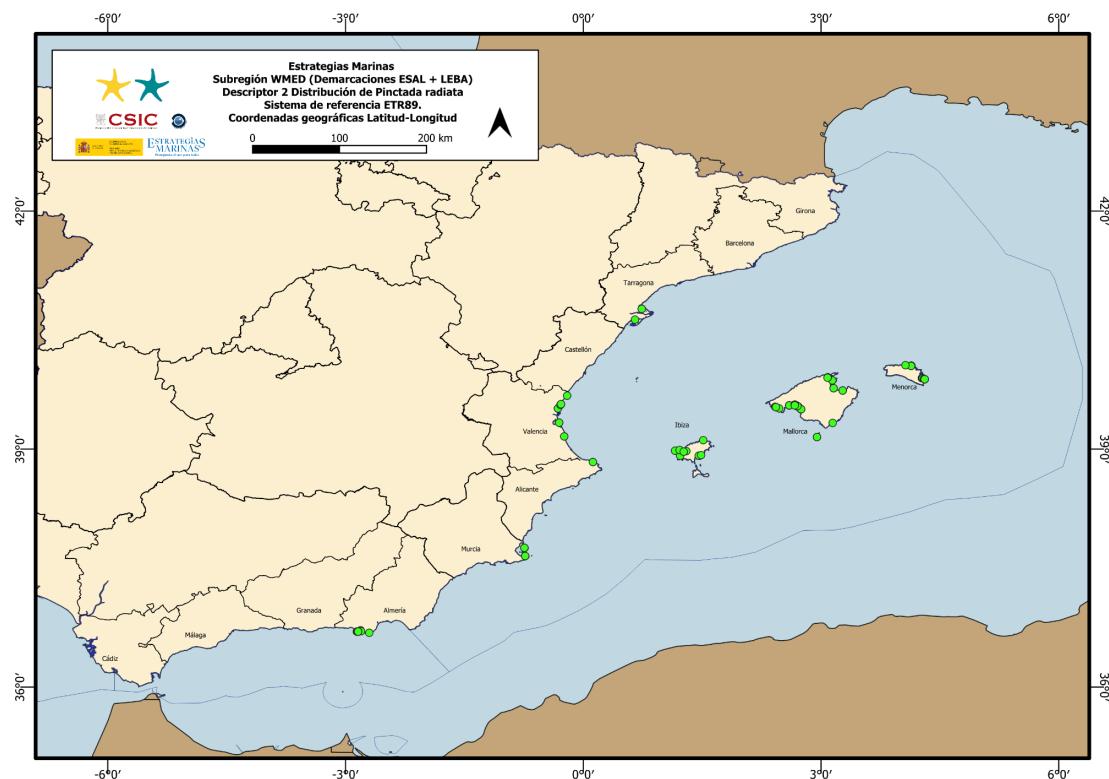


Figura 5. Distribución de la ostra perlífera *Pinctada radiata* en la subregión española del Mediterráneo Occidental.

Metodología de evaluación e indicadores relacionados

La evaluación se ha basado en el indicador **EAI-Tasa (tasa de introducción de especies alóctonas por periodo definido)**, que se usa para evaluar el número de nuevas introducciones de especies alóctonas por vectores antrópicos y por periodo de evaluación. Este indicador de presión mide la tasa de nuevas citas y la presión de propágulos (número de especies).

Metodología principal: análisis de puntos de ruptura

Esta metodología evalúa la introducción primaria teniendo en cuenta las introducciones de especies a través de vectores de introducción antrópicos (Tabla 3), siguiendo las definiciones del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD, 2014), revisada por Pergl et al. (2020). Estos vectores de introducción son llamados también vectores de introducción manejables (MSFD, 2024), por ser vías de introducción dependientes de la actividad humana, que puede ser gestionadas, a diferencia de otras vías de entrada de determinadas especies, como las expansiones naturales.



Tabla 4. Vectores de introducción antrópicos (manejables) que se tienen en cuenta en la selección de especies de nueva introducción para la evaluación.

Vía	Descripción
Liberación en la naturaleza	Se refiere a la introducción intencional de organismos exóticos vivos, con fines de uso humano en el medio natural —incluyendo pesca deportiva y otras liberaciones intencionales—, y la liberación accidental o irresponsable de organismos vivos en confinamiento al entorno natural (es decir, especies de mascotas/acuarios/terrarios, incluido el alimento vivo para dichas especies).
Escape	Se refiere al escape accidental de organismos vivos de su confinamiento al medio natural (es decir, acuicultura/maricultura, jardines botánicos/zoológicos/acuarios —excluyendo acuarios domésticos—, alimento vivo y cebo vivo).
Transporte-Contaminante	Se refiere al movimiento involuntario de organismos vivos como contaminantes de un bien que se transfiere intencionalmente a través del comercio internacional (es decir, material de vivero, contaminantes en animales/plantas, especies transportadas por huésped/vector, parásitos en animales).
Transporte-Polizón	Se refiere al movimiento de organismos vivos adheridos al transporte de embarcaciones, equipos y medios asociados (es decir, equipos de pesca, polizones, aguas de lastre, incrustaciones en el casco, material de embalaje orgánico y otros medios de transporte).

El análisis realizado para identificar las tendencias en nuevas introducciones considera el primer registro en la subregión a nivel nacional (Tabla 3). Se eliminan los registros duplicados de cualquier especie en las demarcaciones que componen la subregión, garantizando que los datos empleados corresponden al registro más antiguo en la subregión.

Para el cálculo del BEA se estableció la lista base, que correspondió a las introducciones registradas entre el año 1970 y 2015. Posteriormente, a partir de esta lista se obtiene un período de referencia para determinar un valor umbral de nuevas introducciones, con el que evaluar la tasa de introducciones en el periodo de evaluación 2016-2021.

Ambas series, tanto la lista de nuevas introducciones en el periodo 2016-2021, como la lista base 1970-2015, siguen los criterios de selección acordados por la DMEM de la UE (Tsiamis et al., 2021; MSFD, 2024):

- Especies alóctonas.
- Introducción primaria por vector antrópico conocido.
- Las especies introducidas por dispersión natural (introducción secundaria) se valorarán caso por caso.
- Se excluyen especies de fitoplancton y parásitos.

A partir de la lista base, se aplicó el método de análisis estructural de puntos de ruptura (Östman et al., 2020), con el fin de identificar períodos estables en dicha tasa de nuevas introducciones. El análisis se realizó tanto por años, como agrupado en períodos de seis años (ver Figura 6 en el apartado de valor umbral). Esta metodología permite reducir la distorsión por aumentos o disminuciones que no sean causadas por un cambio de tendencia real en la introducción de especies alóctonas, sino por factores ajenos como puede ser cambios en el esfuerzo de seguimiento o en la capacidad de detección o identificación de especies.



Con los resultados de dicho análisis, se seleccionó el último periodo estable en cuanto a número de introducciones como periodo de referencia. El periodo de referencia seleccionado es, por lo tanto, un periodo acotado dentro de la lista base (1970-2015), que presenta una tasa de introducciones estable.

Todos los cálculos se realizaron mediante el programa informático de libre disposición R, versión 4.3.1 (R Core Team, 2021), empleando el paquete estadístico "strucchange" (Zeileis et al., 2003) para el cálculo de los puntos de ruptura, y el paquete estadístico "changepoint" (Killick & Eckley, 2014) para el cálculo de valores promedio y de sus intervalos de confianza. El nivel de significación de los periodos establecidos por los puntos de ruptura sirvió para probar si efectivamente la tasa de introducciones era diferente, al 95 % del intervalo de confianza (p -valor $=< 0,05$), o si por el contrario los periodos detectados entre puntos de ruptura no eran significativos (hipótesis nula), y las diferencias en la tasa de introducciones no eran estadísticamente comprobables.

En lo que respecta a la aplicación de valores umbral para el criterio D2C1, en la presente evaluación se ha realizado un ejercicio exploratorio. Dada la imposibilidad de eliminar la totalidad de introducciones a través de vectores antrópicos y alcanzar el valor de cero introducciones a corto plazo, se aplica un valor umbral transitorio, como incentivo a alcanzar las buenas prácticas que eviten las introducciones de EAI. Para ello, se ha tomado como referencia el Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal del Convenio sobre la Biodiversidad Biológica de las Naciones Unidas, que en su meta 6 apuesta por la reducción de "las tasas de introducción y establecimiento de otras especies exóticas invasoras conocidas o potenciales en al menos un 50 % para 2030". Sobre esta base se adopta la siguiente definición del BEA: El número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, anualmente o por periodo de evaluación de seis años, medido a partir del periodo referencia se reduce en al menos un 50 %, en el periodo evaluado".

Valor umbral para la consecución del BEA en la evaluación 2016- 2021

En el presente ciclo, se establece por primera vez un valor umbral cuantitativo para la evaluación del indicador D2C1, siguiendo los acuerdos alcanzados por los distintos grupos de coordinación de la DMEM y que se plasmaron en la citada guía del artículo 8. Por lo tanto, se alcanzaría el BEA, cuando no más de un número determinado (valor umbral) de nuevas EAI, son introducidas en el área de evaluación, en un periodo de tiempo determinado, sobre una base anual o sexenal.

Se observa un mayor error estándar en el análisis realizado para la serie de tiempo agrupada en ciclos de 6 años, debido a las fluctuaciones de los valores de los puntos de la serie y a la menor longitud de la misma. Los puntos de ruptura, aunque no completamente coincidentes en ambas series —la anual y la agrupada en 6 años—, se encuentran en el mismo rango de años, validando los resultados de la serie agrupada, cuando ambas series delimitan un rango de años similar (Figura 6).

El análisis de puntos de ruptura muestra un cambio significativo en la tendencia en el año 2002 (p -valor = 2,603e-06) para la serie anual, y en el año de 1998 (p -valor = 1,285e-08) para la serie de ciclos de seis años. Las medias ajustadas de nuevas introducciones para cada periodo de referencia (2002-2015 o 1998-2015) fueron 4,17 y 18,67 respectivamente (Tabla 5, Figura 6).

Tras aplicar el mencionado porcentaje de reducción del 50 % con respecto al periodo de referencia, el **valor umbral de nuevas introducciones se sitúa en 2,09 EAI por año y 9,34 EAI por ciclo de seis años**.

El número de nuevas introducciones por vectores manejables, **en el periodo 2016-2021**, fue de **16 especies** (Tabla 3), por lo que **se debe concluir que no se alcanza el BEA**, ya que supera el valor umbral de 9,34 EAI/ciclo de 6 años.



Tabla 5. Análisis estructural de puntos de ruptura: F_{sup} = estadístico F modificado que pone a prueba la hipótesis nula de ausencia de puntos de ruptura; * significancia de ($p < 0,05$); "ns" no significativo.

Agrupación	F_{sup}	Año de ruptura	Medias primer periodo	Media segundo periodo
1 año	29,595*	2002	1,55	4,17
6 años	39,213*	1998	10,50	18,67

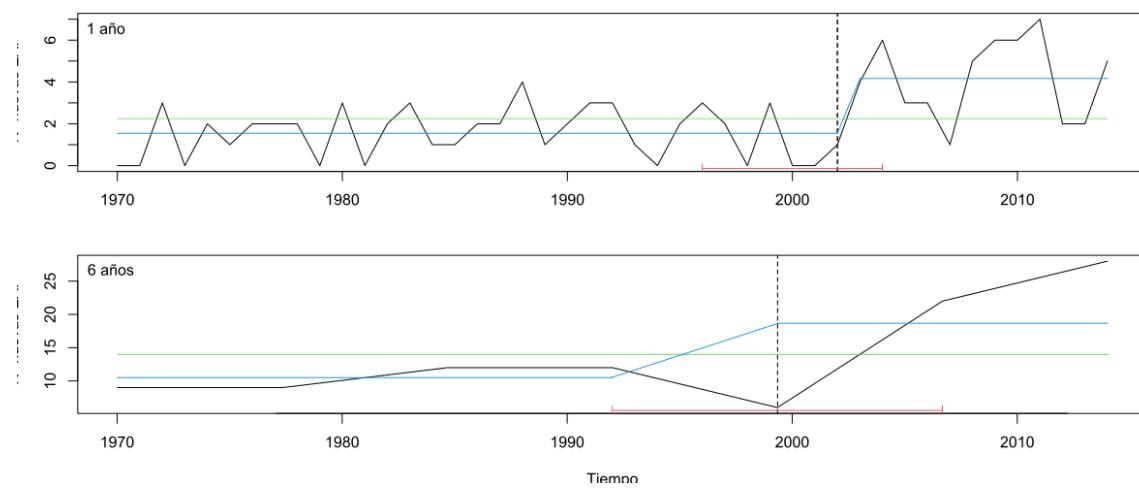


Figura 6. Serie de tiempo de nuevas introducciones de especies alóctonas entre los años 1970 y 2015, por año (imagen superior) y en ciclos de 6 años (imagen inferior), en la subregión MWE. La línea de puntos vertical representa el punto de ruptura, que establece un cambio en la tasa de nuevas introducciones. La línea azul muestra las medias ajustadas para los dos períodos diferenciados. La línea verde representa la media ajustada para el modelo de hipótesis nula en el que no existe un cambio en la tendencia de introducción de especies alóctonas.

Metodología secundaria: comparación con el primer ciclo

Según la Decisión (UE) 2017/848, la evaluación del D2C1 se debe realizar con base en el número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por período de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial con arreglo al artículo 8, apartado 1, de la Directiva 2008/56/CE. Por otro lado, en la Guía del artículo 8 de la DMEM se propone un enfoque metodológico para el establecimiento del valor umbral del D2C1, consistente en aplicar un porcentaje de reducción de las nuevas introducciones ocurridas en períodos de evaluación previos (Tsiamis et al., 2021).

Por ello, como enfoque metodológico alternativo, se comparó la lista de nuevas especies introducidas en el período 2006-2011, con los datos del actual período de evaluación 2016-2021. Para realizar este análisis, se actualizó la lista base para los años 2006-2011 (Tabla 6) indicando las diferencias detectadas con la publicada por los Estados miembros de la UE hasta el año 2012 (Tsiamis et al., 2019).

El número de nuevas introducciones en MWE fue de 22 especies para el período 2006-2011, frente a 16 especies introducidas en el actual período de evaluación, por lo que se aprecia una disminución del 27 % de nuevas introducciones entre períodos. Sin embargo, esta metodología sólo puede ser tenida en cuenta a nivel descriptivo, no para sacar conclusiones de la tasa de introducción, ya que no se realiza un análisis para contextualizar los períodos de referencia.

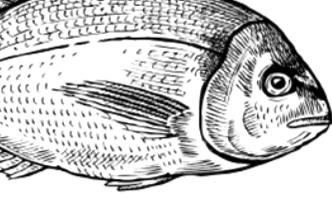


Tabla 6. Lista actualizada de EAI introducidas en el periodo 2006-2011. El asterisco (*) indica las especies incluidas en la primera lista base consensuada con los Estados miembros europeos, publicada en Tsiamis et al. (2019).

Especie	Filo	Año de primera observación	Vía de introducción
<i>Abudefduf saxatilis</i>	Chordata	2009	Transporte- Polizón
<i>Anadara transversa</i>	Mollusca	2009	Transporte- Polizón
<i>Botryocladia madagascariensis</i>	Rhodophyta	2007	Transporte- Polizón
<i>Branchiomma boholense</i>	Annelida	2006	Transporte- Polizón
<i>Cerithium scabridum</i>	Mollusca	2010	Transporte- Polizón
<i>Clavelina oblonga</i>	Chordata	2011	Transporte- Polizón
<i>Fauveliopsis glabra*</i>	Annelida	2007	Transporte- Polizón
<i>Godiva quadricolor</i>	Mollusca	2006	Transporte- Polizón
<i>Gratelouphia subpectinata</i>	Rhodophyta	2010	Transporte- Polizón
<i>Halimeda incrassata*</i>	Chlorophyta	2011	Transporte- Polizón
<i>Haloa japonica(</i>	Mollusca	2011	Transporte- Polizón
<i>Hypnea valentiae</i>	Rhodophyta	2011	Transporte- Polizón
<i>Marginella glabella*</i>	Mollusca	2009	Liberación Naturaleza
<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Arthropoda	2009	Transporte- Polizón
<i>Paracaprella pusilla *</i>	Arthropoda	2011	Transporte- Polizón
<i>Paranthura japonica</i>	Arthropoda	2011	Transporte- Polizón
<i>Phyllorhiza punctata</i>	Cnidaria	2010	Transporte- Polizón
<i>Stenothoe georgiana *</i>	Arthropoda	2010	Transporte- Polizón
<i>Timarete caribous</i>	Annelida	2006	Transporte- Polizón
<i>Ulva australis</i>	Chlorophyta	2009	Transporte- Polizón
<i>Xenostrobus securis</i>	Mollusca	2007	Transporte- Polizón
<i>Zebrasoma flavescens*</i>	Chordata	2008	Transporte- Polizón



Consideraciones y limitaciones metodológicas

Para el criterio D2C1, el indicador EAI-Tasa, sobre el número de nuevas introducciones es simple y robusto. La lista base de especies EAI ha sido revisada, mediante comprobaciones por expertos, para garantizar su fiabilidad, confirmando la especie propiamente (nombre aceptado y sinónimos), la primera cita y localizaciones posteriores y el vector más probable de introducción.

Además, periódicamente se realizan actualizaciones de las bases de datos que incluyen revisiones de las identificaciones a luz de nuevas revisiones taxonómicas y al empleo de nuevas herramientas de identificación moleculares y genéticas.

Sin embargo, hay que tener en cuenta que, por otra parte, el déficit de programas de seguimiento de EAI en áreas de alto riesgo de introducción (como puertos, marinas e instalaciones de acuicultura), junto a la disponibilidad limitada y dificultad de acceso a datos sobre EAI de diversos tipos de seguimiento, requiere continuar insistiendo en el desarrollo y la implementación de un proceso de adquisición de datos coordinado y armonizado. Cualquier monitoreo de este tipo deberá integrarse con los requisitos de la DMEM, del Reglamento de la UE sobre Especies Exóticas Invasoras, y del Convenio sobre Gestión del Agua de Lastre de la Organización Internacional Marítima (IMO, por sus siglas en inglés).

También hay que considerar que el momento de la detección de una especie no siempre coincide con su introducción efectiva. En ocasiones, la especie pasa desapercibida y su introducción real tuvo lugar antes del momento de su detección.

Por otro lado, los valores y las tendencias observadas, se han de tomar cautelarmente y hacer una correcta contextualización. Un descenso del esfuerzo en los programas de seguimiento de especies alóctonas podría dar lugar a un menor número de nuevas detecciones publicadas, de la misma manera que un aumento en el esfuerzo de muestreo podría resultar en un mayor número de detecciones de nuevas introducciones. Esto queda especialmente reflejado cuando se aplica la metodología alternativa propuesta en el presente documento, según la cual se produce una disminución del 27 % de nuevas introducciones en el periodo evaluado (2016-2021) respecto al periodo inicial de evaluación (2006-2011), en la subregión MWE. Esto reflejaría una tendencia de mejora, pero no tendría en cuenta la contextualización de los vectores de introducción, por lo que no coincide con los resultados de la metodología usada para la presente evaluación, en la que se calcula un valor umbral teniendo en cuenta estos factores.

La evaluación arroja valores de introducción de especies alóctonas por encima del valor umbral, lo que evidencia que las medidas para reducir la introducción y expansión de especies EAI no han tenido el efecto deseado, por lo que se debe continuar el esfuerzo de muestreo en las siguientes evaluaciones con el objetivo de continuar valorando la tendencia.

Por otra parte, hay que tener en cuenta la posible ocurrencia de situaciones excepcionales como la pandemia de COVID-19, que disminuyó la actividad comercial del tráfico marítimo durante meses, y del mismo modo la actividad científica de programas de seguimiento de biodiversidad; o eventos como el que tuvo lugar en marzo del 2021 del varamiento del buque de transporte de contenedores de mercancías "EVER GIVEN" en el Canal de Suez, que detuvo el transporte marítimo durante semanas, causando el desvío de barcos a otras zonas fuera de las rutas habituales. Ambos eventos pudieron causar una reducción efectiva de las introducciones de EAI o condicionar la fecha de detección de nuevas introducciones.

Por el momento no es posible establecer una medida para el esfuerzo de muestreo que dé cuenta de nuevas introducciones de manera estandarizada. Aunque se han propuesto algunos métodos para valorar el esfuerzo de muestreo (por ejemplo, número de publicaciones por año, tasa de nuevas introducciones por área, etc.), no se consideran factibles para toda la serie histórica de introducciones y presentan incongruencias (publicaciones que dan cuenta de varias introducciones, años con un número de publicaciones muy bajo en relación al número de nuevas introducciones registradas, falta de información de programas de seguimiento en los primeros años de la serie, etc.); por lo que, no

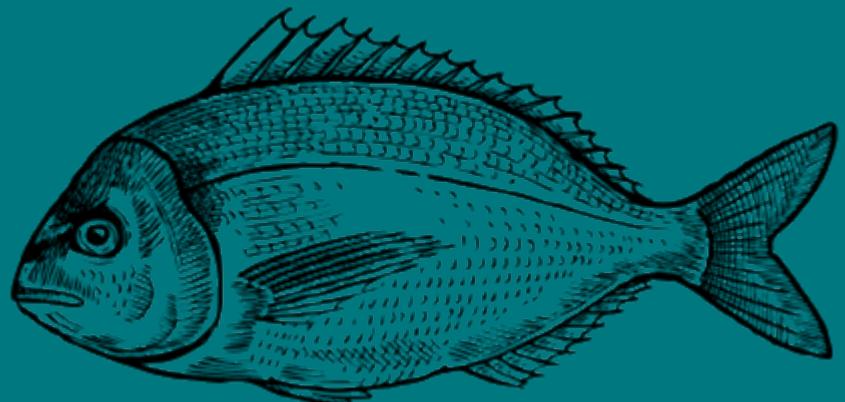


disponiendo de una valoración del esfuerzo de muestreo se debe continuar analizando la tendencia en las siguientes evaluaciones con el fin de validarla. En conclusión, esta tendencia puede reflejar diferencias en las tasas de introducción, pero también variabilidad en la intensidad del seguimiento.

Evaluación a nivel regional/subregional

Un estudio reciente de los inventarios nacionales de especies alóctonas a nivel subregional para todo el mar Mediterráneo hasta el año 2020, contabilizó un total de 1.006 especies alóctonas en la región. Específicamente, en la subregión del Mediterráneo occidental se registraron 337 especies (Galanidi et al., 2023).

Posteriormente se realizó una evaluación aplicando el análisis de series de tiempo y puntos de ruptura (Tsiamis 2012, 2022) a nivel subregional, incluyendo la información del resto de Estados miembros de la subregión (Francia e Italia). Comparando los dos análisis, la evaluación nacional se ha basado exclusivamente en las especies introducidas por vectores manejables, mientras que la subregional incluye en los análisis las especies introducidas por vectores no manejables (desconocido o no ayudado). Analizando los porcentajes de vectores no manejables, éstos representan el 7,45 % a nivel nacional, mientras que son el 35 % a nivel subregional. A nivel nacional se establece una valor umbral exploratorio, que se corresponde con una reducción del 50 % de las nuevas introducciones con respecto al periodo de referencia, mientras que a nivel subregional se utiliza el porcentaje de especies introducidas por vectores manejables en el período de referencia como valor umbral mínimo de reducción de nuevas introducciones en el periodo de evaluación. Aplicando este porcentaje en la subregión MWE, el valor umbral sería de 2,70 especies/año para el presente periodo de evaluación.



**EVALUACIÓN A NIVEL DE SUBREGIÓN
DEL CRITERIO D2C2:
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS
ESPECIES ALÓCTONAS ESTABLECIDAS**



5. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C2: distribución espacial de las especies alóctonas establecidas

Consecución del BEA

No aplica.

Tal como establece la Decisión 2017/848, el criterio D2C2 se expresará en términos de abundancia y/o distribución por especie evaluada y contribuirá a la evaluación del criterio D2C3 (efectos adversos de las especies alóctonas), por lo que no se requiere en este caso el establecimiento de un valor umbral con el que determinar si se cumple o no se cumple el BEA.

Resultados de la evaluación del tercer ciclo

En los análisis del D2C2 para la subregión MWE, se reportan un total de **220 especies** (Tabla 7). De estas 220 especies, 179 se habían reportado en el ciclo anterior y 41 se reportan por primera vez en este ciclo. La inclusión de especies que no fueron reportadas en el ciclo anterior, pero cuya presencia data de antes del presente ciclo de evaluación, se debe principalmente a desfases temporales que ocurren en muchos casos en los procesos entre el estudio y la publicación, o entre la publicación, el hallazgo de esta y la actualización de la base de datos. También la mejora de la base de datos en sí misma, y la incorporación de nuevas fuentes y metodologías para la recopilación de datos, influye notablemente en la información disponible.

En cuanto a los resultados de las tendencias para el D2C2, aproximadamente el **3 % de las especies mostraron una tendencia de “mejorando”**, un **5 % se muestran “estable”** y casi un **8 % “en deterioro”**. **Casi un 43 % son “desconocido”**, por lo que indica que o bien no se dispone suficientes datos de la distribución de la especie, o que la especie tiene una distribución muy localizada, pero sin estudios más detallados de su zona de distribución no se puede valorar su tendencia. Es importante aclarar que, en el contexto del D2C2, y dado que nos referimos a especies que producen un impacto negativo en las especies y en los hábitats, el término “mejorando” se traduce en un descenso de la presencia de estas especies, mientras que “en deterioro” refiere a un aumento.

Aproximadamente el 40 % de las especies tienen una valoración de “no relevante”. Estos casos “no relevante”, pertenecen a especies que se reportaron en el ciclo anterior cuyo estatus y/o éxito de establecimiento no cumplen los criterios para ser analizados en el D2C2. Atendiendo únicamente a las especies reportadas en el ciclo anterior, las especies con la categoría de “no relevante” son aproximadamente el 49 %.

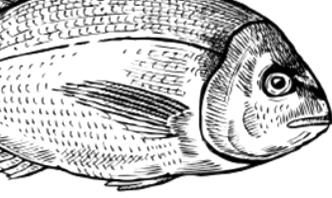
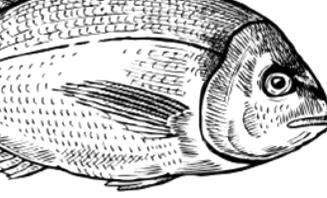
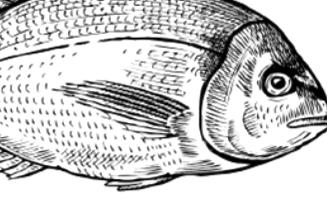


Tabla 7. Listado de especies alóctonas establecidas y/o reportadas en la evaluación anterior para la subregión MWE. Se indica con un asterisco (*) las especies reportadas en la evaluación del 2º ciclo. El valor obtenido corresponde al número de localidades con registros en el periodo evaluado.

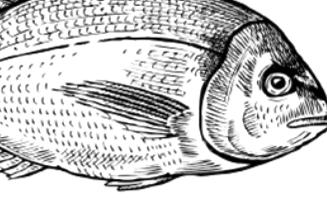
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Abudefduf saxatilis</i> *	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Abudefduf vaigiensis</i> *	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Acantharctus posteli</i> *	En expansión	Casual		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Acanthurus monroviae</i> *	En expansión	Casual		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Acrothamnion preissii</i> *	Alóctona	Invasora	Escape	Distribución espacial	Adimensional	34	En deterioro	
<i>Agardhiella subulata</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Alexandrium taylorii</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Amathia verticillata</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	4	En deterioro	
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	En deterioro	
<i>Anadara transversa</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Anguillicoloides crassus</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Anguillicoloides crassus</i>



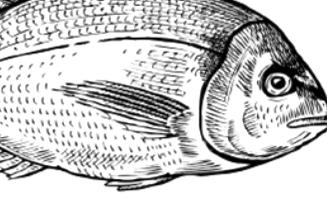
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Anotrichium furcellatum*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Antithamnion amphigeneum*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Antithamnionella boergesenii*</i>	Criptogénica	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Antithamnionella elegans*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Antithamnionella spirographidis*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Aplidium accarens*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Aplus assimilis</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	5	En deterioro	
<i>Arcuatula senhousia</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Artemia monica</i>	Alóctona	Invasora	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ascidia aspersa</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ascidia scabra*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	51	Estable	
<i>Asparagopsis armata*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	44	Estable	



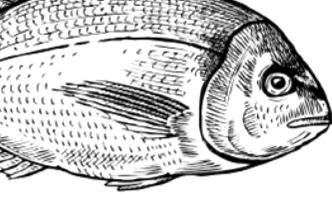
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Asparagopsis taxiformis*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	84	Estable	
<i>Aurelia coerulea</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Biuve fulvipunctata*</i>	Alóctona	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Bivetiella cancellata*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Bonnemaisonia hamifera*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Bostrycapulus odites</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Botrylloides leachii*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	22	En deterioro	
<i>Botryllus gaiae</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Botryllus schlosseri*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	56	En deterioro	
<i>Botryocladia wrightii*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Brachidontes pharaonis</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Branchiomma boholense</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



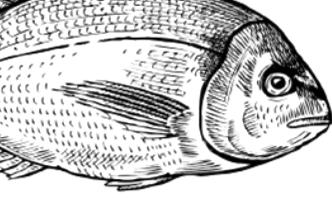
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Branchiomma luctuosum*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	4	En deterioro	
<i>Bugula neritina*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Bursatella leachii*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	6	Estable	
<i>Calappa pelii*</i>	Expansión criptogénica	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Callinectes sapidus*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	145	En deterioro	
<i>Calma gobioophaga*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Caprella scaura*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	Mejorando	
<i>Carradoriella elongata*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Caulerpa cylindracea*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	179	En deterioro	
<i>Caulerpa taxifolia*</i>	Alóctona	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Cephalothrix simula*</i>	Criptogénica	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Cerithium scabridum</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



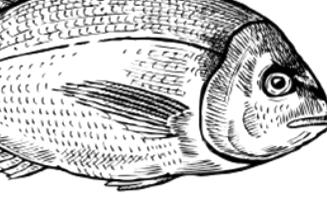
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Charybdis (Charybdis) feriata*</i>	Alóctona	Casual	Escape	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Chondria coerulescens*</i>	Criptogénica	Cuestionable	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Chondria dasypylla*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Ciona intestinalis*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Ciona robusta</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	26	En deterioro	
<i>Clavelina oblonga*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Clytia brevithecata*</i>	Alóctona	Invasora		Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Clytia hummeli</i>
<i>Clytia linearis*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Codium fragile*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	31	Estable	
<i>Colaconema codicola*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Colpomenia peregrina*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



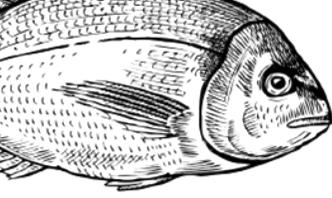
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Colpomenia sinuosa</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Corbicula fluminea</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Corynophlaea cystophorae</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Cryptosoma cristatum</i> *	Expansión criptogénica	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Cymbula safiana</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Cystodytes philippinensis</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Dagetichthys lusitanicus</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Desmarestia viridis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Dicologlossa hexophthalma</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Dictyota cyanoloma</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	6	Mejorando	
<i>Dictyota pinnatifida</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Didemnum vexillum</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



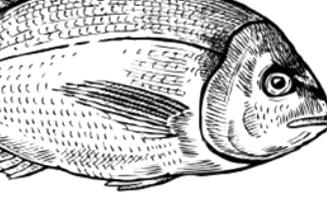
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Diplodus bellottii</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Diplodus cervinus</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Diplosoma listerianum</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Distaplia bermudensis</i> *	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Dreissena polymorpha</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Dyspanopeus sayi</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ecteinascidia turbinata</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Epinephelus aeneus</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Ericthonius brasiliensis</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Eriocheir sinensis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Eucheilota paradoxica</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Eudendrium carneum</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



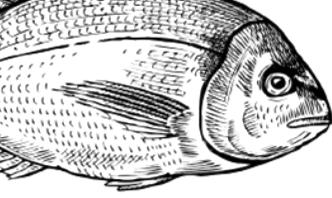
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Euthymonacha polita</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ficopomatus enigmaticus*</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	4	En deterioro	
<i>Filellum serratum*</i> *	Criptogénica	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Fistularia commersonii*</i> *	Alóctona	Casual	Sin ayuda	Distribución espacial	Adimensional	7	Estable	
<i>Fistularia petimba*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Fucus spiralis*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Fulvia fragilis*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Fundulus heteroclitus*</i> *	Alóctona	Invasora	Liberación	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Fundulus heteroclitus heteroclitus</i>
<i>Ganonema farinosum*</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Godiva quadricolor</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Goniotrichopsis sublittoralis*</i>	Alóctona	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Grateloupia filicina*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Gratelouphia turuturu*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Griffithsia corallinoides*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Gymnodinium catenatum*</i>	Criptogénica			Distribución espacial	Adimensional	7	Estable	
<i>Halimeda incrassata*</i>	Alóctona	Invasora	Escape	Distribución espacial	Adimensional	19	En deterioro	
<i>Haliscera bigelowi*</i>	Debatible	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Haplosporidium pinnae</i>	Criptogénica	Establecida	Sin ayuda	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Hermodice carunculata*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Hesionura serrata*</i>	Debatible	Cuestionable	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Heterotentacula mirabilis*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Hydroides dianthus*</i>	Criptogénica	Cuestionable	Sin ayuda	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Hydroides dirampha*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	En deterioro	
<i>Hydroides elegans*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	4	En deterioro	



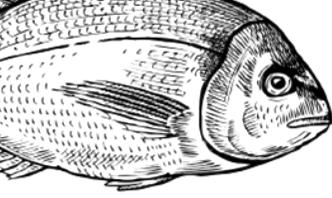
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Hypnea musciformis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Hypnea spinella</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Hypnea valentiae</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Hyphorhamphus picarti</i> *	En expansión	Casual		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Jassa marmorata</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	En deterioro	
<i>Jassa slatteryi</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Karenia brevis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Karenia mikimotoi</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Kirkegaardia dorsobranchialis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Laticorophium baconi</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	9	Mejorando	
<i>Laurencia chondrioides</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Leiochrides australis</i> *	Debatible	Cuestionable	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



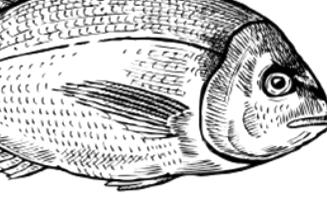
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Lomentaria hakodatensis*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Lophocladia trichoclados*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	60	En deterioro	
<i>Lophurella stichidiosa</i>	Alóctona	Establecida		Distribución espacial	Adimensional	3	Estable	Reportada como <i>Aphanocladia stichidiosa</i>
<i>Lumbrineris perkinsi</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Lysidice collaris*</i>	Alóctona	Establecida	Sin ayuda	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Magallana gigas*</i>	Alóctona	Establecida	Escape	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Marginella glabella*</i>	Alóctona	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Marteilia refringens*</i>	Alóctona	Casual	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Mastocarpus stellatus*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Mediomastus capensis*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Melanothamnus harveyi*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



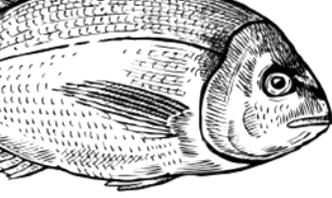
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Merhippolyte ancistrotia*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Metasychis gotoi*</i>	Criptogénica	Cuestionable	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Microcosmus squamiger*</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	10	Estable	
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	En deterioro	
<i>Monocorophium sextonae</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Necora puber*</i>	Expansión criptogénica	Establecida	Escape	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Neomysis integer*</i>	Alóctona	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Neopseudocapitella brasiliensis*</i>	Debatible	Cuestionable	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Neopyropia koreana</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Neverita josephinia*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Novafabricia infratorquata*</i>	Alóctona	Casual	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



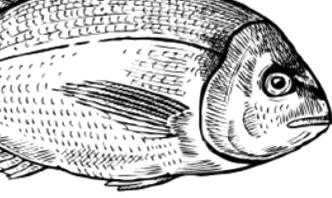
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Oculina patagonica</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	56	Estable	
<i>Oithona similis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Pagurus mbizi</i> *	En expansión	Establecida		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Palaemon macrodactylus</i> *	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Palisada maris-rubri</i> *	Criptogénica	Desconocido		Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Parablennius pilicornis</i> *	En expansión	Establecida		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Paracaprella pusilla</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Paracartia grani grani</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Paracartia grani</i>
<i>Paracerceis sculpta</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Paradella dianae</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Paraleucilla magna</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	10	Estable	



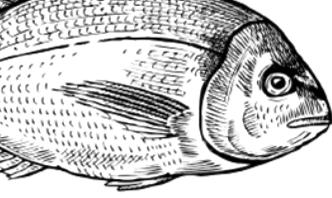
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Paranthura japonica</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Pennaria disticha</i>	Expansión criptogénica	Establecida		Distribución espacial	Adimensional	20	Estable	
<i>Percnon gibbesi*</i>	Expansión criptogénica	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	132	En deterioro	
<i>Perinereis linea*</i>	Alóctona	Establecida	Liberación	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Perkinsus chesapeakei</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Perkinsus olseni**</i>	Criptogénica	Invasora	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Peyssonnelia atropurpurea*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Photobacterium damsela*</i>	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Phrix spatulata*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Apoglossum gregarium</i> en ciclos anteriores.
<i>Phycocalidia suborbiculata*</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Pyropia suborbiculata</i>



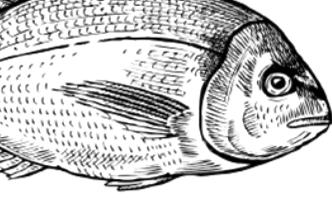
Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Phyllorhiza punctata</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	3	Mejorando	
<i>Pista unibranchia</i> *	Alóctona	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Plocamium secundatum</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Polyandrocarpa zorritensis</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Polycerella emertoni</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Polydora colonia</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Polydora cornuta</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Polymixia nobilis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Polysiphonia atlantica</i> *	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Pomadasys incisus</i> *	En expansión	Casual		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Procambarus clarkii</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Processa macrodactyla</i> *	Expansión criptogénica	Casual	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Protoceratium reticulatum</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Protoreaster nodosus</i> *	Alóctona	Casual	Desconocido	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Psenes pellucidus</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Pseudo-nitzschia australis</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional	3	Mejorando	
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Pseudupeneus prayensis</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Pteriacartia josephinae</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Pylaiella littoralis</i> *	Criptogénica	Desconocido	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ruditapes philippinarum</i> *	Alóctona	Establecida	Escape	Distribución espacial	Adimensional	5	En deterioro	
<i>Rugulopteryx okamurae</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	40	En deterioro	
<i>Saccharina japonica</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Sarconema filiforme</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Sargassum muticum</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Schedophilus medusophagus</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Schedophilus ovalis</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Scorpaena maderensis</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Scorpaena stephanica</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Sigambra parva</i> *	Debatible	Cuestionable	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Sinum bifasciatum</i> *	En expansión	Establecida		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Siphonaria pectinata</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Skeletonema tropicum</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Solea senegalensis</i> *	En expansión			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Solieria filiformis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Sphaeroma walkeri</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Sphoeroides pachygaster</i> *	Migradora			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Spongoclonium caribaeum</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Stenothoe georgiana</i> *	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	6	Estable	
<i>Steromphala albida</i>	Alóctona	Establecida	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	Reportada como <i>Gibbula albida</i>
<i>Styela plicata</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Synedropsis roundii</i>	Criptogénica	Establecida	Desconocido	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Syngnathus rostellatus</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Timarete caribous</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Tricleocarpa fragilis</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Tridentata marginata</i>	Alóctona	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Ulva australis</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Contaminante	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	



Especie	Estatus	Éxito de establecimiento	Vía de introducción	Parámetro	Unidad	Valor obtenido	Tendencia con respecto al 2º ciclo	Observaciones
<i>Ulva lactuca</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Vertebrata fucoides</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Watersipora subatra</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Watersipora subtorquata</i>	Criptogénica	Establecida	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Womersleyella setacea</i> *	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional	29	Estable	
<i>Xenostrobus securis</i>	Alóctona	Invasora	TS-Polizón	Distribución espacial	Adimensional		Desconocido	
<i>Zebrasoma flavescens</i> *	Alóctona	Casual	Liberación	Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Zenopsis conchifer</i> *	En expansión	Casual		Distribución espacial	Adimensional		No relevante	
<i>Zygochlamys patagonica</i> *	Excluida			Distribución espacial	Adimensional		No relevante	



Información sobre especies consideradas “invasoras”

A continuación, se aporta la información disponible sobre las especies de la Tabla 7 que presentan un éxito de establecimiento en la categoría de “invasora”. El seguimiento de estas especies resulta de especial interés por su destacada capacidad de afectar negativamente a los ecosistemas locales. Se aporta una breve descripción de su ecología y, en los casos en que se dispone de suficientes datos de localidades en el periodo de evaluación (≥ 3 localidades) para calcular la tendencia de distribución respecto al ciclo anterior, se muestra el mapa de su distribución en cada periodo comparado.

Acrothamnion preissii

Acrothamnion preissii

Alga rodófita originaria del Indo-Pacífico, perenne y presente en comunidades esciáfilas entre 5 y 70 m. Preocupa especialmente su presencia sobre el rizoma de *Posidonia oceanica*, donde crece masivamente, impide su correcto crecimiento y desplaza otras especies autóctonas epífitas. Sin riesgos para la salud humana.



Figura 7. Imágenes de *Acrothamnion preissii*. Izquierda: hábito tapizando fanerógamas marinas (Baleares, ©M.E. Cefalà, 2022); derecha: detalle del hábitat (Baleares, ©E. Ballesteros, 2022).

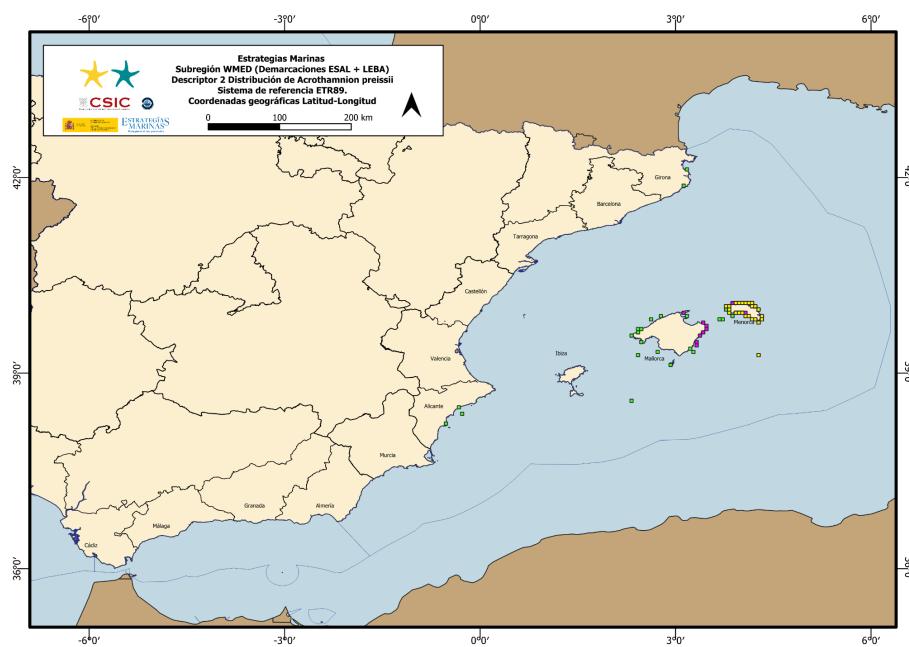


Figura 8. Localidades con registros de *Acrothamnion preissii* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Asparagopsis armata

Alga rodófita autóctona de Australia, anual y oportunista. Su gran rango de tolerancia de temperatura (entre 5 y 25 °C), versatilidad reproductiva (gametofítica y esporofítica) y el hecho de que produzca compuestos halogenados para evitar a los herbívoros la hacen una especie con alta capacidad de dispersión. Sin riesgos para la salud humana.



Figura 9. Imágenes de *Asparagopsis armata*. Izquierda: fase esporofítica (costa de Andalucía, ©J. de la Rosa, 2022). Derecha: fase gametofítica (Atlántico norte español, ©I. Bárbara, 2022).

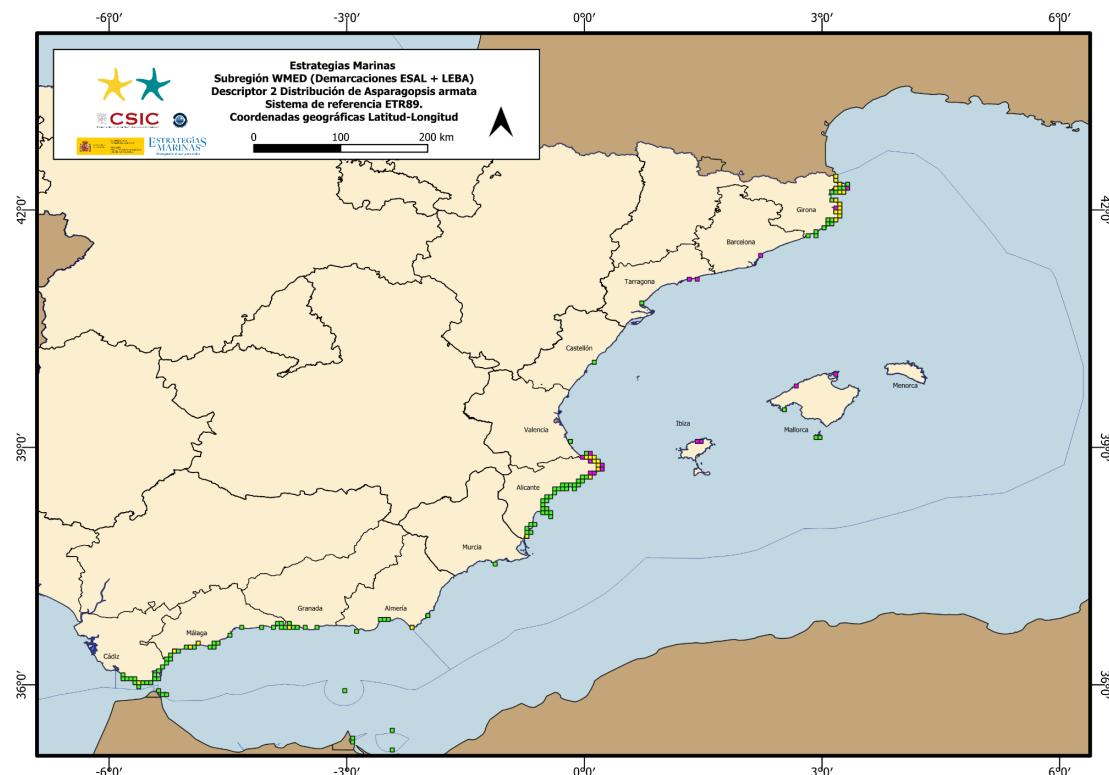


Figura 10. Localidades con registros de *Asparagopsis armata* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Asparagopsis taxiformis

Al igual que *A. armata*, se trata de un alga rodófita con alta capacidad dispersiva originaria del Indo-Pacífico. Desplaza la flora local e impacta en las comunidades de coralígeno, afectando actividades como la pesca y el buceo. Sin riesgos para la salud humana.



Figura 11. Imágenes de *Asparagopsis taxiformis*. Izquierda: hábitat del gametofito sobre fondo rocoso (costa de Almería, ©M. Calvo, 2022). Derecha: ejemplar epítito sobre fanerógamas marinas (costa de Andalucía, ©J. de la Rosa, 2022).

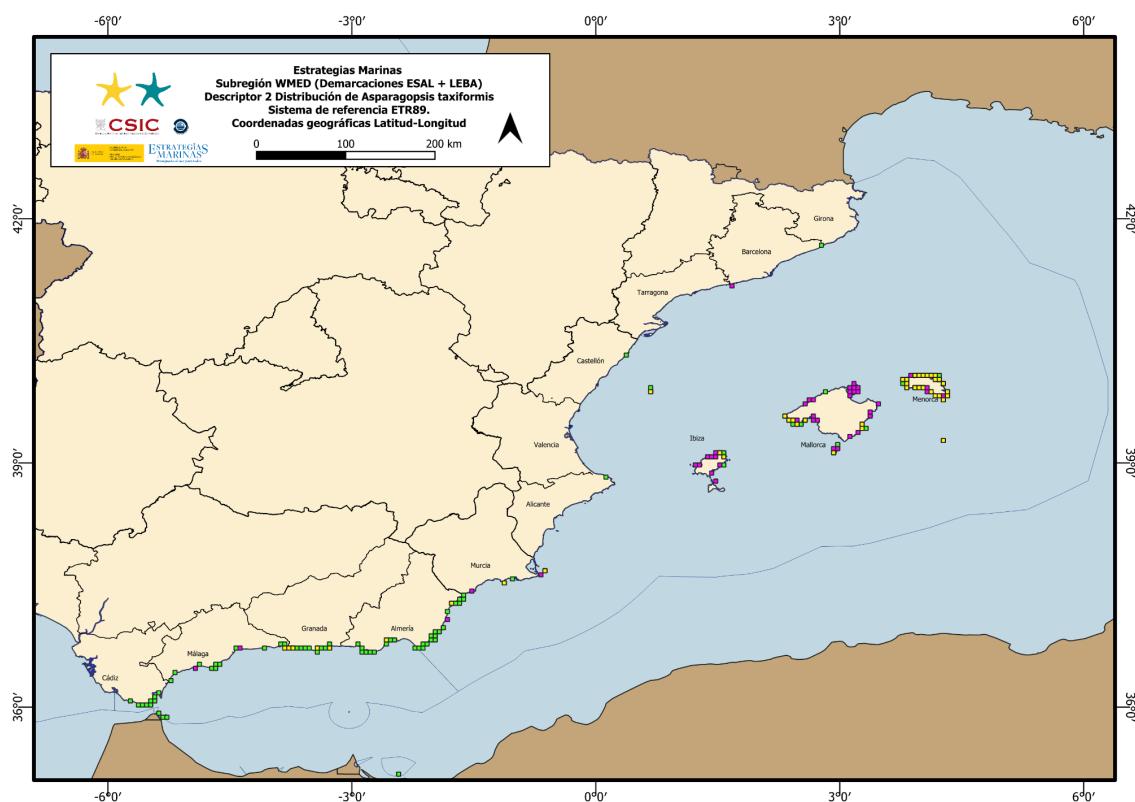


Figura 12. Localidades con registros de *Asparagopsis taxiformis* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Branchiomma luctuosum

Anélido poliqueto nativo del Indo-Pacífico, puede alcanzar los 12 cm de longitud y 1,2 cm de ancho, siendo de color marrón oscuro o verdoso. Es aplanado dorsalmente y convexo ventralmente. La corona branquial alcanza hasta unos 4,5 cm y presenta más de 40 pares de radiolos dispuestos de forma semicircular. Desplaza especies autóctonas y coloniza estructuras duras como embarcaderos o plataformas de baño. Sin riesgo para la salud humana, suele usarse como cebo de pesca recreativa.



Figura 13. Imagen de *Branchiomma luctuosum* (en Mare Piccolo, Italia; iNaturalist, ©Gianfrs, 2019).

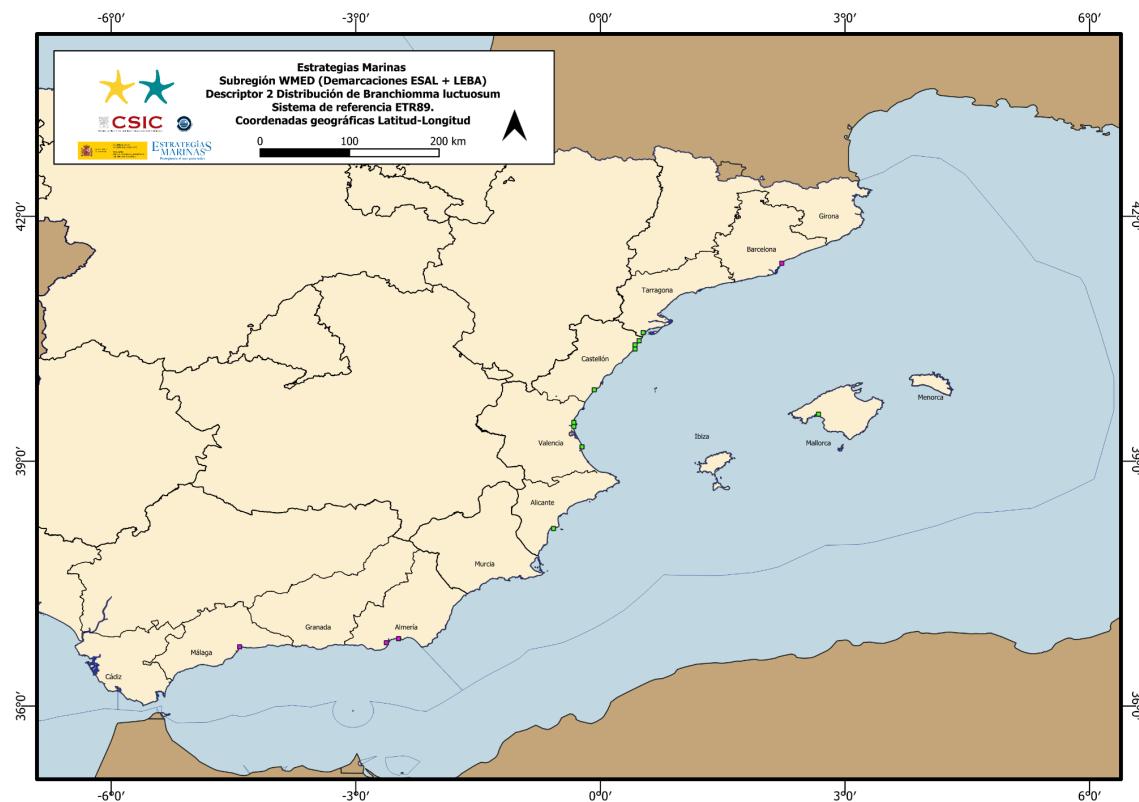


Figura 14. Localidades con registros de *Branchiomma luctuosum* hasta el 2015 (verde), y entre 2016 y 2021 (morado).



Bursatella leachii

Molusco gasterópodo proveniente del Indo-Pacífico, que vive en aguas poco profundas y de bajo hidrodinamismo. Se alimenta de algas cianofíceas mediante ramoneo. Tiene un alto poder reproductivo por lo que es capaz de desplazar a las especies autóctonas. Sin riesgo para la salud humana, se han logrado sintetizar compuestos anti-VIH a partir de esta especie, pero aún no se sabe la viabilidad de los mismos.



Figura 15. Imagen de *Bursatella leachii*. Ejemplar de 10 cm aproximadamente, entre algas del género *Caulerpa* (Mar Menor, Murcia, ©L. Murillo, 2022).

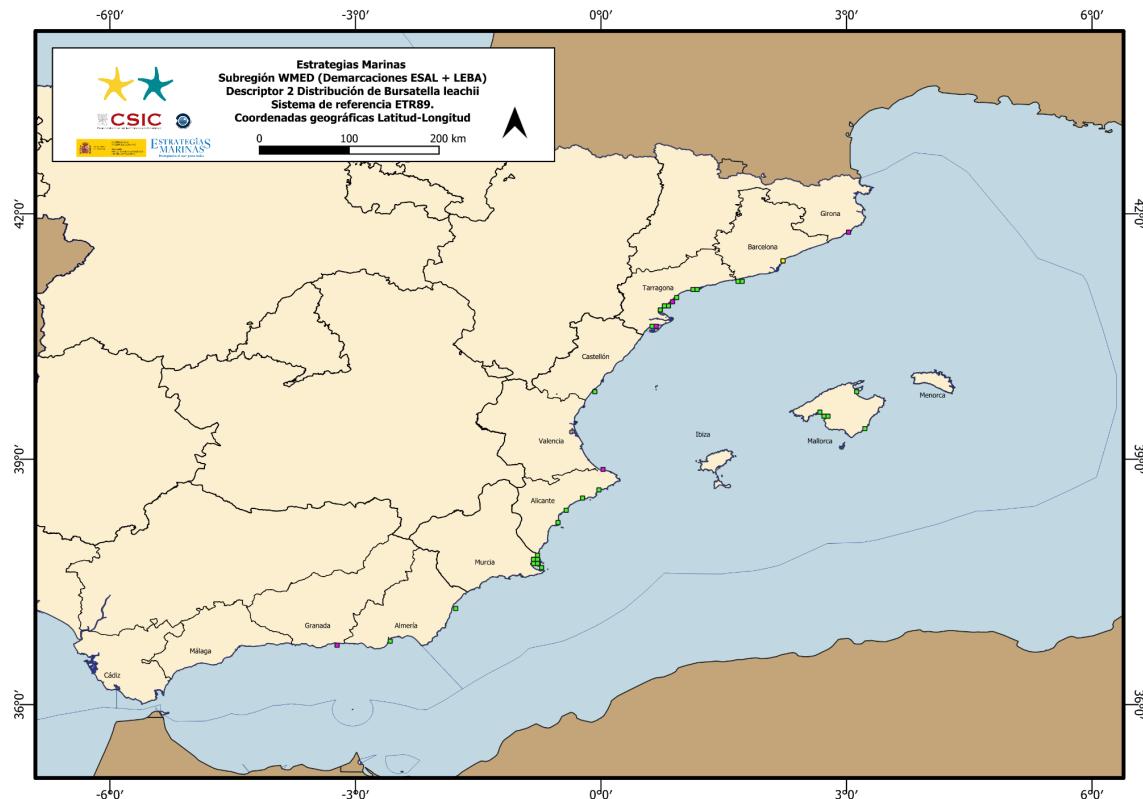


Figura 16. Localidades con registros de *Bursatella leachii* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Callinectes sapidus

Decápodo con origen en el Atlántico occidental y el golfo de México. Esta es una especie con un gran rango de tolerancia tanto de temperatura como de salinidad y una alta capacidad depredadora, por lo que es capaz de disminuir mucho las poblaciones autóctonas, tanto de otros crustáceos como de moluscos y peces. Es comestible, aunque se han reportado pérdidas económicas en flotas pesqueras, sobre todo artesanales, por roturas de redes.



Figura 17. Imagen de *Callinectes sapidus*. Ejemplar de macho adulto (Baleares, ©E. Ballesteros, 2022).

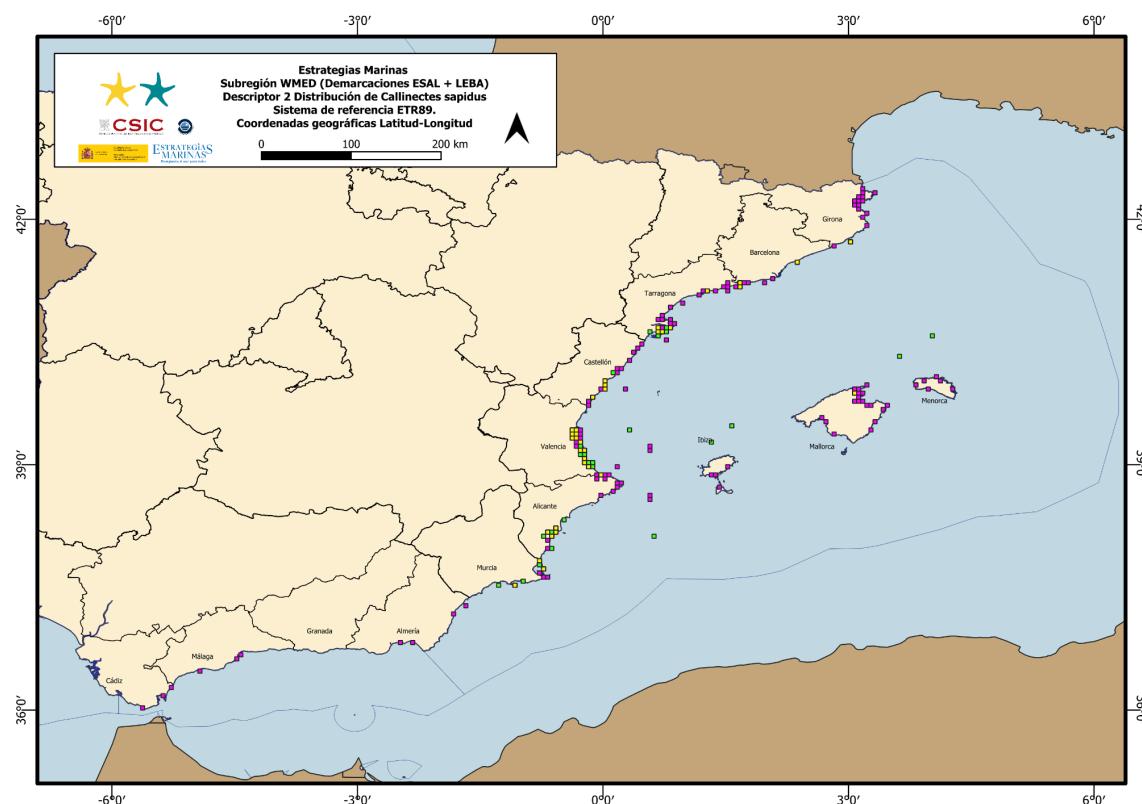


Figura 18. Localidades con registros de *Callinectes sapidus* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Caulerpa cylindracea

Alga clorofícea originaria de Australia, anual y pseudoperenne. Capaz de crear tapices de gran extensión afecta a la captación de oxígeno del sedimento, amenazando comunidades de fanerógamas y otras algas. A diferencia de otras especies de Caulerpa, no produce caulerpinas. Sin peligro para la salud humana.



Figura 19. Imágenes de *Caulerpa cylindracea*. Izquierda: estolones reptantes; derecha: ramas vesiculares de la especie detectada en el infralitoral (Baleares, ©E. Real, 2022).

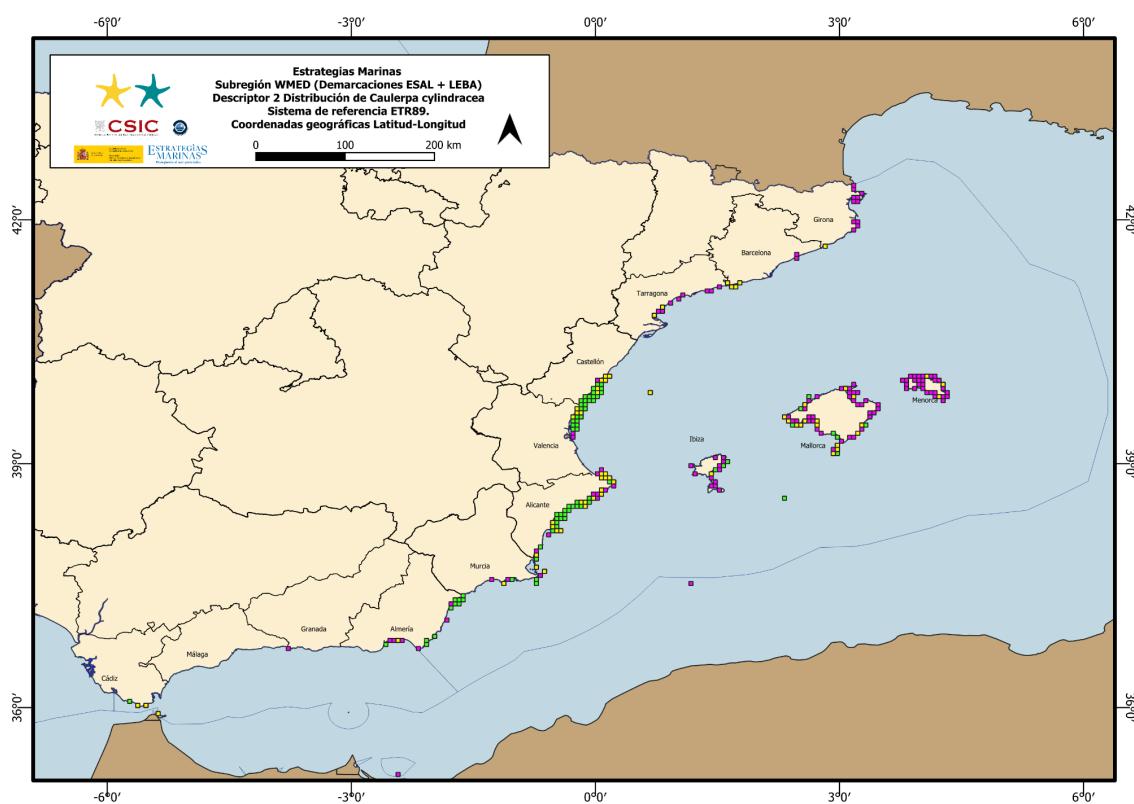


Figura 20. Localidades con registros de *Caulerpa cylindracea* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Codium fragile

Alga clorofíta que proviene del océano Pacífico, en las costas de Japón principalmente. Fronde ramificada dicotómicamente, hasta 25 cm, de textura aterciopelada y esponjosa, formada por muchos filamentos anastomosados, que en conjunto pueden tener un diámetro de hasta 1 cm. Forma praderas de gran extensión con episodios de mortalidad explosiva. Sin peligro para la salud humana, incluso comestible.

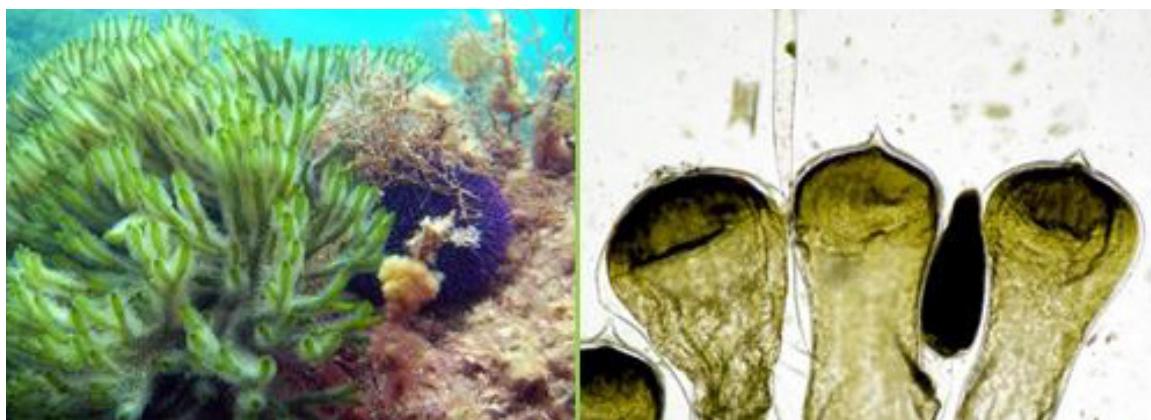


Figura 21. Imágenes de *Codium fragile*. Izquierda: hábitat de la especie, detectada en fondo rocoso; derecha: detalle de los utrículos con mucrón, observados al microscopio (Atlántico norte español, ©I. Bárbara, 2022).

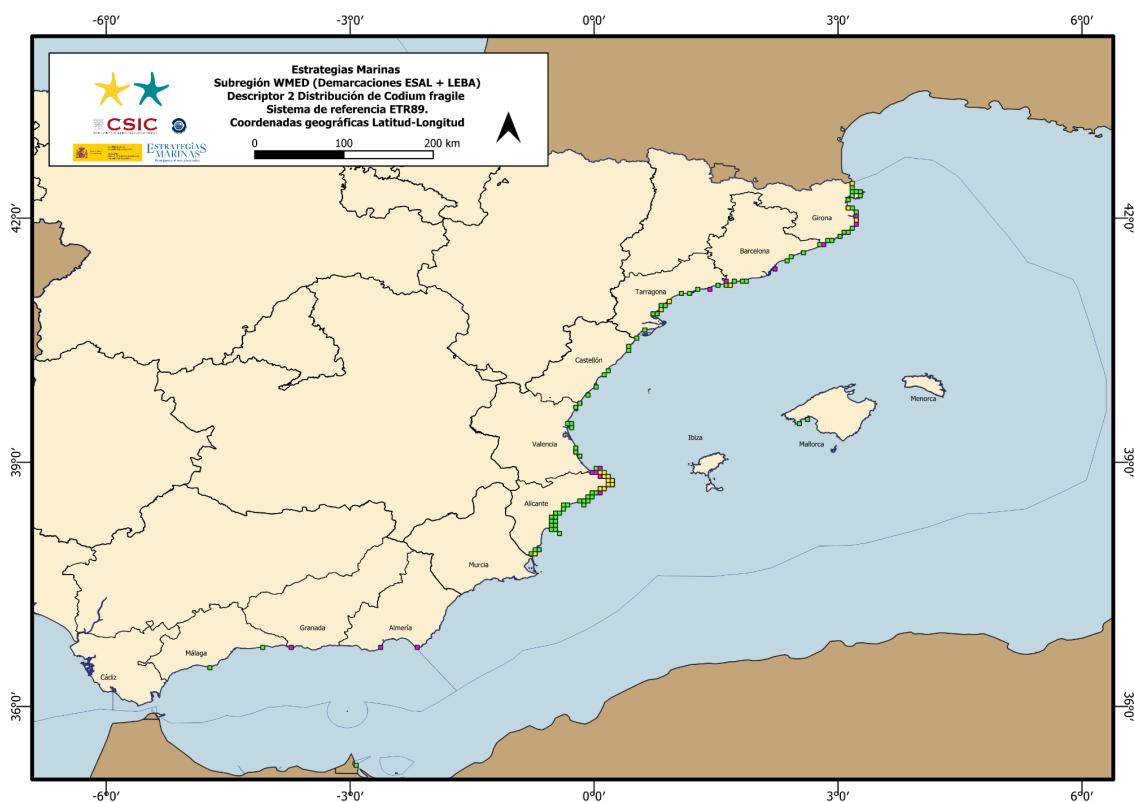


Figura 22. Localidades con registros de *Codium fragile* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Ficopomatus enigmaticus

Gusano serpulido con distribución nativa en el océano Pacífico. Especie de aguas cálidas, preferentemente de aguas salobres costeras y estuarios; frecuente en zonas portuarias y sobre sustratos duros. Por lo general se encuentra en zonas someras formando grandes colonias o arrecifes biogénicos que pueden causar el bloqueo de los efluentes térmicos y el ensuciamiento de estanques de acuicultura y de embarcaciones de recreo.



Figura 23. Imágenes de *Ficopomatus enigmaticus*. Izquierda: detalle de un individuo (©A. Carmona-Rodríguez, 2021); derecha: población detectada en el parque natural de las marismas del Ampurdán, Girona. (iNaturalist, ©E. Marqués, 2021).

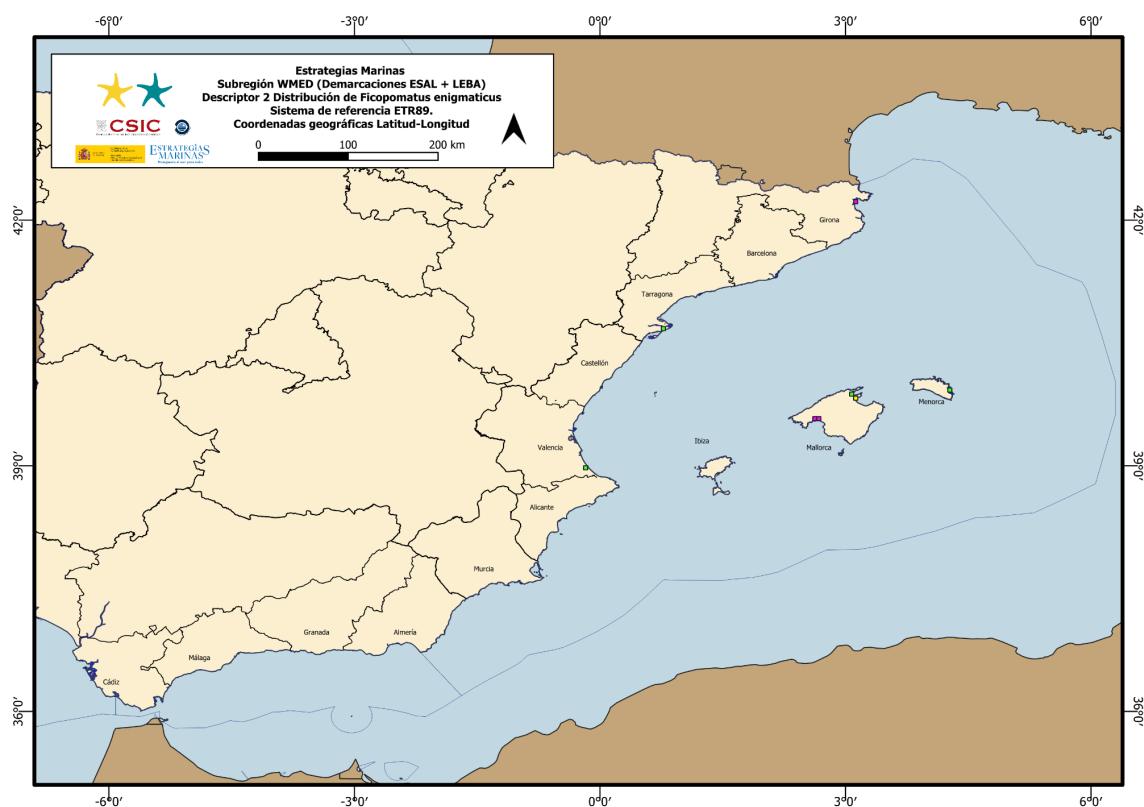


Figura 24. Localidades con registros de *Ficopomatus enigmaticus* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Halimeda incrassata

Clorófita autóctona del Atlántico tropical oeste, calcárea, capaz de modificar las condiciones de morfología del hábitat. Crece en hábitats someros principalmente (entre 1 y 5 m) y tiene la capacidad de sustituir y desplazar a las especies autóctonas. Preocupa especialmente la invasión sobre praderas de faverogamas como la *Cymodocea nodosa*. Sin peligro para la salud humana.

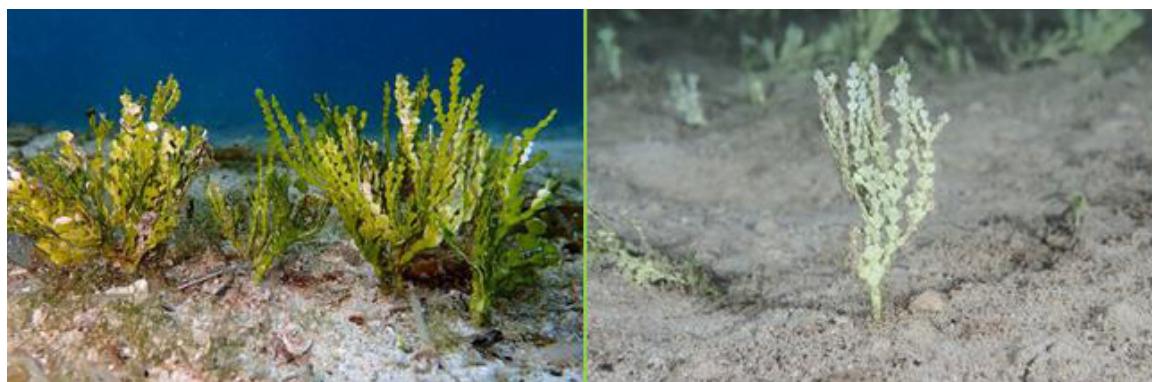


Figura 25. Imágenes de *Halimeda incrassata*. Izquierda: ejemplares detectados en la interfase roca-arena del fondo sedimentario (Baleares, ©E. Ballesteros, 2022); derecha: alga detectada en fondo sedimentario arenoso (Baleares, ©M. Gomila, 2022).

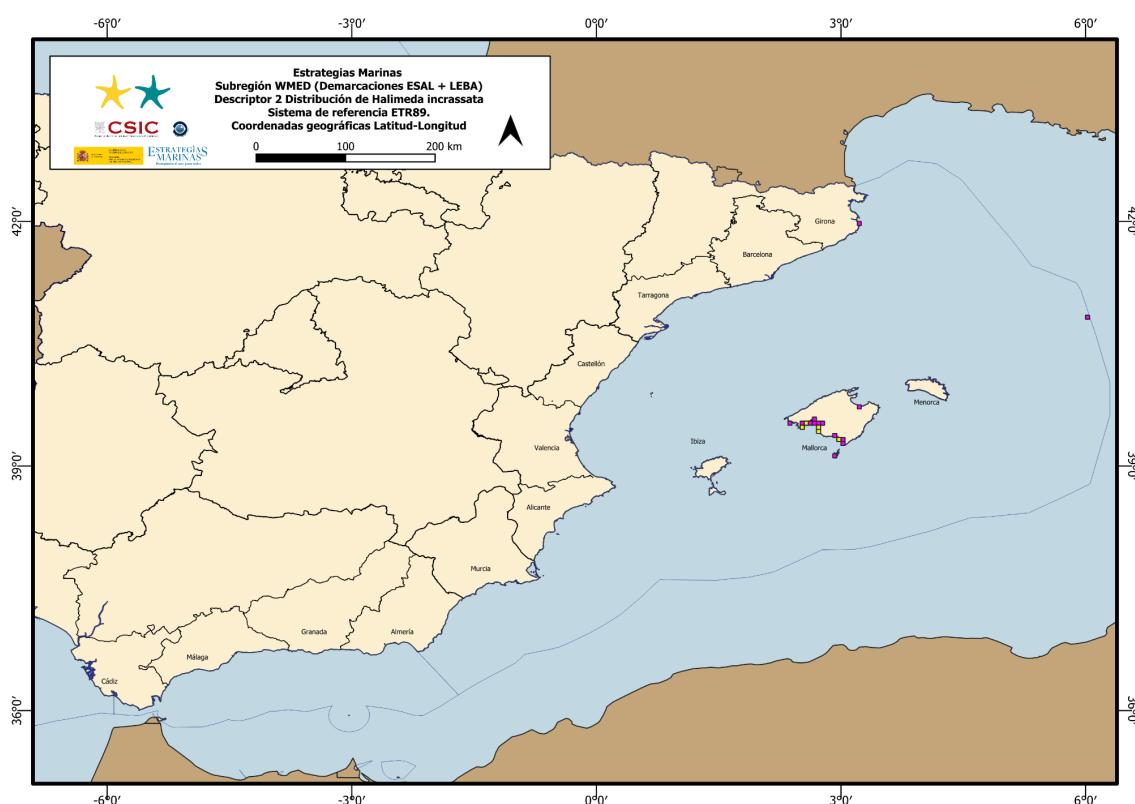


Figura 26. Localidades con registros de *Halimeda incrassata* entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Hydroides dirampha

Poliqueto serpúlido cuya distribución original se atribuye al Atlántico occidental tropical. Presenta similitud a simple vista con otras especies de la familia; sólo se puede diferenciar mediante una observación detallada de las características morfológicas de su opérculo. Puede formar agregaciones densas y se deposita en superficies duras como rocas, conchas, corales, flotadores y cascos de barcos. Los impactos reportados incluyen incrustaciones en jaulas, barcos y boyas de acuicultura.



Figura 27. Imagen de *Hydroides dirampha*, detalle del opérculo (Italia; iNaturalist, ©A. Bonifazi, 2022).

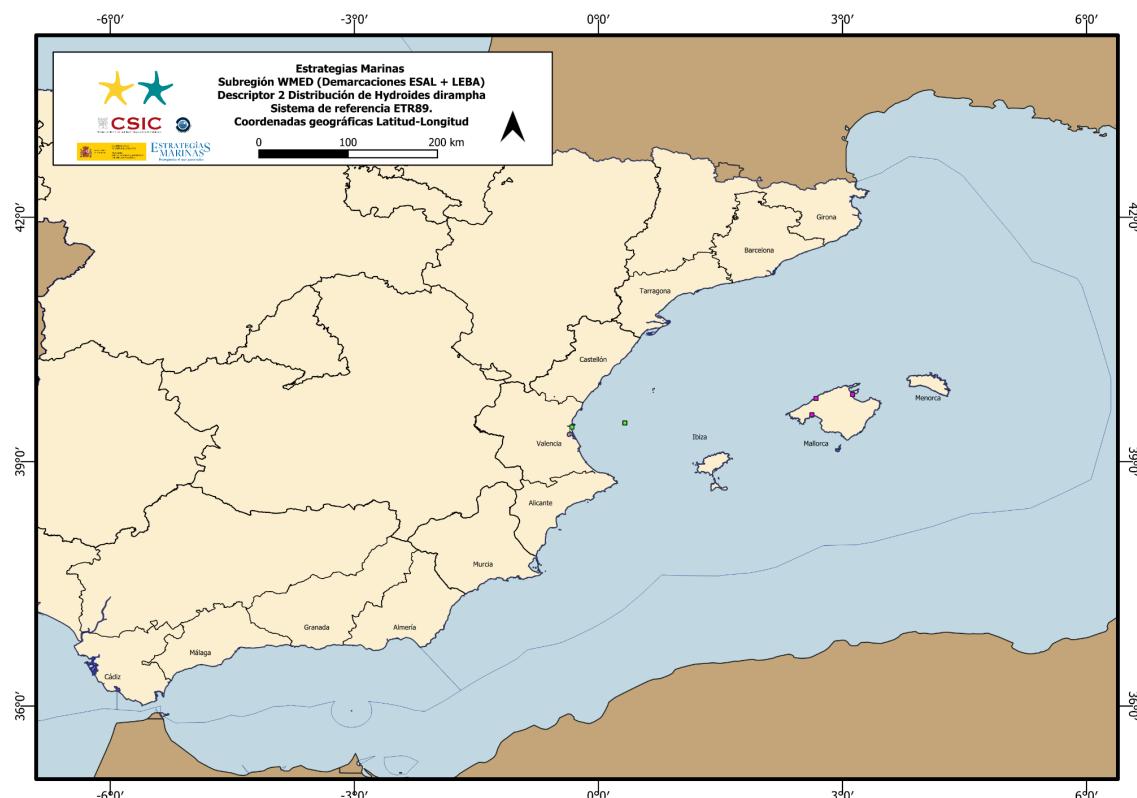


Figura 28. Localidades con registros de *Hydroides dirampha* hasta el 2015 (verde) y entre 2016 y 2021 (morado).



Hydroides elegans

Poliqueto serpulido con origen nativo en el océano Pacífico. Presenta similitud a simple vista con otras especies de la familia; sólo se puede diferenciar mediante una observación detallada de las características morfológicas de su opérculo. Habita en aguas someras de lagunas litorales de zonas tropicales y subtropicales, y es frecuente sobre todo tipo de estructuras artificiales en zonas portuarias y degradadas. Por su rápida y agresiva colonización del sustrato puede producir incrustaciones masivas de gran tamaño, que provocan daños en las embarcaciones y bloqueo en sistemas de transporte de agua.



Figura 29. Imágenes de *Hydroides elegans*. Izquierda: especímenes adultos con la corona branquial extendida (©B.T. Nedved, 2014); derecha: detalle del opérculo (Smithsonian Environmental Research Center, ©E. Keppel).

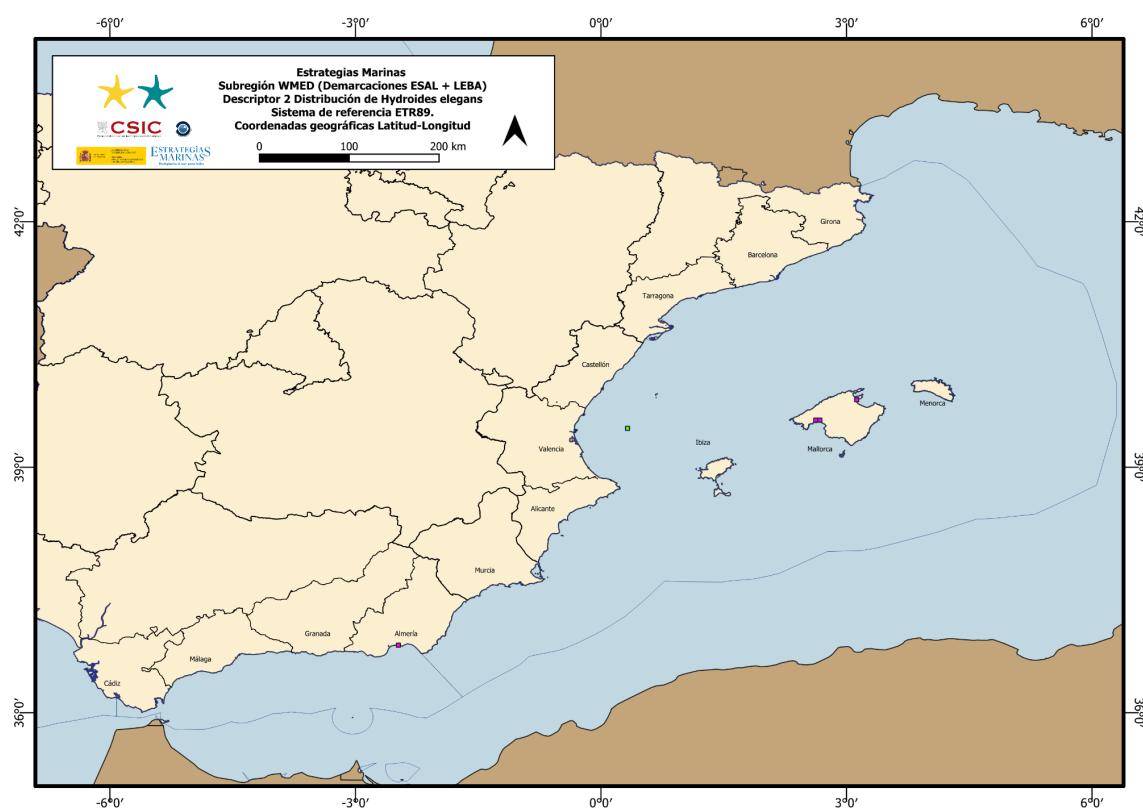


Figura 30. Localidades con registros de *Hydroides elegans* hasta el 2015 (verde) y entre 2016 y 2021 (morado).



Lophocladia trichoclados

Alga rodófita filamentosa de talo hasta 15 cm de alto, originaria del Indo-Pacífico. Se asienta en todo tipo de sustratos, aunque habitualmente es epífita de otras algas, fanerógamas e invertebrados. Experimenta explosiones de crecimiento y mortalidad muy estacionales, lo que puede causar episodios de eutrofización y desplazar a la flora autóctona. Sin peligro para la salud humana. Los registros históricos de esta especie en el Mediterráneo se atribuían a *Lophocladia lallemandii*; sin embargo, a partir de estudios moleculares recientes, se ha actualizado el taxón a *L. trichoclados* (Golo et al. 2023; Golo et al. 2024).



Figura 31. Imágenes de *Lophocladia trichoclados*. Izquierda: espécimen sobre fondo rocoso-coralígeno del infralitoral (Baleares, ©L. Png-Gonzalez, 2022); derecha: epífita sobre *Ericaria* sp. (©M.E. Cefalà, 2022).

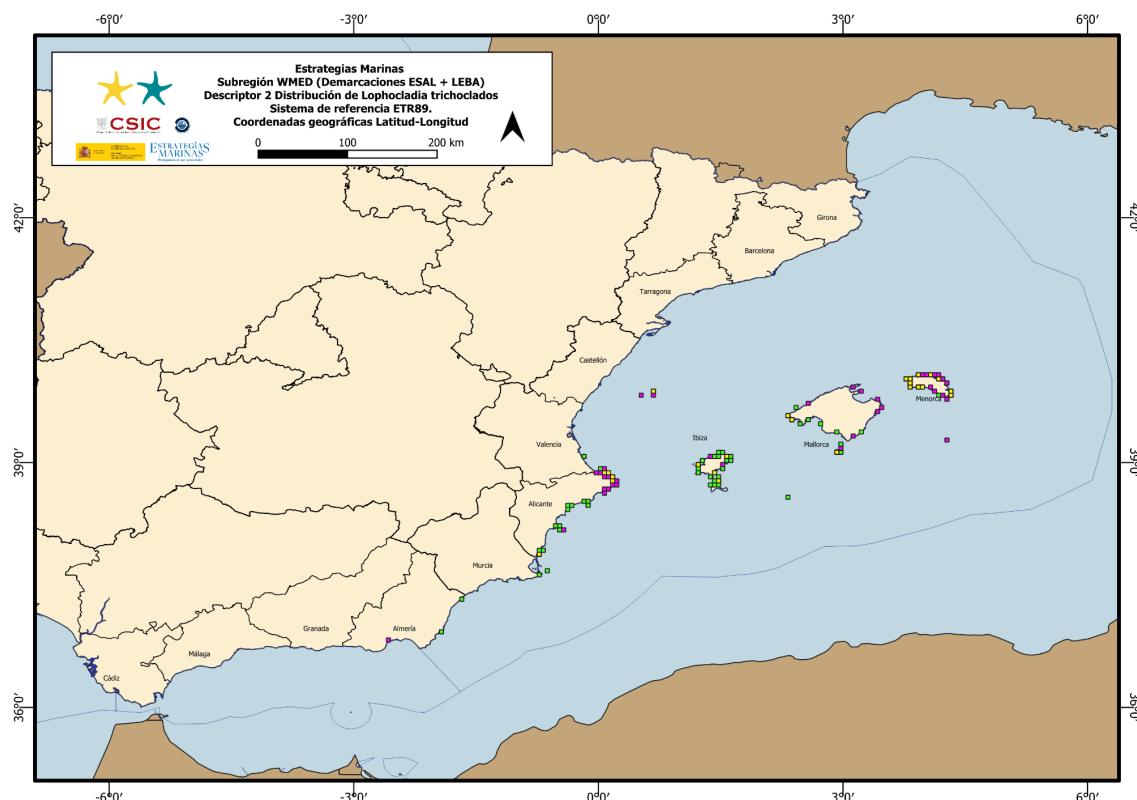


Figura 32. Localidades con registros de *Lophocladia trichoclados* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Microcosmus squamiger

Microcosmus squamiger

Tunicado nativo de las costas de Australia con alta capacidad de dispersión, sus poblaciones muestran una dinámica marcadamente estacional, existiendo episodios de mortalidad masiva en otoño. Desplaza a las especies autóctonas y crea parches monoestípicos de gran área. Sin peligro para la salud humana, provoca daños económicos a las rejillas, cuerdas y conchas de ostricultura por incrustaciones. Especie con registros insuficientes para calcular la tendencia.



Figura 33. Imagen de *Microcosmus squamiger*. Observación en el muelle de un puerto recreativo (Bouches-du-Rhône, Francia; iNaturalist, ©F. Andre, 2021).



Percnon gibbesi

El cangrejo araña es originario del Caribe y el este del océano Pacífico, habita la zona infralitoral, en zonas rocosas con vegetación. Es estrictamente herbívoro y oportunista, muy poco selectivo en cuanto a la alimentación, lo que se traduce en que elimina grandes parches de vegetación, dando oportunidad a algas con poder invasivo a reemplazar a la flora nativa. Sin peligro para la salud humana.



Figura 34. Imágenes de *Percnon gibbesi*. Izquierda: adulto en medio natural; derecha: detalle de las patas ambulatorias (Baleares, ©E. Real, 2022).

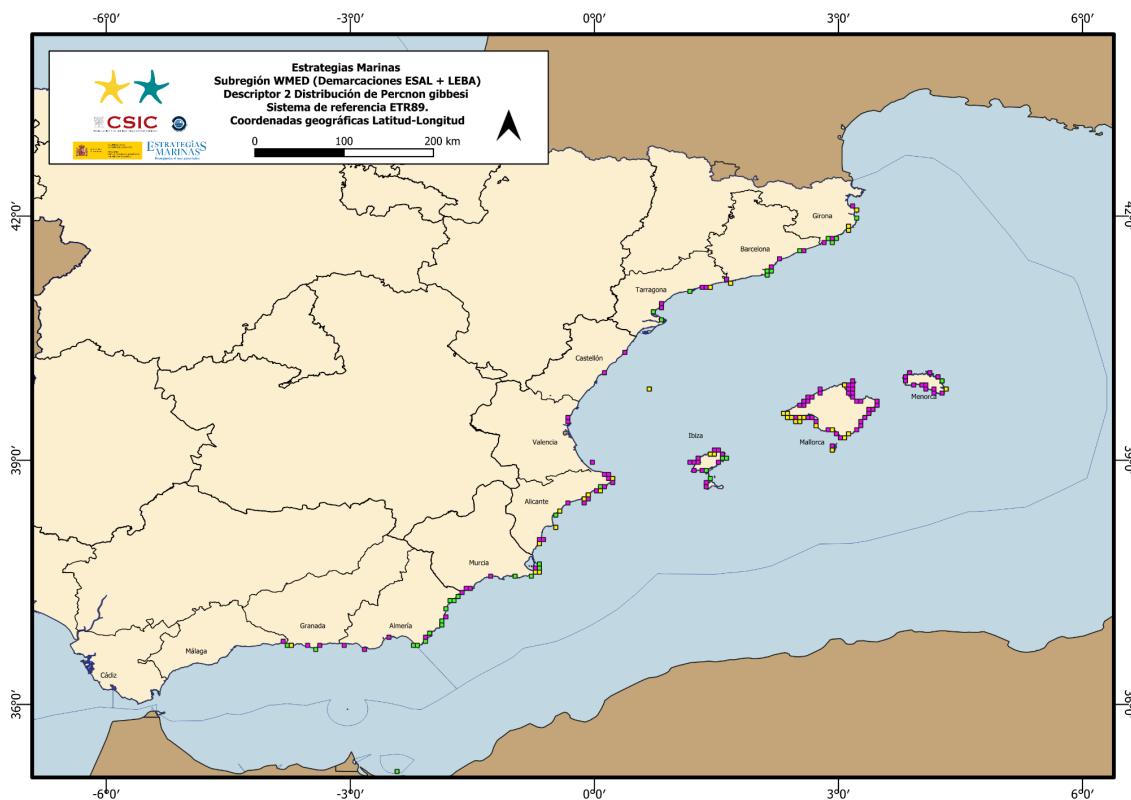


Figura 35. Localidades con registros de *Percnon gibbesi* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Phyllorhiza punctata

Medusa nativa del océano Pacífico occidental desde Australia hasta Japón. En aguas cálidas esta medusa se desarrolla en gran abundancia, es una especie eurihalina que soporta bien los cambios de salinidad. Es capaz de amenazar la pesca comercial debido a que se alimenta de huevos y larvas de peces, cangrejos y camarones y obstruye las redes de pesca. Ligeramente urticante, sin elevado peligro para la salud humana.



Figura 36. Imagen de *Phyllorhiza punctata*. Adulto nadando en las costas de Granada (Observadores del Mar; ©C. García, 2022).

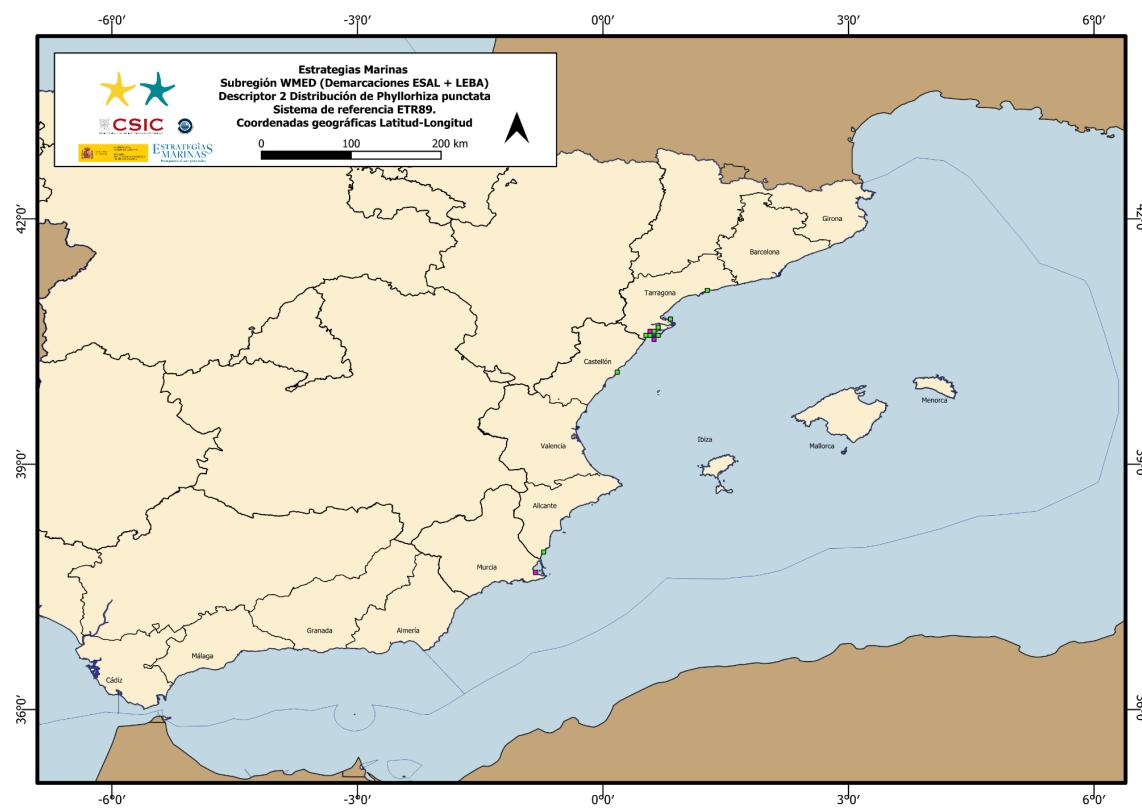


Figura 37. Localidades con registros de *Phyllorhiza punctata* hasta el 2015 (verde), y entre 2016 y 2021 (morado).



Rugulopteryx okamurae

El alga asiática es nativa de la zona del océano Pacífico noroccidental. Es un alga parda con gran capacidad de dispersión, por reproducción tanto sexual como asexual. Provoca episodios de explosión de crecimiento y mortalidad, lo que conlleva un aporte de materia orgánica muy grande al ecosistema y unas masas de arribazón muy elevadas. Sin peligro para la salud humana, incluso comestible.



Figura 38. Imagen de *Rugulopteryx okamurae*. Cobertura de la especie en sustrato bentónico (litoral andaluz, ©J. de la Rosa, 2022).

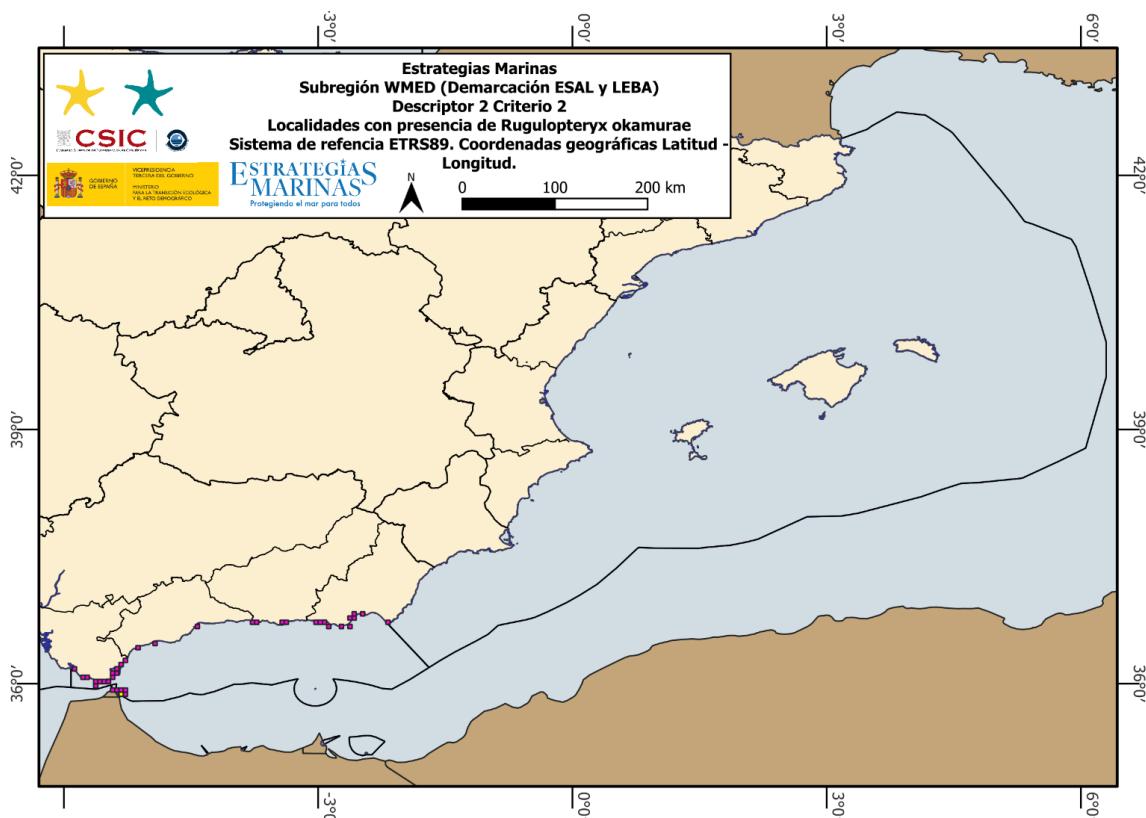


Figura 39. Localidades con registros de *Rugulopteryx okamurae* entre 2016 y 2021 (morado).



Womersleyella setacea

Alga rodófita nativa del Indo pacífico. Desplaza la flora local e impacta en las comunidades de coralígeno y coral blando, afectando actividades como la pesca y el buceo. Sin riesgos para la salud humana.



Figura 40. Imagen de *Womersleyella setacea*. Agregación de la especie detectada en fondos marinos de la costa mediterránea (©E. Balles-teros, 2022).

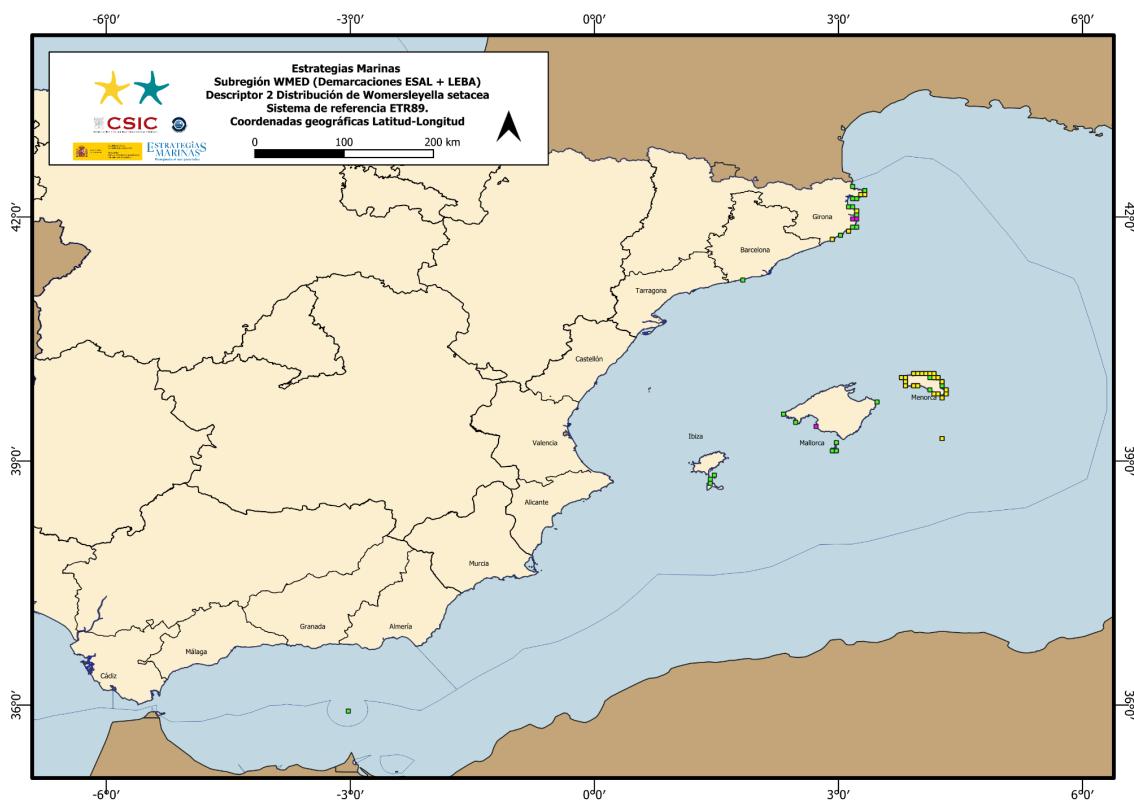


Figura 41. Localidades con registros de *Womersleyella setacea* hasta el 2015 (verde), entre 2016 y 2021 (morado), y localidades con registros en ambos períodos (amarillo).



Metodología de evaluación e indicadores relacionados

La lista en la que se plasman los resultados de este análisis (Tabla 7) se ha elaborado teniendo en cuenta, en primer lugar, aquellas especies que fueron reportadas en la evaluación del segundo ciclo, independientemente de su estatus y éxito de establecimiento, ya que estas categorías se pueden haber modificado desde la última evaluación, debido a revisiones posteriores en base a nuevos estudios y ampliación de la información sobre la especie. Adicionalmente, se han añadido también especies que no aparecieron en la evaluación anterior, pero cuyo estatus ha sido validado como “alóctona”, “criptogénica” o en “expansión criptogénica” con un éxito de establecimiento en la categoría de “establecida” o “invasora”, y cuya fecha de introducción fuese anterior a 2016, por lo que no entraría en la evaluación del D2C1. Algunas especies han modificado su nombre desde la evaluación del ciclo anterior a la presente evaluación, debido a revisiones taxonómicas. La nomenclatura utilizada en esta evaluación es la aceptada en la página de *World Register of Marine Species* (WORMS, 2024).

Cuando una especie fue identificada erróneamente en la publicación y revisiones posteriores han certificado que la especie identificada era otra, se utiliza para la lista la especie corregida (siempre que esta cumpla los criterios para ser incluida), y se hace constar el cambio.

La valoración de la tendencia de cada especie de la lista, con respecto al segundo ciclo, se ha realizado a partir del estudio de la **evolución del número de localidades** en que la especie está presente en el periodo de evaluación (2016 – 2021), respecto a su distribución anterior (hasta el año 2015). Para el D2C2, a diferencia del D2C1, no se estableció el rango 1970-2015 como periodo de estudio, sino que **se usaron todos los datos disponibles, ya que algunas especies establecidas podían tener registros anteriores a 1970**, lo que influiría en su tendencia temporal de distribución. De este modo, el periodo de referencia se estableció desde el primer año en que se disponían datos de la especie, hasta el fin del segundo ciclo de evaluación (2015). Sobre este rango se analizó la tendencia de distribución en el periodo de evaluación (2016-2021).

Para definir de forma homogénea y estandarizada el concepto de “localidad”, se utilizó una malla de C-Square de resolución 0,05 y, cada celda de la malla donde aparecen registros, se estableció como una localidad (Rees, 2003). Se decidió utilizar esta metodología en vez de usar el número de registros o parámetros como abundancia de individuos o cobertura, debido a la falta de información en muchos casos para estos parámetros y a la heterogeneidad de los datos obtenidos de las diferentes fuentes. En este sentido, por ejemplo, en una misma localidad podían aparecer de una fuente 100 registros de una especie, por haber sido ésta reportada por ese número de individuos y, de otra fuente en esa misma localidad, sólo 1 registro por referirse únicamente a datos de presencia/ausencia. De este modo, dada la incertidumbre en datos como la abundancia u otros parámetros, que necesitarían un estudio *in situ* más específico para cada localidad con presencia de especies alóctonas (lo cual no pudo abordarse por las dimensiones territoriales del estudio), el registro de localidades se consideró adecuado para valorar la tendencia respecto al segundo ciclo.

Por lo tanto, la evaluación para cada una de las especies reportadas para este criterio (Tabla 7), se basa en la tendencia de la frecuencia temporal y de la distribución espacial. Para ello se ha utilizado el indicador **EAI-Tend (Tendencias en la abundancia, frecuencia temporal y distribución espacial de las especies alóctonas)**, con el que se analiza la evolución de localidades con registros para cada especie, en el periodo de evaluación (2016-2021), respecto a años anteriores (hasta 2015). A partir del análisis de esta tendencia, se establecen las categorías “mejorando”, “en deterioro” o “estable”, para cada especie. Esta tendencia en el registro de localidades entre periodos, se puede traducir en una evolución de la distribución de la especie.

La visualización de los datos de la tendencia en la distribución de cada especie no siempre es un proceso evidente, a pesar de tener los datos de forma gráfica en un mapa y el valor numérico del número de localidades. Por ejemplo, el periodo referido como “hasta 2015” implica una gran variedad de rango de años, en función de los registros disponibles de cada especie: casos con unos pocos años de registros, hasta casos de varias decenas de años, mientras que el periodo de evaluación es un rango constante de 6 años. Esto implica una diferencia en el esfuerzo de muestreo (en este caso



entendido como el número de años), en que se han recogido datos para cada periodo a comparar. Otros factores que también influyen en la interpretación de la comparación del número de localidades entre periodos, es la extensión en la que se distribuyen esas localidades, o si las localidades registradas en el periodo de evaluación estaban ya presentes o no en años anteriores. Todos estos factores se consideraron para complementar la valoración de la tendencia con respecto al segundo ciclo, con base en el registro de localidades.

Al ser la “localidad” la unidad mínima de estudio, sin considerar la abundancia u otros parámetros en cada una de ellas, una vez recopilados los datos, se analizó el número mínimo de localidades para poder ser consideradas para un análisis comparativo entre periodos. A partir de una exploración de los datos se determinó un **valor mínimo de 3 localidades de presencia por especie**. Este análisis se realizó con el objetivo de asegurar la fiabilidad de los análisis sobre cambios en las distribuciones de especies. Esta decisión se basa en un análisis detallado aplicando el método de remuestreo “Boots-trap” de los datos (R software).

Este valor mínimo de 3 localidades se estableció para el periodo de análisis, el de la presente evaluación (2016-2021) y no para el periodo anterior (hasta 2015), ya que, por ejemplo, especies introducidas antes del periodo de evaluación, pero de reciente introducción (cercanas a 2015), podrían tener pocas localidades y haber iniciado su expansión pasado el 2015. En el caso del periodo de evaluación 2016-2021, en cambio, el mínimo de 3 localidades fue necesario para poder establecer una tendencia respecto al ciclo anterior en la evolución de localidades. Valores inferiores a 3 localidades en el presente periodo de evaluación se consideraron como “desconocido” en la valoración. En este sentido, hay que destacar que, para ciertas especies con distribuciones muy localizadas, un número de localidades inferior a 3 no tendría por qué suponer obligatoriamente una falta de información, pero la valoración de su evolución depende de estudios detallados *in situ* para cada caso.

En resumen, las especies indicadas en la Tabla 7 se han considerado y valorado según los siguientes criterios:

1. Todas las especies reportadas en el ciclo anterior se han incluido en la Tabla 7, sin menoscabo de la categoría que se aplica a su estatus o éxito de establecimiento actual.
2. Para los casos de especies reportadas en el ciclo anterior cuyo estatus es “alóctona”, “criptogénica” o “en expansión criptogénica” y su éxito de establecimiento es “establecida” o “invasora”, se ha valorado la tendencia, atribuyendo la categoría de “mejorando”, “estable” o “en deterioro”, en función de los valores en el número de localidades del periodo 2016-2021, que se han comparado con la distribución de localidades anteriores, considerando factores como el número de años en cada caso, la extensión o la aparición de nuevas localidades.
3. Para los casos del punto 2 en que el número de localidades en el periodo 2016-2021 es inferior a 3, se establece una valoración de la tendencia de “desconocida”.
4. Cuando las especies reportadas en el ciclo anterior no cumplen los criterios de las categorías de estatus y/o éxito de establecimiento, independientemente del número de localidades, se valora como “no relevante”, por no entrar en el análisis del D2C2. Excepciones en este punto son los estatus “debatible” y el éxito de establecimiento “cuestionable” o “desconocido”, lo que indica la necesidad de más estudios para confirmar su estado.
5. También se incluyen especies que no han sido reportadas en el ciclo anterior, pero cuya introducción en la subregión es anterior al 2016, su estatus es “alóctona”, “criptogénica” o “en expansión criptogénica” y su éxito de establecimiento “establecida” o “invasora”. En estos casos, cuando hay datos suficientes para el análisis, se valora la tendencia (mejorando, estable o en deterioro). Si no hay datos suficientes se reporta la especie como tendencia “desconocida”, ya que esta categoría puede implicar falta de datos o falta de confirmación *in situ*.

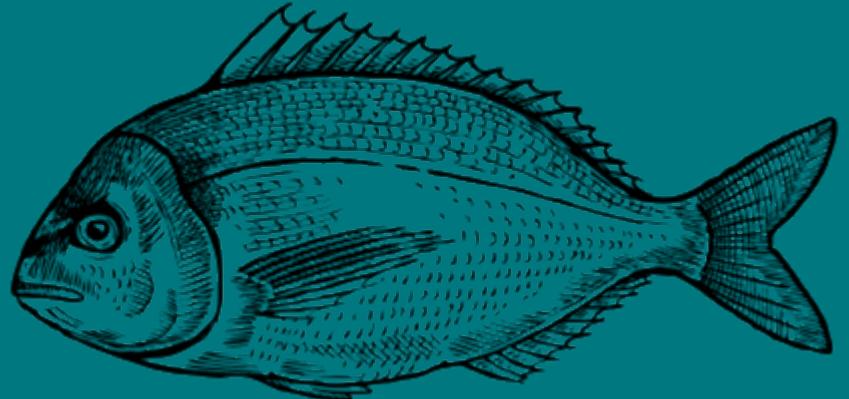
Finalmente, hay que tener en cuenta que la tendencia que se reporta, como se ha comentado anteriormente, depende de la información disponible de registros de cada especie. Por ello, lo que se reporta es una tendencia en el tiempo del registro de localidades, que se utiliza para valorar el cambio en la



distribución de la especie, de forma semicuantitativa. En este sentido, hay que considerar también que, así como las categorías “estable” o “en deterioro” pueden reflejar más fielmente una realidad del estado de la especie por el aumento o estabilidad de su distribución, la categoría “mejorando” no forzosamente implica un buen estado de la especie allí donde estaba presente, sino que, en comparación con su tendencia hasta 2015, esta ha mejorado en cuanto a número de localidades en las que aparece a lo largo del tiempo.

Los datos para analizar la tendencia de cada especie con respecto al ciclo de evaluación anterior se han obtenido de los resultados de estudios *in situ* de campañas realizadas por el IEO, con financiación del MITECO en el marco de las estrategias marinas, así como de datos obtenidos en campañas de otros proyectos, de búsqueda bibliográfica y de ciencia ciudadana. El estatus y el éxito de establecimiento de las especies han sido validados por expertos taxonómicos a nivel nacional y subregional.

06



EVALUACIÓN A NIVEL DE SUBREGIÓN DEL CRITERIO D2C3: EFECTOS SOBRE ESPECIES Y HÁBITATS



6. Evaluación a nivel de subregión del criterio D2C3: efectos sobre especies y hábitats

Consecución del BEA

No aplica.

Tal como establece en la Decisión 2017/848, el criterio D2C3 debe contribuir a la evaluación de las especies del descriptor de biodiversidad (D1) y al descriptor de integridad del suelo marino (D6), por lo que no se requiere en este caso el establecimiento de un valor umbral con el que determinar si se cumple o no se cumple el BEA en el contexto del descriptor 2.

Resultados de la evaluación del tercer ciclo: análisis de *Rugulopterix okamurae*

Las especies invasoras invaden hábitats ocupados por especies nativas, con efectos sobre la flora y fauna, tanto de invertebrados como de vertebrados. En algunos casos se han argumentado efectos positivos, con aumento sobre la riqueza de invertebrados o de la biomasa, y densidades de algunos taxones. La facilitación de estos efectos podría estar relacionada con la morfología de la especie cuando crea un mosaico tridimensional de estructuras y espacios para la ocupación de diferentes tamaños de invertebrados (Thomsen et al., 2013). Sin embargo, en general, las especies invasoras son competidoras de las especies nativas a través de la competencia directa por los recursos o de la competencia indirecta al inferir cambios en el substrato (degradación del substrato), o producir contaminación por asentamiento de gérmenes, metabolitos, y metabolitos de inhibición de la herbivoría (citotoxicidad) (Hammann et al., 2013).

Este es el caso de la invasión biológica del alga parda asiática *Rugulopteryx okamurae*, que afecta a las costas del sur de España. Al tratarse de una invasión documentada en el periodo de evaluación 2016-2021, se describen los impactos documentados con el objetivo de aportar información de los tipos de impacto y del riesgo de invasión en otras demarcaciones de la subregión.

Proceso de introducción y expansión

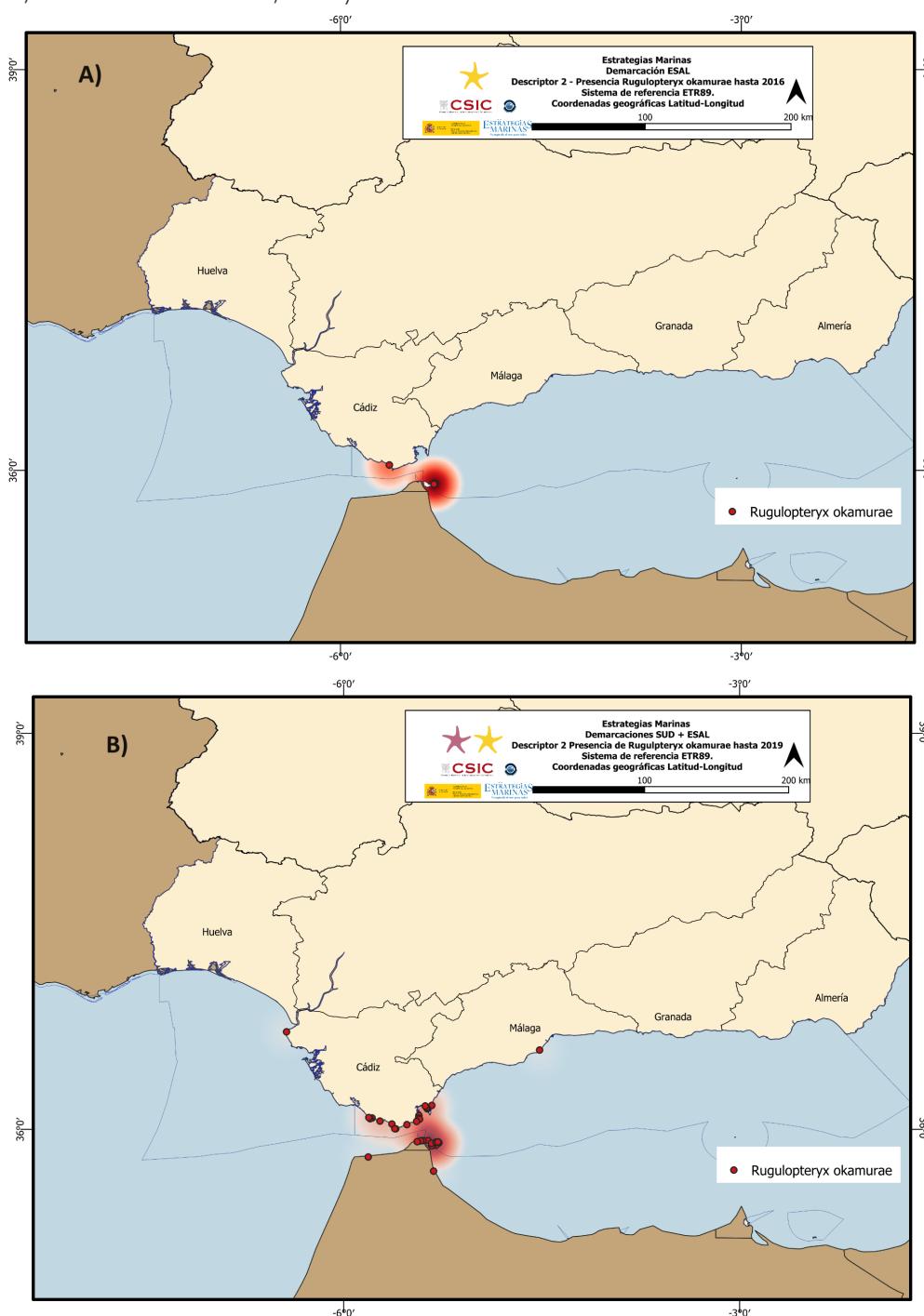
En la reconstrucción del proceso de introducción, la primera referencia de la especie se dio en la laguna de Thau en la costa mediterránea francesa en el año 2002 en los criaderos de ostras (Verlaque et al., 2009), sin presentar un comportamiento invasor. En el año 2015 apareció en las costas de Ceuta y en 2016 en Tarifa, en el estrecho de Gibraltar y en el mar de Alborán, en eventos masivos puntuales, acumulando en la zona norte de la bahía de Ceuta más de 5.000 toneladas de arribazones (Altamirano et al., 2016; Ocaña et al., 2016) (Figura 42 A). La introducción en el estrecho de Gibraltar pudo ser debida al importe de semillas de ostras japonesas a unos pocos centros de acuicultura (Altamirano et al., 2016), o al transporte marítimo en aguas de lastre de los barcos procedentes de Asia en tránsito por el estrecho de Gibraltar (García-Gómez et al., 2020). Los eventos masivos iniciales se atribuyen a un pico de temperatura del agua superficial en julio del 2015, que alcanzó 23,9 °C. Se considera que la especie ya estaba presente en el área, pero pasó desapercibida durante varios años al ser una introducción críptica muy parecida a especies nativas del género *Dictyota* (Altamirano et al., 2016).

Entre los años 2016 y 2019 se dieron eventos explosivos de crecimiento de grandes biomassas en el entorno del estrecho de Gibraltar (El Aamri, 2018; García-Gómez et al., 2018, 2020), con importantes impactos económicos, tanto en el sector pesquero al colapsar las redes de pesca (Báez et al., 2023), impidiendo la pesca y provocando pérdidas económicas; como al sector turístico-recreativo por fragmentos (arribazones) que llegaban a la costa invadiendo los primeros metros de la línea de playa, y deteriorando la calidad del agua (Figura 42 B). Las esteras del alga en descomposición que



se acumulan en las playas producen metabolitos, tales como anhídrido sulfúrico (H_2S), que dan lugar a malos olores y turbidez del agua (García-Gómez et al., 2018).

Entre 2017 y 2021 a la invasión del estrecho de Gibraltar ha seguido un proceso de dispersión por el transporte marítimo (comercial y recreacional), la translocación de arribazones por los barcos pesqueros, la limpieza de los fragmentos enganchados en las redes y devueltos al mar, y el intercambio bidireccional de las corrientes de afluencia del Atlántico hacia el este del mar Mediterráneo o en la circulación norte-sur de las aguas del Estrecho, dispersando arribazones a la deriva (García-Lafuente et al., 2023; Mateo-Ramírez et al., 2023).



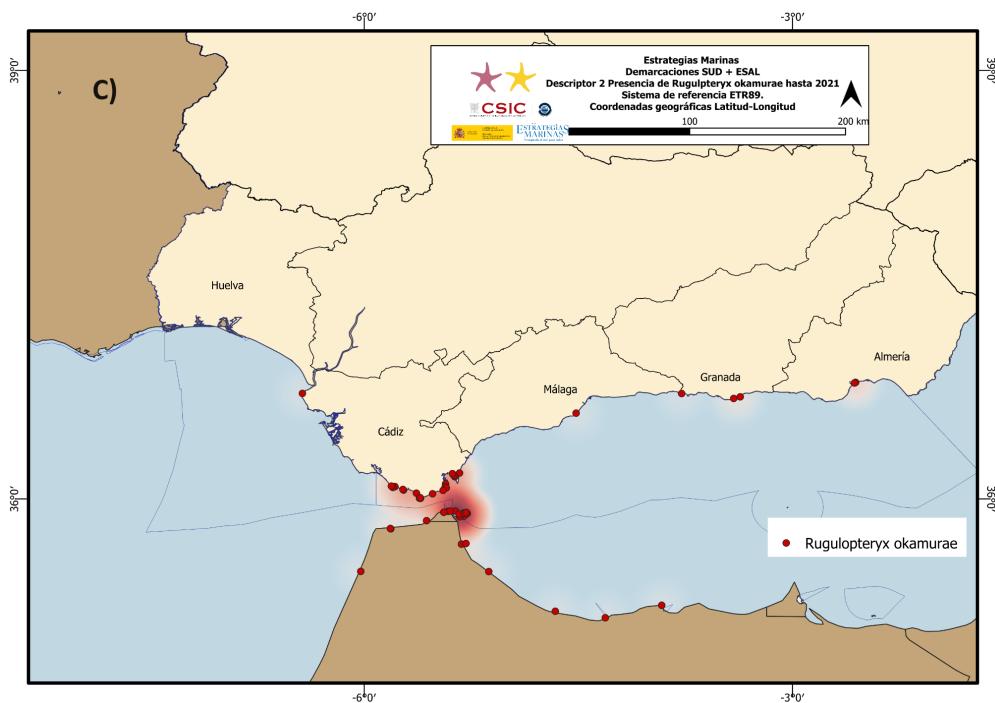


Figura 42. Proceso de expansión de *Rugulopteryx okamurae* en el sur de España. A) hasta 2016; B) 2017-2019; C) 2020-2021.

Adicionalmente, a pesar de que el periodo de evaluación es el comprendido entre los años 2016 y 2021, dada la importancia de la rápida expansión de esta especie y su capacidad invasiva, cabe destacar que a día de hoy su distribución se extiende también por la demarcación levantino-balear, con varios registros a partir de 2023, desde las costas de Alicante hasta las islas Baleares y el cap de Creus (Terradas-Fernández et al., 2023; CEAB-CSIC, 2024).

Fuera de la costa española, en MWE, se ha detectado en el área protegida de Calonque en el golfo de León (Francia) y al sureste de Marsella, en 2018 y en 2020. Su presencia se atribuye a los embalajes del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) transportados como alimento por los navegantes recreativos (Ruitton et al., 2021).

Impactos de *Rugulopteryx okamurae*

La mayoría de estudios de impacto se dan sobre algas fotófilas del intermareal (Sempere-Valverde et al., 2019) y praderas de *Posidonia* (Terrades-Fernández et al., 2023), con regresión tanto de los bosques de algas como de la *Posidonia*, que es epifitada por algas invasoras (*Rugulopteryx* y otras) reduciendo su extensión y buena condición. También se han documentado impactos sobre el pre coralígeno y coralígeno con reducción de la extensión de los hábitats, en zonas con coberturas de *R. okamurae* entre el 60 y el 100 %, provocando la disminución de la diversidad de flora y fauna nativas y; de especies sensibles de corales como *Paramuricea clavata* y el alga nativa *Mesophyllum expansum*, afectadas ya por el calentamiento global y las invasiones de otras algas, dando lugar a cambios permanentes en el paisaje submarino, como se observó en el área natural de Jbel Moussa en la orilla sur del estrecho de Gibraltar, al oeste de Ceuta (Sempere-Valverde et al., 2021); y en el Parque Natural del Estrecho, en la isla de Tarifa, donde el aumento de *Rugulopteryx* a partir del año 2016 se relacionó con la disminución del coral nativo *Astroides calicularis* y *Mesophyllum*, y otras algas autóctonas (García-Gómez et al., 2020). Sin embargo, también se ha observado que lechos de *R. okamurae* pueden actuar como hábitats substitutos de los hábitats nativos impactados, como en el caso de los lechos de *Dictyota dichotoma* en la costa norte de Ceuta en regresión (Navarro-Barranco



et al., 2021). Por otra parte, la escasez de peces sobre los lechos de *R. okamurae*, indica presencia de compuestos activos terpenoides, anti-herbivoría, en el alga (Máximo et al., 2018).

El alga también produce un impacto negativo en los hábitats circalitoral y batial en el estrecho de Gibraltar y en la orilla norte del mar de Alborán (Mateo-Ramírez et al., 2023; Rueda et al., 2023) con elevadas tasas de supervivencia a muy bajas condiciones de luz (baja irradiancia). Aparentemente, transportados desde las zonas más costeras a profundidades del talud continental hasta los 823 metros de profundidad, calculando un tiempo de transporte entre 2 y 11 días dependiendo de la profundidad de asentamiento de los talos, que se encuentran en buen estado y con actividad fotosintética. Los talos también se encuentran suspendidos entre aguas, detectados desde 35 hasta 1.141 m de profundidad (mediante videocámaras). Respecto a los talos recogidos en el arrastre, las mayores acumulaciones se dieron en la plataforma (hábitat circalitoral). En ambos casos, las acumulaciones parecen estar relacionadas con las corrientes y los canales turbidíticos (los depósitos turbidíticos se producen en zonas de fuerte pendiente, donde las aguas están cargadas de materia en suspensión que incrementan su densidad y causan su deslizamiento pendiente abajo, donde erosionan a la vez que se depositan). Las acumulaciones más importantes alcanzan una cobertura de los fondos entre el 65 y el 90 %, en los que los talos se encuentran también enredados entre estructuras tridimensionales de organismos profundos macro-bentónicos como esponjas, briozoos, colonias de anélidos, y gorgonias como *Isidella elongata* y *Radicipes gracilis*, especies muy sensibles a los impactos físicos. *I. elongata*, que se encuentra en la lista roja del Convenio de Barcelona de especies amenazadas y en peligro de extinción, ve reducido su crecimiento (Rueda et al., 2023) al ver reducida su capacidad filtradora por el cubrimiento de *R. okamurae*.

El éxito de la especie se debe en parte a la propia biología y características fisiológicas y muy probablemente al debilitamiento de las comunidades nativas afectadas por el proceso de calentamiento global del Mediterráneo (Altamirano et al., 2019; García-Gómez et al., 2017, 2020, 2021; Sempere et al., 2019, 2021; El Madany et al., 2024). El alga manifiesta una alta adaptabilidad a la temperatura y a los nutrientes. En condiciones de afloramiento de nutrientes, que incrementan la productividad primaria, se fomenta el crecimiento de grandes biomassas, como ocurre en el área de Alborán. La distribución batimétrica en MWE se da en un amplio rango de profundidades y condiciones de luz, indicando una gran resiliencia de la especie a diferentes condiciones medio ambientales, pudiendo almacenar nutrientes y minerales que podrían contribuir a su resistencia a condiciones oligotróficas (MITECO, 2022). También se ha observado que es capaz de aprovechar picos de nutrientes tanto naturales como antrópicos, tales como los que se producen por aumentos puntuales de población (Mercado et al., 2022). El alga es perenne y retrocede en invierno a bajas temperaturas (4-5°C), pero es persistente a temperaturas superiores (13°C) (Rosas-Guerrero et al., 2020; Ifremer, 2021).

Se identifica un alto riesgo de invasión en todo el mar Mediterráneo, un área altamente favorable a la especie (Román-Muñoz et al., 2019; Bellísimo et al., 2024) y se da colonización tanto de lugares impactados, como fuera y dentro de áreas marinas protegidas (Figura 43). La dispersión de *Rugulopteryx* incluye múltiples vectores de introducción, que hacen imposible la supresión de la especie y muy difícil la reducción de las poblaciones a niveles o densidades que no causen daños ambientales significativos.

Desde el año 2019 está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas e Invasoras (Real Decreto 216/2019) y desde el 2022 es parte de la lista de especies preocupantes para la UE (Reglamento de Ejecución (UE) 2022/1203). Su inclusión en ambos instrumentos normativos implica una serie de obligaciones con respecto al seguimiento de la especie.

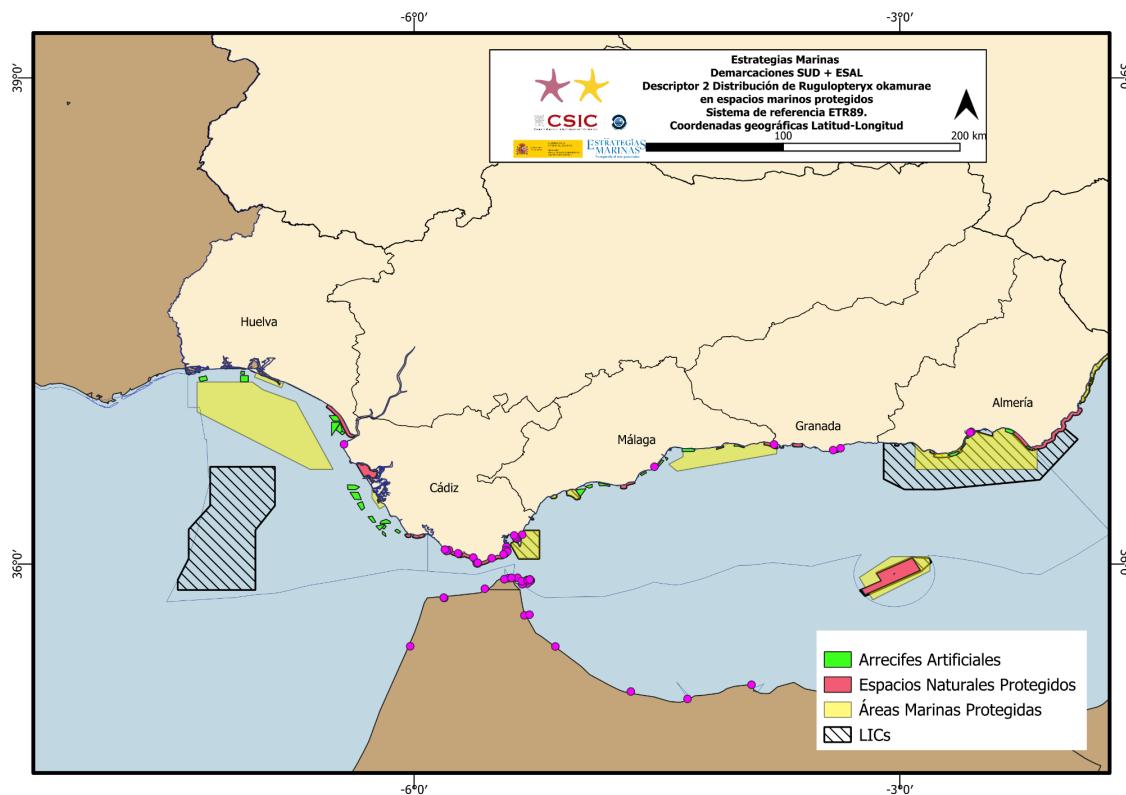


Figura 43. Presencia de *Rugulopteryx okamurae* en arrecifes artificiales y espacios marinos protegidos: Espacios naturales protegidos, Áreas marinas protegidas y Lugares de Interés Comunitario.

07



EFFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL DESCRIPTOR 2 - ESPECIES ALÓCTONAS INVASORAS



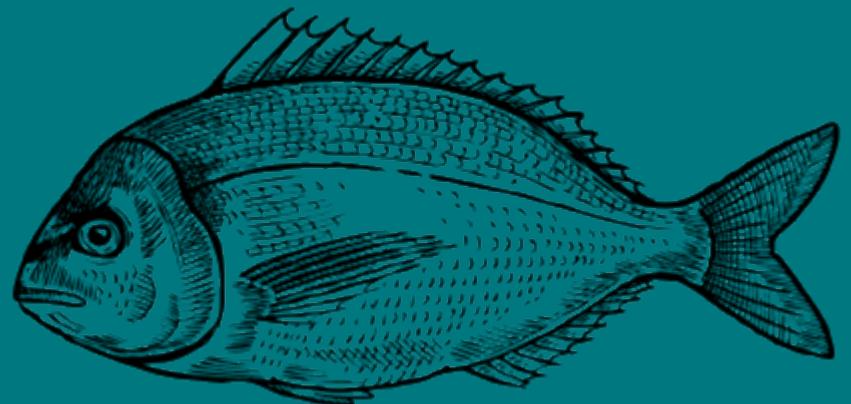
7. Efectos del cambio climático sobre el descriptor 2–especies alóctonas invasoras

El calentamiento global es el principal impulsor del cambio en los ecosistemas de todo el mundo. Uno de los efectos previstos del aumento global de la temperatura es la ampliación del rango de distribución de las especies hacia los polos, tanto en tierra como en el mar (Burrows et al., 2011). En el océano se acumulan pruebas de este fenómeno conocido como “tropicalización”, que define la dispersión natural de especies tropicales y subtropicales hacia las áreas templadas cálidas adyacentes (Vergés et al., 2014). En particular, en el mar Mediterráneo, el calentamiento del agua tiene efectos aún más dramáticos, ya que ofrece un mayor margen para la propagación de especies alóctonas (sub)tropicales procedentes del mar Rojo a través del canal de Suez (canal marítimo artificial), o desde el Atlántico por el estrecho de Gibraltar (canal marítimo natural). El incremento simultáneo de la temperatura y la abundancia de especies alóctonas (sub)tropicales está provocando la llamada tropicalización del mar Mediterráneo (Bianchi y Morri, 2003), que es particularmente notable en el sector sudoriental de la cuenca. Al mismo tiempo, el sector septentrional de la cuenca experimenta un proceso de “meridionalización” (Bianchi et al., 2018), que conlleva la llegada de especies nativas de aguas cálidas anteriormente restringidas a los sectores del sur.

De las especies alóctonas registradas en la subregión española del Mediterráneo Occidental, casi el 13 % corresponde a especies que llegan por sus propios medios debido a la expansión de su rango de distribución nativo. Un ejemplo de tropicalización en la subregión es el salmonete barbudo *Pseudupeneus prayensis* (Mercader, 2002), nativo del Atlántico este (desde el sur de Marruecos hasta Angola, incluyendo Cabo Verde), cuyo registro en el mar Mediterráneo es ocasional, pero cada vez más frecuente (Azzouz et al., 2011). Del proceso de meridionalización podemos resaltar el caso del pez loro *Sparisoma cretense* (Esposito et al., 2021) o la cherna *Epinephelus aeneus* (Grau y Riera, 2001), especies autóctonas de las aguas cálidas del sur y este del Mediterráneo que se están expandiendo hacia la cuenca occidental.

Otras especies son consideradas parcialmente nativas dentro de la subregión, dado que tienen diferente estatus exótico al ser analizadas entre las demarcaciones marinas. La localización geográfica de la costa mediterránea ibérica, cercana al estrecho de Gibraltar, facilita la entrada de especies atlánticas procedentes, predominantemente, del noroeste de África. Este hecho implica que algunas especies presentes en la demarcación del Estrecho y Alborán, como el gasterópodo *Cymbium olla*, puedan considerarse naturalizadas en la zona como parte de un proceso de expansión de su área de distribución. Sin embargo, su presencia en la demarcación levantino-balear podría deberse a actividades antropogénicas, por lo que la misma especie se consideraría introducida a nivel subregional (Png-Gonzalez et al., 2023).

08



REFERENCIAS



8. Referencias

- Altimira, C. (1977) Fauna malacológica marina de Sant Pol de Mar (Litoral N de la provincia de Barcelona). Primera parte. *Miscellània Zoològica*, 4(1): 23-32.
- Altamirano Jeschke, M., De la Rosa Álamos, J., Martínez Medina, F.J. (2016) Arribazones de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) en el Estrecho de Gibraltar: primera cita para el Atlántico y España. *Algues*, 52: 20.
- Azzouz, K., Diatta, Y., Mansour, S., Boumaïza, M., Ben Amor, M.M., Capapé, C. (2011) First record of the west African goatfish, *Pseudupeneus prayensis* (Actinopterygii: Perciformes: Mullidae), off the Tunisian coast (central Mediterranean). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 41(2): 133-136.
- Báez, J.C., Camiñas, J.A., Aguilera, R., Castro-Gutiérrez, J., Real, R. (2023) When nontarget wildlife species and alien species both affect negatively to an artisanal fishery: the case of trammel net in the Alboran Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33: 785-799.
- Ballesteros, E. (2020) On the presence of a species of *Batophora* J. Agardh, 1854 (Chlorophyta: Dasycladales) in Formentera, Balearic Islands. *Bulletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 63: 109-117.
- Barbieri, M., Deidun, A., Maltagliati, F., Castelli, A. (2016) A contribution to the phylogeography of *Pinctada imbricata radiata* (Leach, 1814) (Bivalvia: Pteriidae) from the Eastern Mediterranean Sea by means of the mitochondrial COI marker. *Italian Journal of Zoology*, 83(1): 113-120.
- Bellisimo, G., Altamirano, M., Román-Muñoz, A., De la Rosa, J., Hang hung, T., Rizzuto, G., Vizzini, S., Tomasello, A. (2023) The invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Dyctiotales, Ochrrophyta) continues to expand: first record in Italy. *BioInvasions Records*, 13(2): 385-401.
- Bernal-Ibáñez, A., Chebaane, S., Sempere-Valverde, J., Faria, J., Ramalhosa, P., Kaufmann, M., Florido, M., Albert-Fonseca, A., Canning-Clode, J., Gestoso, I., Cacabelos, E. (2022) A worrying arrival: the first record of brown macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Madeira Island and its invasive risk. *BioInvasions Records*, 11(4): 912-924.
- Bianchi, C.N., Morri, C. (2003) Global sea warming and ‘tropicalization’ of the Mediterranean Sea: biogeographic and ecological aspects. *Biogeographia*, 24: 319-327.
- Bianchi, C.N., Caroli, F., Guidetti, P., Morri, C. (2018) Seawater warming at the northern reach for southern species: Gulf of Genoa, NW Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(1): 1-12.
- Burrows, M.T., Schoeman, D.S., Buckley, L.B., Moore, P., Poloczanska, E.S., Brander, K.M., Brown, C., Bruno, J.F., Duarte, C.M., Halpern, B.S., et al. (2011) The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334: 652-655.
- CABI Compendium (2016) *Pinctada imbricata radiata* (rayed pearl oyster). Available at: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.108219>
- CEAB-CSIC. (2024, 16 de diciembre). L’alga asiática *Rugulopteryx okamurae* detectada al litoral de Barcelona. <https://www.ceab.csic.es/lalga-asiatica-rugulopteryx-okamurae-detectada-al-litoral-de-barcelona/>
- Convention on Biological Diversity (2014) Pathways of Introduction of Invasive Species, Their Prioritization and Management. (UNEP/CBD/SBSTTA/18/9/Add.1). Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, Montreal. Available at: <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-en.pdf>



Convention on Biological Diversity (2021) United Nations. 2021. United Nations Framework Convention on Climate Change. Available at: https://unfccc.int/sites/default/files/resource/UNFCCC_Annual_Report_2021.pdf

El Aamri, F., Idhalla, M., Tamsouri, M.N. (2018) Occurrence of the invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J.Lee & H.S. Kim (Dictyotales, Phaeophyta) in Morocco (Mediterranean Sea). Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research, 1(2): 92-96.

El Madany, M., Hassoun, M., El Aamri, F., El Mtili, N. (2024) Recent occurrence and expansion of the non-indigenous alga *Rugulopteryx okamurae* in Morocco (Mediterranean and Atlantic shores). Aquatic Botany, 190: 103722.

Esposito, G., Prearo, M., Menconi, V., Mugetti, D., Meloni, D., Tomasoni, M., Pizzul, E., Piras, P., Renzi, M., Gaspa, D., et al. (2021) Northward spread of the parrotfish *Sparisoma cretense* (Teleostei: Scaridae) in the Mediterranean Sea: an update on current distribution with two new records from Sardinia. Journal of Marine Science and Engineering, 9(5): 536.

Faria, J., Prestes, A.C.L., Moreu, I., Martins, G. M., Neto, A I., Cacabelos, E. (2022) Arrival and proliferation of the invasive seaweed *Rugulopteryx okamurae* in NE Atlantic islands. Botanica Marina, 65(1): 45-50.

Galanidi, M., Aissi, M., Ali, M., Bakalem, A., Bariche, M., Bartolo, A.G., Bazairi, H., Beqiraj, S., Bilecenoglu, M., Bitar, G., et al. (2023) Validated inventories of Non-Indigenous Species (NIS) for the Mediterranean Sea as tools for regional policy and patterns of NIS spread. Diversity, 15(9): 962.

García-Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., Ostalé-Valriberas, E., Martínez, M., Olaya-Ponzone, L., Roi González, A., Espinosa, F., Sánchez-Moyano, E., Megina, C., Parada, J.A. (2018) *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W. J. Lee & H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta), alga exótica "explosiva" en el Estrecho de Gibraltar. Observaciones preliminares de su distribución e impacto. Almoraima, Revista de Estudios Campogibraltareños, 49: 97-113.

García-Gómez, J. C., Sempere-Valverde, J., González, A. R., Martínez-Chacón, M., Olaya-Ponzone, L., Sánchez-Moyano, E., Megina, C. (2020) From exotic to invasive in record time: The extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. Science of The Total Environment, 704: 135408.

García-Gómez, J.C., González, A.R., Maestre, M. J., Espinosa, F. (2020) Detect coastal disturbances and climate change effects in coralligenous community through sentinel stations. PLoS ONE, 15(5): e0231641.

García-Gómez, J.C., Florido, M., Olaya-Ponzone, L., Rey Díaz de Rada, J., Donázar-Aramendía, I., Chacón, M., Quintero, J.J., Magariño, S., Megina, C. (2021) Monitoring extreme impacts of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in El Estrecho Natural Park (Biosphere Reserve). Showing radical changes in the underwater seascape. Frontiers in Ecology and Evolution, 9: 639161.

García-Lafuente, J., Nadal, I., Sammartino, S., Korbee, N., Figueroa, F. L. (2023) Could secondary flows have made possible the cross-strait transport and explosive invasion of *Rugulopteryx okamurae* algae in the Strait of Gibraltar? PLoS ONE, 18(5): e0285470.

Golo, R., Vergés, A., Díaz-Tapia, P., Cebrian, E. (2023) Implications of taxonomic misidentification for future invasion predictions: Evidence from one of the most harmful invasive marine algae. Marine Pollution Bulletin, 191: 114970.

Golo, R., Cebrian, E., Díaz-Tapia, P., Lucic, P., Hoffman, R., Vergés, A. (2024) Phylogenetic analysis of invasive genus *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) reveals synonymy of *L. lallemandii* with *L. trichoclados* and first record of *L. kuetzingii* in the NE Atlantic. European Journal of Phycology, 59(1): 112-126.



Grau, A.M., Riera, F. (2001) Observacions faunístiques i demogràfiques a la ictiofauna de les Illes Balears: un fenomen de meridionalització. In: Pons, G.X., Guijarro, J.A. (Eds.) El canvi climàtic: passat, present i futur. Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears, 9: 53-67.

Hammann, M., Buchholz, B., Karez, R., Weinberger, F. (2013) Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. Aquatic Invasions, 8(2): 121-132.

Ifremer (2021) Réseau Velyger-Observatoire de la Reproduction et du Recrutement de l'huître en France. Lagune de Thau Available at: <https://wwz.ifremer.fr/velyger/Acces-aux-Donnees/Lagune-de-Thau/Temperature>

Killick, R., Eckley, I.A. (2014) Changepoint: An R package for changepoint analysis. Journal of Statistical Software, 58: 1-19.

Liulea, S. (2021) Invasion of the Reds? Long-Term Shifts on Intertidal Seaweed at Distribution Limits. Doctoral dissertation, Universidade do Algarve (Portugal).

López Soriano, J., Quiñonero-Salgado, S. (2019) Primera cita de *Pinctada radiata* (Leach, 1814) (Bivalvia: Pteridae) para la Península Ibérica. Elona, 1: 52-56.

Mateo-Ramírez, A., Iñiguez, C., Fernández-Salas, L.M., Sánchez-Leal, R.F., Farias, C., Bellanco, M.J., Gil J., Rueda, J.L. (2023) Healthy thalli of the invasive seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Phaeophyceae) being massively dragged into deep-sea bottoms by the Mediterranean Outflow Water. Phycologia, 62(2): 99-108.

Máximo, P., Ferreira, L.M., Branco, P., Lima, P., Lourenço, A. (2018) Secondary metabolites and biological activity of invasive macroalgae of Southern Europe. Marine Drugs, 16(8): 265.

Mercader, L. (2002) Première capture de *Pseudupeneus prayensis* (Mullidae) en mer Catalane. Cybium, 26(3): 235-236.

Mercado, J.M., Gómez-Jakobsen, F., Korbee, N., Aviles, A., Bonomi-Barufi, J., Muñoz, M., Reul, A., Figueroa, F.L. (2022) Analyzing environmental factors that favor the growth of the invasive brown macroalga *Rugulopteryx okamurae* (Ochrophyta): The probable role of the nutrient excess. Marine Pollution Bulletin, 174: 113315.

MITECO (2022) Estrategia de control del alga *Rugulopteryx okamurae* en España. Available at: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategia_rokamurae_cs_28072022_tcm30-543560.pdf (accessed on 20 June 2023).

MSFD (2024) Marine Strategy Framework Directive, Common Implementation Strategy. *Threshold methodology and value for the assessment of Good Environmental Status of D2C1 'Newly-introduced non-indigenous species'* (Report No. GES_30-2024-07, 2024, April 15). Prepared by NIS Expert Network coordinated by the Joint Research Centre.

Navarro-Barranco, C., Muñoz-Gómez, B., Saiz, D., Ros, M., Guerra-García, J. M., Altamirano, M., Ostalé-Valriberas, E., Moreira, J. (2019) Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. Biological Invasions, 21: 3319- 3334.

Ocaña, O., Alfonso-Carrillo, J., Ballesteros, E. (2016) Massive proliferation of a dictyotalean species (Phaeophyceae, Ochrophyta) through the Strait of Gibraltar (Research note). Revista de la Academia Canaria de Ciencias, 28: 165-169.

Östman, Ö., Bergström, L., Leonardsson, K., Gårdmark, A., Casini, M., Sjöblom, Haas, F., Olsson, J. (2020) Analyses of structural changes in ecological time series (ASCETS). Ecological Indicators, 116: 106469.



Ounifi-Ben Amor, K., Rifi, M., Ghanem, R., Draeif, I., Zaouali, J., Ben Souissi, J. (2016) Update of alien fauna and new records from Tunisian marine waters. Mediterranean Marine Science, 17(1): 124–143.

Pergl, J., Brundu, G., Harrower, C.A., Cardoso, A.C., Genovesi, P., Katsanevakis, S., Lozano, V., Perglová, I., Rabitsch, W., Richards, G., et al. (2020) Applying the Convention on Biological Diversity Pathway Classification to alien species in Europe. NeoBiota, 62: 333–363.

Png-Gonzalez, L., Aguijo-Arce, J., Vázquez-Luis, M., Carbonell, A. (2021) New occurrence of *Pinctada imbricata radiata* (Leach, 1814) in the Balearic Archipelago (NW Mediterranean Sea). BiolInvasions Records, 10(4): 853–858.

Png-Gonzalez, L., Comas-González, R., Calvo-Manazza, M., Follana-Berná, G., Ballesteros, E., Díaz-Tapia, P., Falcón, J.M., García Raso, J.E., Gofas, S., González-Porto, M., et al. (2023) Updating the national baseline of non-indigenous species in Spanish marine waters. Diversity, 15(5): 630.

QGIS Development Team (2021) QGIS Geographic Information System. Open Source. Geospatial Foundation Project. Available at: <https://qgis.org>

Quintano Erraiz, E., Gorostiaga Garia, J.M., Díez San Vicente, I., Muguerza Latorre, N., Saiz Salinas, J.I., Busaramante González, M., Tajadura Martín, J. (2023) Nota informativa sobre la presencia de *Rugulopteryx okamurae* en el Abra de Bilbao. Grupo de Investigación Bentos Marino (UPV/EHU).

R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical, computing R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.R-project.org/>

Rees, T. (2003) C-squares, a new spatial indexing system and its applicability to the description of oceanographic datasets. Oceanography, 16(1): 11–19.

Rodríguez-Reyes, J.C., Marcano, A.M., Figueroa, G., Velásquez-Boadas, A.J., Fernández, Y., Martínez, E.F., Duque Aguilera, M.G. (2018) Características morfológicas y reproductivas de tres especies de *Batophora* (Chlorophyta, Dasycladaceae) de la isla Margarita, Venezuela. Acta Biologica Venezolica, 38(1): 71–84.

Román Muñoz, A., Martín-Taboada, M., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Altamirano, M. (2019) La modelación de la distribución de especies como herramienta en la gestión de invasiones biológicas en el medio marino: el caso de *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotaceae, Ochrophyta) en el Mediterráneo. Algas, 55e: 37–41.

Rosas-Guerrero, J., Carmona, R., Altamirano, M. (2022) Efecto de los nutrientes y la temperatura sobre el crecimiento y la fotosíntesis del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras. GEIB, 6(90): 93.

Rueda, J. L., Mena-Torres, A., Gallardo-Núñez, M., González-García, E., Martín-Arjona, A., Valenzuela, J., García-Ruiz, C., González-Aguilar, M., Mateo-Ramirez, A., García, M., et al. (2023) Spatial Distribution and Potential Impact of Drifted Thalli of the Invasive Alga *Rugulopteryx okamurae* in Circalittoral and Bathyal Habitats of the Northern Strait of Gibraltar and the Alboran Sea. Diversity, 15(12): 1206

Ruitton, S., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Guillemain, D., Michotey, V., Roblet, S., Verlaque, M. (2021) Rapid spread of the invasive brown alga *Rugulopteryx okamurae* in a National Park in Provence (France, Mediterranean Sea). Water, 13(16): 2306.

Sempere-Valverde, J., García-Gómez, J.C., Ostalé-Valriberas, E., Martínez, M., Olaya-Ponzone, L., González, A.R., Sánchez Moyano, E., Megina, C., Parada, J.A., Espinosa, F. (2019) Expansion of the exotic brown algae *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K.Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim in the Strait of Gibraltar. In: Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the NonIndigenous Species, Antalya, Turkey, 17–18 January 2019.



Sempere-Valverde, J., Ostalé-Valriberas, E., Maestre, M., Aranda, R.G., Bazairi, H., Espinosa, F. (2021) Impacts of the non-indigenous seaweed *Rugulopteryx okamurae* on a Mediterranean coralligenous community (Strait of Gibraltar): the role of long-term monitoring. Ecological Indicators, 121: 107135.

Streftaris, N., Zenetos, A. (2006) Alien Marine Species in the Mediterranean—the 100 ‘Worst Invasives’ and their Impact. Mediterranean Marine Science, 7(1): 87–118.

Terradas-Fernández, M., Pena-Martín, C., Valverde-Urrea, M., Gran, A., Blanco-Murillo, F., Leyva, L., Abellán-Gallardo, E., Beresaluze, E., Izquierdo, A., del Pilar-Ruso, Y., Aguilar, J., Fernández-Torquemada, Y. (2023) An outbreak of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Alicante Bay and its rapid spread on dead *Posidonia oceanica* matte. Aquatic Botany, 189: 103706.

Terradas-Fernández, M., Valverde-Urrea, M., López-Moya, F., Fernández-Torquemada, Y. (2022) On the presence and ubiquity of the exotic *Batophora* (J. Agardh) in the Mar Menor lagoon (SE Spain). Water, 14(18): 2909.

Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Cosentino, A., Irathni, I., Ghrairi, H., Ben Hassine, O.K. (2011) Macrofauna associated with an introduced oyster, *Pinctada radiata*: Spatial scale implications of community differences. Journal of Sea Research, 65(1): 161–169.

Thomsem, M.S., Staer, P.A., Nejrup, L., Schiel, D.R. (2013) Effects of the invasive macroalgae *Gracillaria vermiculophylla* on two co-occurring foundation species and associated invertebrates. Aquatic Invasions, 8(2): 133–145.

Tsiamis, K., Palialysis, A., Stefanova, K., Gladan, Ž. N., Skejić, S., et al. (2019) Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union’s Marine Strategy Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 145: 429–435.

Tsiamis, K., Azzurro, E., Bariche, M., Çınar, M.E., Crocetta, F., De Clerck, O., Galil, B., Gómez, F., Hoffman, R., Jensen, K.R., et al. (2020) Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 30: 794–845.

Tsiamis, K., Palialysis, A., Connor, D., Antoniadis, S., Bartilotti, C., Bartolo, G.A., Berggreen, U.C., Boschetti, S., Buschbaum, C., Canning-Clode, J., et al. (2021) Marine Strategy Framework Directive-Descriptor 2, Non-Indigenous Species. Delivering solid recommendations for setting threshold values for non-indigenous species pressure on European seas. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 40 pp.

UNEP/MAP (2022) Baseline for the IMAP Common Indicator 6 related to Non-Indigenous Species (UNEP/MED WG.520/5).

Vergés, A., Steinberg, P.D., Hay, M.E., Poore, A.G.B., Campbell, A.H., Ballesteros, E., Heck, K.L. Jr, Booth, D.J., Coleman, M.A., Feary, D.A., et al. (2014) The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. Proceedings of the Royal Society B, 281: 20140846.

Verlaque, M., Steen, F., De Clerck, O. (2009) *Rugulopteryx* (Dictyotales, Phaeophyceae), a genus recently introduced to the Mediterranean. Phycologia, 48: 536–542.

WoRMS Editorial Board (2024) World Register of Marine Species. Available at: <https://www.marinespecies.org>

Zenetos, A., Gratsia, E., Cardoso, A., Tsiamis, K. (2019) Time lags in reporting of biological invasions: The case of Mediterranean Sea. Mediterranean Marine Science, 20(2): 469–475.

Zeileis, A., Kleiber, C., Krämer, W., Hornik, K. (2003) Testing and dating of structural changes in practice. Computational Statistics & Data Analysis, 44(1-2): 109–123.

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos