

La invasión de
R. okamurae
en el estrecho de Gibraltar
y sus mayores consecuencias
en el litoral de Ceuta:

Una década de cambio en el paisaje sumergido

FUNDACIÓN MUSEO DEL MAR CEUTA

La invasión de
R. okamurae
en el estrecho de Gibraltar
y sus mayores consecuencias
en el litoral de Ceuta:

Una década de cambio en el paisaje sumergido

FUNDACIÓN MUSEO DEL MAR CEUTA

Autores: Óscar Ocaña[1], Aitor Forcada[2], Ander Congil[1] y Alfredo Rosales[1].
Edición: Fundación Museo del Mar de Ceuta
Maquetación y Diseño: María Delia Sierra

(1) Fundación Museo del Mar de Ceuta.
(2) Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante.

Conoce nuestros proyectos, libros y publicaciones en www.museodelmarceuta.com y redes sociales.

La redacción, maquetación e impresión de esta obra ha sido financiada por el Ministerio Para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico a través del proyecto “Observatorio de la Biodiversidad del Mar de Alborán y la Macaronesia 2” 2024-2025. Prohibida su venta.

Depósito legal: GR_1091-2025
ISBN: 978-84-09-75616-2
© 2025 – Fundación Museo del Mar de Ceuta

Reservados todos los derechos. No se permite la reproducción total o parcial de esta obra, ni su incorporación a un sistema informático, ni su transmisión en cualquier forma o por cualquier medio (electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros) sin autorización previa y por escrito de los titulares del copyright. La infracción de dichos derechos puede constituir un delito contra la propiedad intelectual.

Agradecimientos

En primer lugar, agradecemos al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (**MITECO**) por continuar respaldando iniciativas como esta mediante las subvenciones dirigidas al desarrollo de actividades de interés social, en el ámbito de la investigación científica, y de la protección al medio ambiente, en materias de competencia estatal. Este proyecto comenzó hace casi una década gracias a ayudas de este tipo y hoy, en 2025, podemos cerrar un valioso ciclo de conocimiento, condensado en este modesto libro, gracias al mismo apoyo institucional con el que comenzamos esta andadura de estudio y conservación en el litoral ceutí.

Agradecemos también a todos los miembros de la Fundación Museo del Mar de Ceuta por su compromiso inquebrantable con la búsqueda de la verdad científica y, su pasión por la exploración marina y amor por la conservación del mar. Gracias, **Fernando** Rodríguez Correal, por liderar esta institución con convicción y gran profesionalidad. Gracias, **Nuria** Jiménez Martínez, por facilitar con eficacia la imprescindible (aunque muchas veces invisible) labor administrativa. Gracias, **Dacio** Correa Bethencourt, **Marichén** Navas Ruiz de Castañeda, **Blanca** Valero Alonso y **Hanan** Salah, por vuestra pasión y entrega. Sois el motor y la energía que mantiene viva y en crecimiento esta Fundación.

Nuestro reconocimiento también a los centros de buceo, cuyo apoyo y conocimiento sobre el medio garantiza que nuestras campañas de trabajo se desarrollen con seguridad y eficacia. En especial, al centro de nuestra Ceuta, nuestro hogar, **Buceo Burbujas**, con **Javi** Galán Jaramillo al frente, y a la incansable **Montse** Pérez Mesa, siempre dispuesta a ayudar con generosidad. Unimos a todo el equipo de entusiastas buzos técnicos asociados a Burbujas.

No queremos dejar de agradecer a quienes hicieron posible este proyecto desde sus primeros pasos, cuando empezamos a detectar algo inusual en el otoño de 2015. Gracias, **Julio** Alfonso-Carrillo, por tu conocimiento experto en botánica marina, que fue clave para dar impulso a este trabajo. Gracias también a nuestra amiga **Carmela** Ríos, periodista reconocida, que impulsó que desde el primer momento la invasión del alga saliera en un periódico de gran tirada.

Y, finalmente, este capítulo no podría cerrarse sin una mención especial a quienes han hecho posible que este libro contenga una dedicatoria tan especial. Gracias, **Paula** López Sendino y **Emma** Cebrian Pujol, por vuestro apoyo y sensibilidad, por haber hecho posible que este libro contenga un pequeño homenaje a una persona tan única. **Kike** seguirá vivo en nuestros recuerdos y en la memoria de quienes lo conocieron, a través de historias, anécdotas y sentimientos compartidos. Su legado permanecerá vivo, reflejado en su contribución a la ciencia, su vocación divulgadora y su firme defensa por la conservación de la naturaleza.

In memoriam

Este libro está dedicado a la memoria del Dr. Kike Ballesteros (1958–2024), biólogo y ecólogo marino cuya trayectoria ha sido esencial para comprender la complejidad de los ecosistemas bentónicos del Mediterráneo. Su fallecimiento en noviembre de 2024 dejó un profundo vacío en la comunidad científica marina, pero también un legado inmenso de conocimiento, generosidad y compromiso con la conservación del medio marino.

Kike fue pionero en el estudio de las macroalgas marinas invasoras en el Mediterráneo con los primeros trabajos sobre *Caulerpa taxifolia*. Posteriormente, mediante un enfoque científico, profundamente holístico, integró la biología y la ecología para entender los procesos de las invasiones y sus impactos sobre los ecosistemas nativos, siendo su herramienta más poderosa, la observación directa, paciente y sistemática, capaz de captar la variabilidad espacial y temporal de los sistemas marinos.

El libro, que lidera Óscar Ocaña y sus colaboradores, recoge con rigor y sensibilidad más de una década de seguimiento de *Rugulopteryx okamurae* en el litoral de Ceuta. Se trata de una síntesis ejemplar que analiza los factores biológicos, ecológicos y oceanográficos que han condicionado la expansión de esta especie, documentando sus efectos sobre la estructura y diversidad de las comunidades bentónicas en un contexto de cambio global.

Este trabajo encarna el tipo de ciencia que Kike defendía: una ciencia comprometida, integradora y profundamente conectada con el mar. Recomiendo su lectura, no solo como una recopilación de estudios a gran escala temporal, sino como una oportunidad para aprender de los patrones observados y reflexionar sobre la importancia de mirar el ecosistema en su conjunto. Es también un homenaje implícito a la forma de hacer ciencia que Kike Ballesteros encarnó durante toda su carrera: una ciencia que observa, que escucha al mar y que busca comprender antes que intervenir.

Dra. Cebrian Pujol, Emma
Investigadora científica en el CEAB-CSIC

Indice

1. **Contexto e introducción** 11

2. **Descripción de la especie** 15
   - 2.1 Morfología y anatomía 16
   - 2.2 Ciclo de vida 18
   - 2.3 Fenología y estrategias reproductivas 20
   - 2.4 Ecología 22
   - 2.5 Distribución nativa 25

3. **Situación actual en el Mediterráneo** 27
   - 3.1 Áreas invadidas y áreas susceptibles 28
   - 3.2 Impactos causados 31

4. **El caso de Ceuta** 35
   - 4.1 Enclave geográfico 37
   - 4.2 Introducción y dispersión 40
   - 4.3 Objetivos 52
   - 4.4 Metodología 53
   - 4.5 Cambios detectados 55

5. **¿Qué se está haciendo?** 99
   - 5.1 Complejidad operativa y desafíos normativos en la gestión de *Rugulopteryx okamurae* 101
   - 5.2 La Estrategia de Control del MITECO (2022): objetivos, líneas prioritarias y medidas de actuación 104
   - 5.3 Aplicaciones potenciales de *R. okamurae*: Oportunidades en el conflicto 109

6. **Conclusiones** 113

Bibliografía 117

1. Contexto e introducción

01

La presencia de especies exóticas invasoras en los ecosistemas marinos se ha consolidado como una de las principales amenazas para la biodiversidad a escala global, especialmente en regiones con elevada conectividad y presión antropogénica, como es el caso del mar Mediterráneo. La introducción de estas especies ha alcanzado niveles sin precedentes debido al tráfico marítimo, la acuicultura, el calentamiento global y otros vectores de origen humano, generando alteraciones profundas en la estructura, dinámica y funcionamiento de las comunidades costeras (Zenetos *et al*., 2022; Tsirintanis *et al*., 2022). De hecho, el mar Mediterráneo es considerado actualmente la región marina del planeta con mayor número de especies exóticas registradas, superando las mil, con una importante representación de macroalgas, que constituyen más del 40% del total de NIS marinas en Europa (Schaffelke *et al*., 2006; Williams & Smith, 2007; Muguerza *et al*., 2022).

En este contexto, la proliferación de *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim, una macroalga parda bentónica originaria del Pacífico noroeste templado, ha emergido como un caso paradigmático por la velocidad, escala e intensidad de su expansión tras su aparición en aguas del Estrecho de Gibraltar. Su introducción inicial en Europa fue registrada en la laguna de Thau (Francia) en 2002, posiblemente asociada al transporte de juveniles de *Crassostrea gigas*, sin manifestar comportamiento invasor (Verlaque *et al*., 2009). Sin embargo, su irrupción masiva en la costa de Ceuta a partir del verano de 2015 (Ocaña *et al*. 2016) marcó un punto de inflexión, al detectarse coberturas anómalamente altas en fondos rocosos entre 10 y 40 metros de profundidad y la aparición de grandes arribazones en playas (Ocaña *et al*. 2016; Altamirano *et al*., 2016; García-Gómez *et al*., 2018).

Desde entonces, *R. okamurae* ha mostrado una expansión geográfica notable que ha superado los límites del mar de Alborán y alcanzado el mar de Liguria, las costas atlánticas portuguesas, las Islas Azores y diversos enclaves del norte de África y el Levante español (Bernal Ibáñez *et al*., 2022; Roca *et al*., 2022; Bellisimo *et al*., 2024; El Madany *et al*., 2024). Su comportamiento altamente competitivo y su notable resistencia a factores ambientales adversos han contribuido a su rápida colonización, destacando su capacidad para generar grandes cantidades de biomasa flotante, su afinidad por hábitats artificiales y naturales, y una importante plasticidad ecológica.

La rápida extensión de esta macroalga, así como la dominancia ecológica que ha alcanzado en diversos enclaves, motivó su inclusión en 2020 en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, conforme al Real Decreto 630/2013. Su detección temprana en Ceuta y posterior consolidación como especie dominante en buena parte del litoral ceutí, desde la superficie hasta los 30 metros de profundidad, han convertido a esta ciudad autónoma en un observatorio privilegiado para el estudio de especies exóticas invasoras en el entorno marino y su evolución en el contexto actual de cambio global. La acumulación de miles de toneladas de biomasa en sus playas y la alteración visible de los hábitats sumergidos subrayan la magnitud del fenómeno y su interés para la ciencia y la gestión ambiental (García-Gómez *et al*., 2020).



Macroalgas marinas invasoras en las costas de Ceuta

Además de revisar en profundidad la bibliografía científica publicada hasta la fecha sobre *Rugulopteryx okamurae*, el presente libro pretende aportar información inédita derivada de estudios realizados específicamente en la costa de Ceuta durante los primeros años de la invasión. En particular, se incluyen datos sobre los cambios observados en los hábitats sumergidos entre los años 2014 y 2019, lo que permitirá cuantificar con precisión la alteración sufrida por las comunidades bentónicas fotófilas y esciáfilas. El análisis de las variaciones en la cobertura de especies y en la estructura del bentos aportará una visión

detallada del impacto ecológico inicial de esta especie en un entorno especialmente vulnerable y estratégico desde el punto de vista biogeográfico.

A pesar de la creciente literatura científica sobre la expansión de *R. okamurae* en el ámbito ibérico y mediterráneo, persisten importantes lagunas de conocimiento relacionadas con su biología, mecanismos de dispersión y dinámica poblacional en zonas invadidas. En este sentido, se ha puesto de manifiesto la urgencia de implementar estrategias de vigilancia, detección precoz y control, especialmente en áreas protegidas o de elevado valor ecológico, como el entorno del Parque Natural del Estrecho o el litoral de Ceuta. La magnitud de su impacto, aún no cuantificado en toda su extensión, implica no solo alteraciones ecológicas, sino también importantes retos socioeconómicos y logísticos vinculados a la gestión de su biomasa y a la interferencia con actividades humanas como la pesca y el turismo (García-Gómez *et al*., 2018; Báez *et al*., 2023; Mogollón *et al*., 2024).

En definitiva, la expansión de *Rugulopteryx okamurae* en el Mediterráneo occidental, y particularmente en Ceuta, representa un caso emblemático de invasión con profundas implicaciones para la gestión de ecosistemas litorales. Así, este libro tiene como propósito presentar un análisis integral del fenómeno, desde la caracterización taxonómica de la especie hasta las respuestas institucionales y comunitarias frente a su impacto, con un enfoque centrado en el litoral ceutí como territorio clave para comprender la dinámica ecológica de esta invasora en el Mediterráneo.

2. Descripción de la especie

2.1 Morfología y anatomía

Rugulopteryx okamurae (E.Y. Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim, perteneciente al orden Dictyotales (Phaeophyceae, Ochrophyta), es una macroalga parda que presenta talos erectos, aplanados, de morfología acintada y ramificación predominantemente dicótoma, aunque también se han observado patrones flabelados. En ejemplares nativos recogidos en Corea en 1994, fue descrita con una altura de 15 cm, una anchura distal del internudo por debajo del ápice de 5.7 – 6.3 mm, y proximal de 3.5-4.0 mm, y una relación longitud-anchura de los internudos variable entre 2.4 y 4.1 (Hwang *et al*., 2009). El sistema de fijación está constituido por estolones cilíndricos y rizoides multicelulares hialinos, con disposición uniseriada. Por otro lado, los talos recogidos de poblaciones introducidas en el Estrecho de Gibraltar entre enero y agosto de 2017, presentaron las siguientes características: altura total del talo de 11-33 cm, y anchura de 18-36 cm, anchura del segundo internudo desde el ápice de 2-8 mm, longitud del internudo 3-24 mm, y relación longitud/anchura del internudo 1.5-5.0 (Pulido, 2017; Pulido & Altamirano, 2017).

El talo presenta una coloración que varía entre el marrón amarillento y el pardo verdoso, con una tonalidad más oscura en talos viejos. En condiciones de inmersión, los ápices pueden presentar un leve iridiscente (Bellisimo *et al*., 2024), aunque este rasgo no se conserva en especímenes varados o deshidratados.



Estructura anatómica del talo de *Dictyota dichotoma* (izquierda) y *Rugulopteryx okamurae* (derecha).

Anatómicamente, en corte transversal, el talo de *R. okamurae* se estructura en tres capas celulares diferenciadas: una capa cortical monoestratificada constituida por células pigmentadas, una capa medular

compuesta por células no pigmentadas, y una segunda capa cortical inferior. La médula presenta un patrón variable: en la parte central del talo suele ser monoestratificada, mientras que hacia los márgenes se vuelve pluriestratificada, lo cual constituye un carácter diagnóstico clave para su identificación (Díaz-Tapia *et al*., 2024). Esta configuración celular deriva de un patrón de crecimiento típicamente apical, mediante una célula apical lenticular que da origen a células subapicales por divisiones transversales. En poblaciones nativas, esta célula apical mide aproximadamente 55 µm de alto por 85 µm de ancho, mientras que en poblaciones invasoras del Estrecho de Gibraltar se han registrado dimensiones de 24–80 µm de alto y 96–224 µm de ancho (Pulido, 2017).

Las diferencias morfológicas observadas entre poblaciones nativas e introducidas pueden estar relacionadas con condiciones ambientales locales y con la plasticidad fenotípica de la especie. Por ejemplo, los ejemplares recolectados en la laguna de Thau (Francia) presentaban talos de hasta 10 cm de altura, con ramificación flabelada y márgenes enteros, coloración marrón amarillenta y ápices obtusos a ligeramente emarginados (Verlaque *et al*., 2009).

En general, *R. okamurae* se adhiere firmemente al sustrato mediante estolones ramificados y rizoides, aunque también se han observado ejemplares libres en la columna de agua o acumulados en arribazones, con capacidad potencial de recolonización si las condiciones lo permiten. Su estructura anatómica, junto con su morfología altamente ramificada y flexibilidad tisular, facilita su adaptación a distintos microhábitats y soportes, tanto naturales como artificiales (García-Gómez *et al*., 2020).

2.2 Ciclo de vida

Rugulopteryx okamurae presenta un ciclo de vida digenético isomórfico haplodiplofásico, en el que alternan una generación esporofítica diploide con una generación gametofítica haploide, morfológicamente indistinguibles. Este tipo de alternancia de generaciones, común en la familia Dictyotaceae, se caracteriza por fases talosas equivalentes en estructura externa, lo que dificulta su distinción en ausencia de estructuras reproductoras específicas (Hwang *et al*., 2009; Pulido, 2017).

La fase esporofítica da lugar a esporangios pedicelados, presentes en ambas caras del talo, aunque excluyendo los márgenes y el ápice. Estos esporangios, desprovistos de involucro, pueden originar monosporas diploides por mitosis o tetrasporas haploides mediante meiosis (Pulido & Altamirano, 2017). Las monosporas, una forma de reproducción asexual, germinan habitualmente sobre el propio esporofito parental, mientras que las tetrasporas, en condiciones favorables, generan gametofitos haploides independientes. Experimentalmente, se ha documentado la producción de esporangios tras cuatro semanas de cultivo en condiciones controladas (20°C, 50–70 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, fotoperiodo 14L:10O), observándose gametofitos maduros con gametangios a partir de la novena semana (Hwang *et al*., 2009).

La generación gametofítica es dioica, y produce gametangios femeninos (oogonios) y masculinos (anteridios), organizados en soros distribuidos de forma dispersa en ambas caras del talo (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009). En poblaciones nativas, los oogonios y anteridios presentan morfologías y tamaños bien caracterizados, aunque su presencia en poblaciones introducidas es excepcional (Pulido & Altamirano, 2017; Altamirano *et al*., 2019). De hecho, la fase gametofítica no ha sido identificada en condiciones naturales en Europa, y sólo recientemente se ha registrado la presencia de gametofitos femeninos en regiones invadidas del Cantábrico (Díaz-Tapia *et al*., 2025), lo que sugiere que la reproducción sexual podría estar limitada o condicionada por factores ambientales locales.

Junto a estas estrategias sexuales y asexuales, *R. okamurae* presenta un mecanismo de multiplicación vegetativa altamente eficiente ba-

sado en la producción de propágulos pluricelulares. Estos se originan a partir de divisiones meristemáticas en las capas cortical y medular, tanto en talos sanos como en zonas lesionadas por herbivoría o daños físicos (Kajimura, 1992). En condiciones naturales, se han documentado densidades superiores a 100 monosporas y 25 propágulos por centímetro cuadrado de talo (Altamirano *et al*., 2019), lo que pone de manifiesto el enorme potencial clonal de esta especie y su capacidad de colonización independiente del establecimiento sexual.

Esta plasticidad reproductiva, junto con la elevada tasa de regeneración vegetativa, explicaría en parte el comportamiento invasor de *R. okamurae* en el Mediterráneo occidental. Además, en estudios realizados en el litoral andaluz se ha observado que la reproducción asexual es continua durante todo el año, mientras que la formación de estructuras reproductoras sexuales parece restringida a ciertas épocas, con baja frecuencia de tetrasporangios y escasa evidencia de gametogénesis funcional (Pulido & Altamirano, 2017).

Por tanto, el ciclo de vida de *R. okamurae* en áreas invadidas como el Estrecho de Gibraltar parece estar dominado por fases esporofíticas clónicas, perpetuadas por mecanismos vegetativos y asexuales. La participación efectiva de la reproducción sexual en la dinámica poblacional de estas zonas es aún incierta y probablemente residual, aunque su potencial no debe descartarse dada la reciente detección de gametofitos en regiones templadas atlánticas.

2.3 Fenología y estrategias reproductivas

La fenología reproductiva de *Rugulopteryx okamurae* en su rango nativo presenta una marcada estacionalidad, con desarrollo de estructuras reproductoras sexuales durante la primavera y verano, y predominio de la regeneración vegetativa en los meses más fríos (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009). No obstante, en los entornos invadidos del Mediterráneo occidental, especialmente en el litoral andaluz y ceutí, estos patrones parecen profundamente alterados, predominando la estrategia asexual y la propagación vegetativa a lo largo de todo el año (Pulido & Altamirano, 2017; Altamirano *et al*., 2019).

En condiciones naturales de Ceuta y el Estrecho de Gibraltar, se ha observado una elevada actividad vegetativa y regenerativa incluso en los meses invernales, con máxima cobertura de talos adultos entre primavera y otoño, y mayor presencia de juveniles regenerados durante el invierno (García-Gómez *et al*., 2018). Esta continuidad fenológica sugiere una capacidad adaptativa superior, posiblemente favorecida por la estabilidad térmica de la región y la escasa limitación de nutrientes en ambientes costeros urbanizados.

R. okamurae presenta una estrategia reproductiva mixta a nivel biológico, pero en regiones invadidas como el Mediterráneo occidental, la reproducción asexual, especialmente la vegetativa, constituye el principal modo de propagación observado (Pulido & Altamirano, 2017; Altamirano *et al*., 2019; Díaz-Tapia *et al*., 2025). La formación de tetrasporangios, indicativa de reproducción sexual, es extremadamente infrecuente en la región del Estrecho, mientras que la presencia de gametofitos ha sido hasta fechas recientes indetectable en medios naturales (Pulido & Altamirano, 2017; Díaz-Tapia *et al*., 2025). Esta situación contrasta con la reproducción sexual funcional observada en Corea y Japón, donde la alternancia de generaciones se manifiesta con claridad (Kajimura, 1992).

El predominio de la reproducción vegetativa se manifiesta a través de la fragmentación talosa, la emisión de propágulos pluricelulares y la liberación de monosporas, que pueden establecerse rápidamente sobre sustratos duros o incluso sobre la propia matriz parental. Se ha

cuantificado que, en condiciones naturales, un solo centímetro cuadrado de talo puede albergar más de 100 monosporas y más de 25 propágulos vegetativos, cada uno de los cuales posee capacidad para originar un nuevo individuo clónico. Este potencial reproductivo no se restringe a talos fijados al sustrato, sino que también se mantiene en ejemplares libres en suspensión en la columna de agua, lo que refuerza la eficiencia colonizadora de la especie (Altamirano *et al*., 2019).

Desde el punto de vista ecológico y evolutivo, esta estrategia reproductiva presenta ventajas notables: garantiza el mantenimiento de las poblaciones en ausencia de recombinación sexual, permite la rápida ocupación de nuevos espacios, y minimiza la dependencia de condiciones ambientales óptimas para el apareamiento. Sin embargo, también implica un riesgo de reducción de variabilidad genética, lo cual podría influir en la resiliencia a largo plazo frente a perturbaciones bióticas o abióticas.

En síntesis, la fenología de *Rugulopteryx okamurae* en regiones invadidas se caracteriza por una actividad continua con escasa o nula estacionalidad, dominada por mecanismos reproductivos asexuales y vegetativos. Esta plasticidad fenológica y reproductiva constituye un elemento clave en su estrategia invasora, reforzando su capacidad de persistencia, expansión y dominio ecológico en hábitats costeros mediterráneos.

2.4 Ecología

Rugulopteryx okamurae es una macroalga bentónica submareal que, en su rango nativo, principalmente las costas templadas del noroeste del Pacífico (Corea del Sur y Japón), se desarrolla preferentemente sobre fondos rocosos someros entre 5 y 20 metros de profundidad, en entornos de alta energía hidrodinámica y marcada estacionalidad térmica (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009). En estos sistemas, *Rugulopteryx okamurae* forma parte de comunidades bentónicas estructuradas, compuestas por otras dictyotales, padináceas y sargazáceas, en las que no exhibe un comportamiento dominante ni invasivo (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009). Las poblaciones nativas muestran tasas de cobertura moderadas, una fenología estacional marcada y alternancia sexual regular, lo que sugiere que su dinámica está regulada por factores bióticos (como la competencia y la herbivoría) y abióticos (temperatura, fotoperiodo, nutrientes) (Altamirano *et al*., 2019). Además, en estos hábitats nativos, *R. okamurae* se asocia con una alta diversidad de macroinvertebrados y macrófitos, cumpliendo un papel estructural relevante pero subordinado dentro del ensamblaje bentónico (Kajimura, 1992).



Rugulopteryx okamurae y *Phyllariopsis purpurascens* coexistiendo en fondos sumergidos de Ceuta. Fotografía realizada en verano de 2022.

La especie es capaz de formar mantos monoespecíficos extensos, modificando las propiedades estructurales del bentos. Esta proliferación genera un efecto de sombreado que altera la dinámica de luz, inhibe el reclutamiento de especies autóctonas y reduce la diversidad funcional del ecosistema receptor. Esta capacidad para desplazar comunidades preexistentes se ve reforzada por su alto rendimiento en producción de biomasa y su elevada eficiencia en el uso de recursos (Sempere-Valverde *et al*., 2021; Florido *et al*., 2023).

Desde una perspectiva funcional, *R. okamurae* actúa como una especie ingeniera en los sistemas invadidos, modificando el microhábitat y alterando las condiciones físico-químicas del sustrato. La acumulación de talos muertos en fondos blandos y playas genera procesos locales de anoxia, cambios en el pH y fermentación, afectando a las comunidades edáficas y microbianas, así como al ciclo de nutrientes (García-Gómez *et al*., 2020).

A nivel fisiológico, la especie ha mostrado una amplia tolerancia a gradientes térmicos y salinos. En estudios realizados en el litoral sur de la península ibérica, se ha confirmado su supervivencia activa en temperaturas entre 13 y 27°C, y su permanencia en salinidades moderadamente reducidas, lo que le permite resistir condiciones costeras fluctuantes, típicas de ambientes portuarios o urbanizados (Pulido & Altamirano, 2017). Además, *R. okamurae* presenta una aparente baja presión de herbivoría por parte de especies nativas del Mediterráneo, lo que podría estar asociado a la producción de metabolitos secundarios comunes en Dictyotales, como diterpenos (p. ej. pachydictyol A, dictyodial), ampliamente descritos en especies como *Dictyota crenulata* y *Dictyota dichotoma* (De-Paula *et al*., 2008; Chen *et al*., 2018).

En cuanto a dispersión, se beneficia de mecanismos naturales (fragmentación talosa, corrientes marinas, hidrodinámica costera) y antrópicos (transporte en cascos de embarcaciones, redes, dragados). La liberación continua de fragmentos viables, tanto desde talos fijados como desde ejemplares flotantes, le otorga una notable capacidad de colonización secundaria. En contextos dinámicos como el Estrecho de Gibraltar, esta estrategia permite una rápida ocupación de hábitats adyacentes y una elevada persistencia ecológica incluso en condiciones subóptimas (Altamirano *et al*., 2019).

En síntesis, mientras que en su hábitat nativo *Rugulopteryx okamurae* se comporta como una especie subordinada dentro de comunidades multiespecíficas complejas, en su rango invadido ha mostrado una expansión funcional significativa, apoyada en su plasticidad ecológica, resistencia a la herbivoría, eficiencia reproductiva vegetativa y tolerancia a condiciones ambientales variables. Estos rasgos sinérgicos definen su éxito como invasora estructural en ecosistemas costeros mediterráneos.



Rugulopteryx okamurae coexistiendo junto a otras algas en fondos sumergidos de Tarifa. Fotografía realizada en verano de 2023.

2.5 Distribución nativa

Rugulopteryx okamurae es una especie endémica del Pacífico noroeste templado, cuya distribución nativa se restringe a las costas meridionales de Japón, Corea del Sur y China oriental. Dentro de esta área, se localiza principalmente en el mar del Japón (Mar del Este), el mar de la China Oriental y zonas adyacentes del océano Pacífico, en latitudes comprendidas aproximadamente entre los 29° y 38°N (Hwang *et al*., 2009). Las poblaciones más estudiadas corresponden a las costas de Corea del Sur, donde la especie ha sido ampliamente caracterizada tanto morfológica como genéticamente, particularmente en las provincias costeras de Gyeongsang y Jeollanam-do (Hwang *et al*., 2009).

En Japón, la especie ha sido documentada en Honshu y Kyushu, encontrándose en fondos rocosos submareales expuestos a alta energía, con buena circulación y transparencia del agua (Kajimura, 1992). Las condiciones oceanográficas en estas zonas incluyen un régimen térmico templado-estacional, con temperaturas del agua que varían entre 10 y 25°C a lo largo del año, y salinidades relativamente estables en torno a los 34–35 PSU. Estas características parecen adecuadas para el desarrollo de esta dictyotal, que coexiste en su hábitat nativo con otras especies del mismo orden, como *Dictyota dichotoma*, *Zonaria diesingiana* y *Dilophus okamurae*, así como con sargazos estivales del género *Sargassum* y laminariales como *Ecklonia cava* (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009).

La especie ha sido registrada entre los 5 y 20 metros de profundidad, fijada a sustratos rocosos firmes, aunque también puede desarrollarse sobre conchas, restos de corales muertos o material duro semienterrado, siempre en condiciones de buena iluminación y escasa sedimentación (Kajimura, 1992; Hwang *et al*., 2009). En estas comunidades, *R. okamurae* no presenta un carácter dominante y mantiene una dinámica estacional típica, sin generar impactos ecológicos significativos (Kajimura, 1992; Altamirano *et al*., 2019). Su fenología está sujeta a variaciones ambientales marcadas, especialmente en lo que respecta a temperatura y fotoperiodo, con máximos de biomasa en primavera y verano, y retracción parcial durante el invierno (Kajimura, 1992).

Desde el punto de vista biogeográfico, *Rugulopteryx okamurae* se considera una especie de afinidad cálido-templada (warm temperate), adaptada a condiciones de elevada estabilidad térmica y química, características típicas de las costas del Pacífico noroeste (Kajimura, 1992; Verlaque *et al*., 2009; Hwang *et al*., 2009). Este patrón contrasta con su comportamiento en zonas invadidas, donde ha demostrado una considerable plasticidad ecológica y batimétrica, colonizando hábitats con mayores fluctuaciones ambientales y diferentes regímenes de luz y energía (Altamirano *et al*., 2019). Los análisis moleculares basados en secuencias de ADN ribosómico y plastidial han confirmado la homogeneidad genética entre poblaciones coreanas y japonesas, así como la correspondencia filogenética con los individuos invasores del Mediterráneo occidental, lo que respalda la hipótesis de un origen único para las introducciones detectadas en Europa (Hwang *et al*., 2009; Altamirano *et al*., 2019).

Hasta la fecha, no se ha detectado comportamiento invasivo ni proliferaciones masivas de *R. okamurae* dentro de su rango de distribución nativo, lo que sugiere que su expansión en zonas exóticas responde a un fenómeno de liberación de limitaciones ecológicas (“enemy release”) y a la interacción sinérgica con factores de estrés locales, como el cambio climático, la eutrofización costera y la transformación del hábitat.

3. Situación actual en el mediterráneo

3.1 Áreas invadidas y áreas susceptibles

Desde su detección inicial en Ceuta en 2015 (Ocaña *et al*., 2016), *Rugulopteryx okamurae* ha experimentado una de las expansiones más rápidas y agresivas de una macroalga exótica en los sistemas costeros del Mediterráneo occidental y el Atlántico nororiental. Aunque la especie fue registrada por primera vez en Europa en 2002, en la laguna de Thau, cerca de Marsella (Verlaque *et al*., 2009), no se observaron comportamientos invasivos durante más de una década. Esta situación cambió drásticamente en 2015, cuando se reportó una proliferación masiva en Ceuta (Ocaña *et al*., 2016), coincidiendo con un periodo de máximas térmicas registrado entre 2010 y 2017, con temperaturas medias de 24°C y picos cercanos a los 28°C en aguas del Estrecho de Gibraltar (García-Gómez *et al*., 2020; Román & Vázquez, 2025). Esta confluencia de factores ambientales críticos parece haber favorecido el paso de una fase de presencia aislada a un patrón de invasión activa, marcando el inicio de su expansión exponencial tanto en el Mediterráneo como en el Atlántico noreste.



Figura 1. Evolución de la distribución del alga *Rugulopteryx okamurae*. Extraído de Sánchez, 2025 (El País).

El área del Estrecho de Gibraltar se consolidó como el principal foco de proliferación de la especie, desde donde se extendió rápidamente tanto hacia el este como hacia el oeste (figura 1). Desde 2016 se han documentado colonizaciones continuas en más de 20 localidades costeras, tanto en regiones africanas como europeas, especialmente en los litorales de Andalucía y el norte de Marruecos (Román & Vázquez, 2025; Laamraoui *et al*., 2024). Posteriormente, se ha confirmado su presencia en puntos del levante español, Murcia, Alicante y Baleares, así como en nuevas localidades del Mediterráneo central y occidental, incluyendo las costas italianas (Bellissimo *et al*., 2024; Marletta *et al*., 2024; Bottalico *et al*., 2024) y francesas (Ruitton *et al*., 2021; Borriglione *et al*., 2024).

En paralelo, la especie ha cruzado fronteras biogeográficas, expandiéndose hacia el Atlántico, donde se ha registrado en el Algarve portugués (Liulea *et al*., 2023), las islas Madeira (Bernal-Ibáñez *et al*., 2022), las Azores (Faria *et al*., 2022a) y, más recientemente, en la cornisa cantábrica de España (Díaz-Tapia *et al*., 2025). Esta dispersión hacia múltiples ecorregiones sugiere un alto grado de tolerancia ambiental y adaptabilidad ecológica, características distintivas de especies altamente invasoras.

La amplitud batimétrica alcanzada por la especie refuerza esta idea. Se ha registrado su fijación desde zonas intermareales hasta los 40 m de profundidad en el Estrecho de Gibraltar, así como la presencia de talos a la deriva en fondos circalitorales y batiales entre los 50 y 450 m, lo que evidencia una capacidad de colonización vertical inusual para dictyotales (Rueda *et al*., 2023; Laamraoui *et al*., 2024).

Los modelos de distribución ecológica desarrollados en años recientes han predicho con gran acierto esta esta expansión (figura 2). Aplicando la Función de la Favorabilidad (Acevedo & Real, 2012) y variables de Bio-ORACLE, se han identificado amplias zonas del litoral andaluz, levantino y norteafricano como altamente favorables (valores > 0.9), incluso antes de su colonización real (MITECO, 2022).

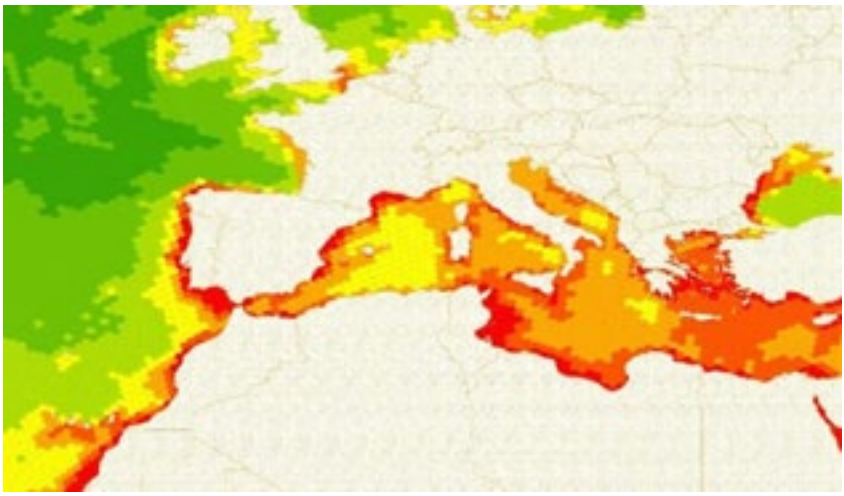


Figura 2. Modelo de favorabilidad ambiental para *R. okamurae* en el Mediterráneo, costas de Europa occidental y norte de África, partiendo de la distribución introducida de la especie. Se muestran en colores cálidos las zonas que presentan condiciones favorables para acoger a la especie (la mayor favorabilidad la muestra el color rojo) y en verde las zonas más desfavorables. Extraído de MITECO, 2022.

En síntesis, *R. okamurae* ha consolidado una expansión sin precedentes desde su reactivación biogeográfica en 2015, y su capacidad de invasión en hábitats diversos, profundidades variables y regiones climáticas distintas lo posicionan como una amenaza seria para la biodiversidad marina en múltiples frentes. La combinación de registros empíricos y proyecciones ecológicas refuerza la urgencia de mantener una vigilancia activa, especialmente en tramos aún no colonizados, pero ambientalmente predispuestos.

3.2 Impactos causados

A. Impactos ecológicos

La expansión de *Rugulopteryx okamurae* ha desencadenado un conjunto de alteraciones profundas en los ecosistemas bentónicos mediterráneos y atlánticos. Su elevada capacidad competitiva, junto con su prolificidad reproductiva y tolerancia ambiental, le han permitido ocupar rápidamente grandes extensiones de sustrato rocoso, desplazando a especies autóctonas clave. En áreas invadidas como el Estrecho de Gibraltar, la Bahía de Ceuta o Jbel Moussa (Marruecos), se ha documentado una alteración significativa en la estructura de las comunidades bentónicas, incluyendo el retroceso o desaparición de especies bioindicadoras como *Mesophyllum expansum*, *Paramuricea clavata* o *Ellisolandia* (=*Corallina*) *elongata* (García-Gómez *et al*., 2020; Sempere-Valverde *et al*., 2021; Faria *et al*., 2022a, 2022b; Laamraoui *et al*., 2024).

Estos impactos se extienden a hábitats vulnerables como praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, bosques de fucales y kelps, y, en menor medida, comunidades coralígenas (Terradas-Fernández *et al*., 2023; Bellissimo *et al*., 2024). Además, la acumulación de talos desprendidos en el bentos circalitoral y batial ha generado impactos en organismos sésiles de crecimiento lento, como gorgonias y corales escleractinios, que pueden quedar cubiertos o entrelazados, comprometiendo su capacidad de filtración y supervivencia a largo plazo (Rueda *et al*., 2023; Román & Vázquez, 2025).

Desde una perspectiva ecosistémica, la presencia masiva de *R. okamurae* ha inducido procesos de homogeneización estructural, reducción de la riqueza específica y simplificación funcional de los ensamblajes bentónicos, con una pérdida de resiliencia frente a perturbaciones ambientales (Laamraoui *et al*., 2024; Souviron-Priego *et al*., 2024). Estas alteraciones también afectan a hábitats prioritarios dentro de la Red Natura 2000, lo que incrementa la urgencia de establecer medidas de gestión específicas.



Ejemplo visual de la homogeneización estructural causado por *Rugulopteryx okamurae*.

B. Impactos económicos

La invasión de *R. okamurae* ha generado un impacto económico significativo, particularmente en los sectores pesquero, acuícola y turístico. La elevada biomasa acumulada en redes de arrastre, trasmallos y palangres reduce la eficacia de pesca, obliga a limpiezas frecuentes y deteriora el material, provocando pérdidas directas para la flota artesanal e industrial (Báez *et al*., 2023; Román & Vázquez, 2025). En el área del Estrecho de Gibraltar, se han estimado pérdidas superiores a 800.000 € para el sector pesquero en tan solo nueve meses, además de otros 400.000 € en costes de limpieza de playas (Altamirano *et al*., 2019; Mogollón *et al*., 2024).



Redes de arrastre colpasados por *Rugulopteryx okamurae*.

En el ámbito de la acuicultura, se han documentado obstrucciones en jaulas, descenso del oxígeno disuelto y efectos adversos sobre la salud de peces debido a la descomposición de talos acumulados, que en ocasiones pueden liberar compuestos tóxicos (Mghili *et al*., 2023). Estas situaciones conllevan paradas técnicas, pérdida de producto y sobrecostes operativos.

El turismo costero también se ha visto afectado por la proliferación masiva de arribazones, que reducen la calidad estética de las playas, generan olores desagradables al descomponerse y comprometen el acceso a zonas de baño. En Ceuta se retiraron más de 5.000 toneladas de biomasa en 2015 (Ocaña *et al*., 2016), mientras que en Tarifa se superaron las 6.000 toneladas en 2021 (Roca *et al*., 2022). En este contexto, Mogollón *et al*. (2024) calcularon que el coste económico total en Tarifa superaba los tres millones de euros anuales, principalmente por impactos en pesca y limpieza pública.

C. Impactos sociales

Además de los efectos ecológicos y económicos, *R. okamurae* ha generado importantes impactos sociales, particularmente en comunidades costeras dependientes de la pesca y el turismo. La pérdida de capturas, el deterioro de herramientas pesqueras y el esfuerzo extra requerido para operar en zonas infestadas afectan directamente al sustento de pescadores locales y a la percepción del riesgo laboral (Báez *et al*., 2023).

El turismo costero, eje económico fundamental en muchas zonas del Mediterráneo y del Atlántico, se ha visto perjudicado por la mala imagen asociada a las playas afectadas por arribazones masivos y aguas turbias con fragmentos flotantes de *R. okamurae* (Mogollón *et al*., 2024; Mghili *et al*., 2023). Las quejas ciudadanas han aumentado, y en algunos casos han sido necesarias campañas de limpieza intensivas para recuperar la calidad del entorno y mitigar el malestar vecinal y turístico (Ocaña *et al*., 2016; El Madany *et al*., 2024).

Además, los efectos derivados de la descomposición anaerobia de los talos varados, con emisión de olores sulfurosos, plantean dudas sobre posibles riesgos para la salud pública en escenarios con altas temperaturas estivales y baja renovación del aire (Laamraoui *et al*., 2024).



Arribazones de *Rugulopteryx okamurae* afectando el acceso al baño en Benzú, Ceuta.



Arribazones de *Rugulopteryx okamurae* afectando el acceso al baño en Benzú, Ceuta.

4. El caso de Ceuta

La ciudad autónoma de Ceuta, situada en el extremo occidental del mar de Alborán, ha sido uno de los primeros y más afectados territorios por la invasión de *Rugulopteryx okamurae* en el Mediterráneo. Su posición geográfica privilegiada, unida a una compleja dinámica oceanográfica, ha convertido a su litoral en un punto clave tanto para el asentamiento de esta macroalga invasora como para su expansión posterior hacia otras regiones. Este capítulo se centra en analizar con detalle la evolución de la invasión en el entorno ceutí desde su detección en 2015, convirtiendo a Ceuta en un observatorio privilegiado para el estudio de este fenómeno.

El capítulo se estructura a través de un enfoque progresivo que abarca desde las características oceanográficas de la región hasta la presentación de los datos obtenidos a través de estudios submarinos *in situ* en diversas estaciones control repartidos por el litoral de Ceuta. Así, antes de nada, se contextualiza el enclave geográfico y se detallan los posibles procesos de llegada y dispersión de la especie. Seguidamente, se exponen los objetivos del estudio y la metodología empleada y, por último, se analizan los datos obtenidos para entender los cambios detectados en la cobertura, diversidad y estructura comunitaria de los hábitats sumergidos entre 2015 y 2018, con un enfoque integrador que permite evaluar con precisión los efectos ecológicos de la invasión en este territorio especialmente vulnerable.

4.1 Enclave geográfico

La región de Ceuta se localiza en un enclave de excepcional interés oceanográfico y biogeográfico dentro del Mar de Alborán, en el extremo occidental del Mediterráneo. Esta zona se caracteriza por su compleja dinámica hidrológica y elevada biodiversidad, derivadas en gran medida de la interacción entre aguas atlánticas y mediterráneas en el Estrecho de Gibraltar (Ocaña *et al*., 2009). Este constituye un espacio marino de gran singularidad, donde convergen masas de agua, especies y procesos ecológicos de orígenes diversos.

El sistema de circulación general en esta región está dominado por un intercambio bidireccional de masas de agua: una entrada superficial de aguas atlánticas (36‰ de salinidad, 15–17°C) hacia el Mediterráneo, que compensa el elevado déficit hídrico de esta cuenca por evaporación; y una salida profunda de aguas mediterráneas más cálidas y salinas, estructuradas en dos capas principales: una intermedia (14°C, 39‰) procedente del Levante mediterráneo y otra más profunda (12°C, 38.5‰) generada en el Mediterráneo occidental. Estas aguas fluyen a velocidades que pueden alcanzar 2.5 m/s y, al toparse con el umbral geológico del Estrecho, ascienden formando *lentes* o masas de agua mediterránea que influyen en la biodiversidad del Atlántico cercano (Morton *et al*., 1998; Gofas y García Raso, 2004).



NASA Ocean Color

Este intercambio continuo genera un sistema hidrodinámico altamente productivo, potenciado por la topografía escarpada del fondo marino, que favorece la formación de giros ciclónicos y anticiclónicos, así como de fenómenos locales de afloramiento (*upwelling*), especialmente en zonas como Punta Almina. Estos afloramientos elevan hacia la superficie aguas profundas ricas en nutrientes, con concentraciones de nitratos entre 0.75–2.5 µmol/l, incrementando la biomasa planctónica hasta 60 mg/m³ y generando un impacto directo en la cadena trófica (Arias, 1975; Carbonell y Jansá, 1983; Greze *et al*., 1985).

En términos físico-químicos, las aguas del entorno de Ceuta presentan temperaturas comprendidas entre los 12 y 17°C, salinidades de 36–38‰, y concentraciones de oxígeno disuelto entre 4.5–5.5 ml/l. Esta estabilidad térmica, sin picos extremos ni en verano ni en invierno, podría explicar el asentamiento y proliferación de especies con afinidades tropicales (Margalef, 1989), como lo observado recientemente con la especie *Rugulopteryx okamurae*.

Respecto al régimen mareal, Ceuta presenta una carrera de marea de 1.3 m, significativamente superior a la de otros sectores mediterráneos (como Tarragona, con 0.3 m), aunque inferior que la de Cádiz (2.5 m) (Ocaña *et al*., 2009). Este factor, inusual en el contexto del Mediterráneo, implica una notable renovación del medio marino y favorece la aparición de comunidades intermareales y submareales especializadas (Sánchez y Pascual, 1988; Tejedor *et al*., 1998; Parrilla Barrera, 1998; Bryden *et al*., 1994). Las mareas generan flujos intensos capaces de invertir temporalmente la dirección del intercambio de aguas, especialmente en las embocaduras del Estrecho, donde el desfase entre la marea y la corriente inducida alcanza hasta tres horas (Pratt, 1990).

Estas condiciones oceanográficas convierten a Ceuta en un enclave de alto valor ecológico y biogeográfico. La región funciona como un "punto caliente" de biodiversidad marina (*hotspot*), con una elevada concentración de especies endémicas, atlánticas, anfiatlánticas y cosmopolitas, muchas de ellas con su límite de distribución en el propio Estrecho de Gibraltar (Templado *et al*., 2006; Bouchet, 2006; Gofas y García Raso, 2004).

En definitiva, el litoral de Ceuta constituye un observatorio privilegiado donde confluyen factores físicos, químicos y biológicos de gran relevancia para comprender los procesos de conectividad, producti-

vidad y cambio ecológico en el contexto atlanto-mediterráneo. Estas condiciones particulares son también determinantes para entender la llegada y asentamiento de especies exóticas invasoras como *Rugulopteryx okamurae*. Todo ello pone de manifiesto la necesidad de seguir estudiando los fenómenos oceanográficos de la región, a través de estudios de detalle.



4.2 Introducción y dispersión

La llegada de *Rugulopteryx okamurae* al litoral de Ceuta marcó el inicio de una de las invasiones biológicas marinas más significativas registradas en el Mediterráneo occidental en las últimas décadas. Aunque esta especie de dictyotal parda fue detectada por primera vez en Europa en 2002, concretamente en la laguna de Thau (Francia), donde permaneció en equilibrio sin evidencias de carácter invasivo (Verlaque *et al*., 2009), no fue hasta el año 2015 cuando se produjo un episodio de proliferación explosiva en el entorno del Estrecho de Gibraltar, con registros iniciales en fondos rocosos de la costa norte de Ceuta y arribazones masivos en sus playas (Ocaña *et al*., 2016; Altamirano *et al*., 2016; García-Gómez *et al*., 2018). Este evento coincidió con un periodo de condiciones oceanográficas anómalas en la región, caracterizado por temperaturas superficiales persistentemente elevadas, con medias anuales próximas a los 24°C y máximas cercanas a los 28°C entre 2010 y 2017 (García-Gómez *et al*., 2020), lo que pudo suponer un umbral ecológico favorable para el inicio de su expansión.

Esta alga llegó por primera vez al Mediterráneo a causa de un proceso inadecuado de descontaminación y cuarentena a la hora de importar la especie de ostra *Magallana gigas* desde el norte del pacífico. La razón por la que llegó al Estrecho en 2015 es todavía tema de debate, aunque varios autores (Faria *et al*., 2022a; Terradas-Fernández *et al*., 2023) han señalado, basándose en las características morfológicas y biológicas de *R. okamurae* y en su tolerancia a grandes periodos de oscuridad, que el principal vector de introducción puede deberse a las aguas de lastre, en un contexto de alta conectividad marina y falta de control efectivo sobre bioincrustaciones portuarias. Asimismo, esta hipótesis se encuentra apoyada dada la presencia de dos de los puertos más importantes en Europa (Algeciras) y África (Tanger Med) donde es habitual encontrar buques asiáticos (Román & Vázquez, 2025). Dada la posición estratégica de Ceuta en una de las rutas marítimas más transitadas del mundo y su estrecha conexión con puertos europeos y africanos, el papel de los vectores antrópicos resulta determinante.

Una vez establecida, la especie mostró una capacidad de dispersión excepcional. A partir de los primeros focos en Ceuta y Tarifa, *R.*

okamurae se extendió rápidamente por todo el litoral gaditano y malagueño, colonizando más de una veintena de localidades costeras en ambos márgenes del Estrecho, incluyendo enclaves clave del norte de Marruecos como la bahía de Tánger o la costa de M'diq (Altamirano *et al*., 2016; Román & Vázquez, 2025; Laamraoui *et al*., 2024). Posteriormente, la especie amplió su rango hacia el levante ibérico (Granada, Almería, Murcia, Alicante), alcanzando incluso las islas Baleares, y más al este, zonas del litoral italiano y francés (Bellissimo *et al*., 2024; Marletta *et al*., 2024; Borriglione *et al*., 2024; Ruitton *et al*., 2021). En el ámbito atlántico, ha sido registrada en el Algarve portugués, las islas Madeira y Azores, y más recientemente, en varios puntos de la cornisa cantábrica (Liulea *et al*., 2023; Bernal-Ibáñez *et al*., 2022; Díaz-Tapia *et al*., 2025).

Esta rápida expansión está ligada a la extraordinaria eficacia de sus mecanismos de reproducción vegetativa, que le permiten generar nuevos individuos a partir de fragmentos del talo, tanto si estos permanecen fijados al sustrato como si flotan libremente en la columna de agua. Estudios recientes han cuantificado que, en condiciones naturales, un solo centímetro cuadrado de talo puede albergar más de 100 monosporas y 25 propágulos vegetativos, cada uno con capacidad de generar un nuevo individuo clonal (Altamirano *et al*., 2019). Estas características, combinadas con su tolerancia a un amplio rango de condiciones físico-químicas y su escasa presión de herbivoría en el Mediterráneo, han permitido a *R. okamurae* ocupar hábitats fotófilos y esciáfilos, desplazar a especies nativas y recolonizar fondos incluso tras eventos de perturbación.

No obstante, sigue sin haber consenso científico sobre cómo esta alga se dispersó, a partir del Estrecho de Gibraltar, al resto del mediterráneo andaluz y más allá. En este sentido, la empresa Gestión Técnica Medioambiental Sur, S.L.U., (GestemaSur, en adelante) formuló una hipótesis en base a los resultados que obtuvieron gracias al trabajo realizado en 2023 para el proyecto "Seguimiento del alga *Rugulopteryx* y sus implicaciones en la actividad pesquera y Economía Azul" (GestemaSur, 2023).

En base a los resultados obtenidos durante ese análisis satelital, los autores formularon una hipótesis que permite explicar el origen de los arribazones profundos del alga *R. okamurae* detectadas en la Costa de Granada y alrededores. Esta se basa, especialmente, en las imágenes derivadas del análisis de temperatura superficial, de una situación

específica durante los meses de septiembre, octubre, noviembre y diciembre de 2019 en el Mar de Alborán.

La situación oceanográfica modelo del Mar de Alborán está constituida por la existencia de dos giros oceanográficos anticiclónicos, un giro ciclónico y frentes oceanográfico. El giro anticiclónico de mayor energía se sitúa en la cuenca occidental (Giro Occidental de Alborán, GOCA) y es el responsable de impulsar el agua atlántica que se adentra por el Estrecho (Chorro Atlántico, CA), así como de los importantes afloramientos de aguas profundas presentes en la fachada norte de esta cuenca. En la cuenca oriental aparece otro giro anticiclónico (Giro Oriental de Alborán, GORA), normalmente de menor intensidad e identidad. Entre ambos giros, en la subcuenca de Motril, aparece un giro ciclónico (Giro Central Ciclónico de Alborán, GCC). Respecto a los frentes, en estas condiciones aparecerá un frente principal, el Frente Almería-Orán (FAO), que limita el Mar de Alborán por oriente y un segundo frente entre los giros Oriental y Occidental (FGOCA).

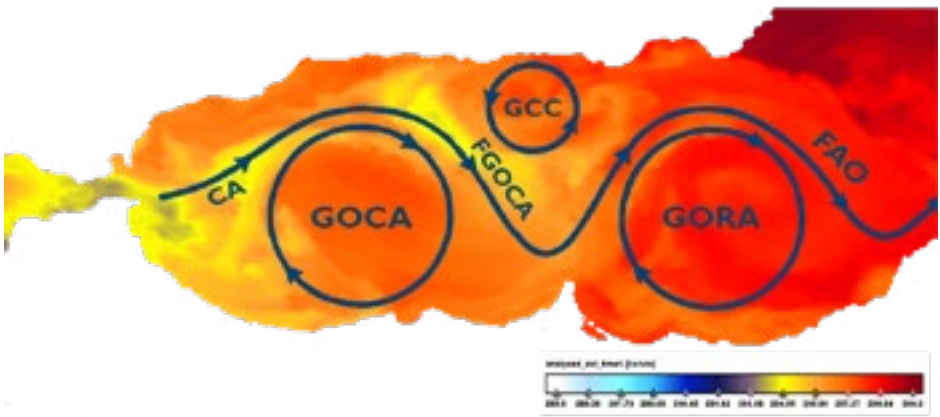


Figura 3. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 28 de agosto de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento totalmente compatible con el modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro central ciclónico de Alborán (GCC), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

Vieron como durante el final del verano y otoño de 2019, las condiciones oceanográficas se alejaron de este modelo clásico de forma significativa.

Esta situación comenzó a ser claramente patente a partir del 10 de septiembre de 2019, desplazándose los giros oceanográficos en dirección este. Este desplazamiento sitúo el centro del Giro Occidental de Alborán frente a la Costa de Granada, el centro del Giro Oriental de Alborán a oriente de Cabo de Gata y provocó la aparición de un giro ciclónico sobre la subcuenca de Pytheas. Así mismo el Chorro Atlántico quedó confinado sobre el Cañón de Ceuta, apareciendo un frente oceanográfico que se extendió entre Algeciras y Alhucemas. Derivado de esta configuración se empezó a formar una corriente, detectable por los movimientos de las diferentes masas de agua con un perfil térmico específico, que se inició en la Bahía de Estepona y se desplazó impulsada por los diferentes giros por la fachada norte del Mar de Alborán, pivotando sobre la Costa de Granada hacia el centro de la Cuenca Oriental. En este momento no se detectaron afloramientos importantes de aguas profundas que supusieran una disminución drástica de la temperatura superficial en la fachada norte.

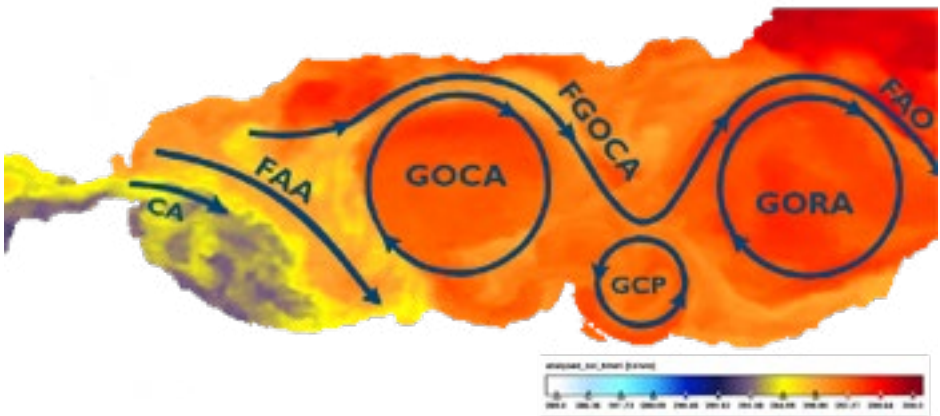


Figura 4. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 10 de septiembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Ciclónico de Pytheas (GCP), Frente Algeciras-Alhucemas (FAA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

Esta situación se mantuvo moderadamente estable hasta finales de septiembre. El 26 de septiembre comenzó a formarse un giro anticiclónico de pequeño tamaño sobre el Cañón de Ceuta. En esta situación el Mar de Alborán presentó tres giros oceánicos anticiclónicos. El Giro

Occidental de reciente formación, un Giro Anticiclónico Central de Alborán derivado del anterior Giro Occidental que pivotó hacia oriente y el Giro Oriental de Alborán. Esta situación tomó una constitución especialmente evidente a partir del 1 de octubre. En este estado destacó la formación de un nuevo frente asociado al GOCA, así como el inicio de afloramientos submarinos en el área aledaña al Estrecho, que fueron detectados por la presencia de importantes fenómenos de enfriamiento de las aguas.

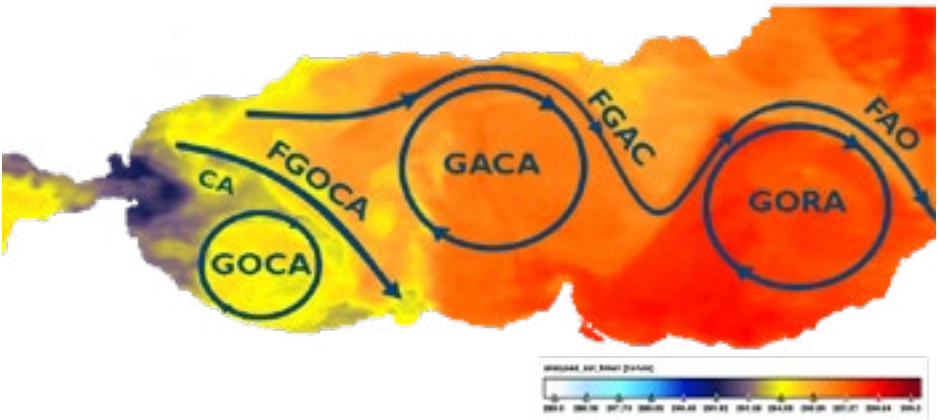


Figura 5. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 1 de octubre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de Alborán (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGAC) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

Hacia el 15 de octubre se produjeron modificaciones. El Giro Occidental contó en ese momento con una importante entidad, encontrándose desplazado hacia el sur respecto a la situación modelo. Mientras, el Giro Anticiclónico Central de Alborán y el Giro Oriental de Alborán perdieron cierta entidad, desplazándose aún más hacia el este. En esta situación, la importante potencia del GOCA generó afloramientos de aguas frías en el entorno del Cañón de Ceuta, el Estrecho de Gibraltar y la Bahía de Estepona. Las aguas de esta área fueron arrastradas por efecto de los giros GACA y GORA a lo largo de toda la costa andaluza. En este escenario, las masas algales descritas a la deriva en fondos de Estepona y Marbella a lo largo de 2019 pudieron haberse visto arrastradas por las corrientes derivadas del fenómeno en dirección este.

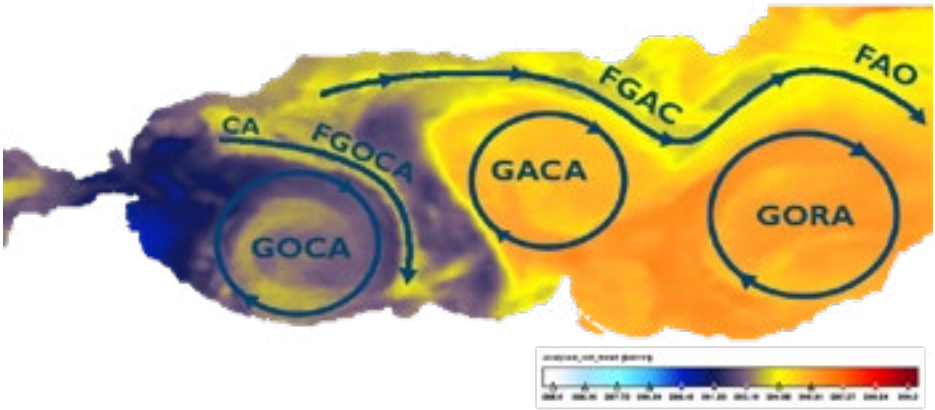


Figura 6. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 15 de octubre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGACA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

El 4 de noviembre de 2019 los giros Occidental de Alborán y Anticiclónico Central de Alborán se mantuvieron en una situación muy similar a la previa. Sin embargo, el Giro Oriental de Alborán se desplazó hacia el este, desplazando de forma importante el frente que se desarrollaba en su vertiente noreste. En este momento, la situación comenzó a acercase al estado modelo en el que se encontraba el Mar de Alborán a finales del mes de agosto. El frente del Giro Anticiclónico Central se encontró tan desplazado hacia el este que alcanzó la posición del frente Almería-Orán. Los autores del trabajo (GestemaSur, 2023), definen esto como una situación intermedia en la que los giros se estaban desplazando para ocupar las posiciones del estado general. Sin embargo, esta disposición continúa generando una importante corriente que desplaza las aguas desde la Bahía de Estepona y Málaga hasta Cabo de Gata a lo largo de toda la costa andaluza. Este desplazamiento a su vez, que implica la retirada de importantes masas de agua superficial genera afloramientos de aguas frías.

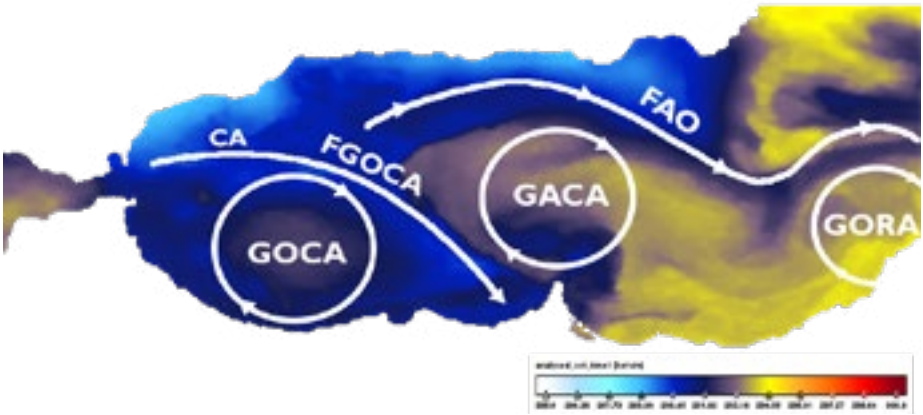


Figura 7. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 4 de noviembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

A mediados de noviembre la situación se encontraba en un estado similar al estado modelo. El Giro Anticiclónico Central de Alborán se desplazó hasta situarse en la disposición del Giro Oriental de Alborán según el modelo, desplazándose el anterior GORA en dirección este fuera del Mar de Alborán, donde finalmente se disipó. Tanto el GOCA como el actual GORA se encontraron, no obstante, desplazados hacia el sur, produciéndose un importante afloramiento de aguas profundas en toda la costa andaluza, que generó un descenso de las temperaturas superficiales. La corriente con origen occidental que recorría toda la costa andaluza se redujo considerablemente, originándose en ese momento corrientes en dirección sur-este y este-sureste que retiraron el agua superficial y propiciaron el afloramiento. En esta situación, las masas algales que se habían distribuido a lo largo de la costa en los meses previos se estarían viendo arrastradas por el fondo en dirección a la costa por las diferentes corrientes de afloramiento.

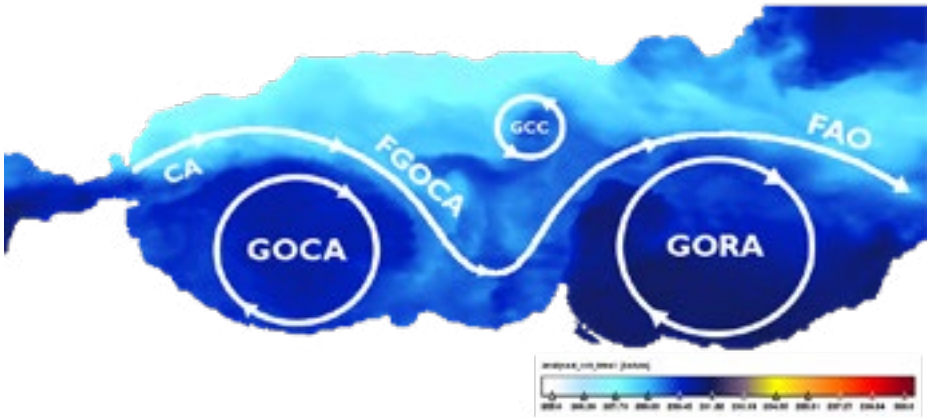


Figura 8. Imagen satelital de temperatura superficial realizada el 15 de noviembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGACA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

Este trabajo realizado por la empresa GestemaSur concluye que de las imágenes obtenidas para temperatura superficial se obtienen por tanto resultados de especial valor para conocer el posible origen de las masas algas presentes en la provincia de Granada en 2019. No obstante, advierten que constatar este origen de forma fidedigna sería únicamente posible mediante una ampliación de resultados, incorporando análisis genéticos y ampliando los análisis oceanográficos.

Además, contrastaron los datos previamente expuestos a partir de la temperatura superficial con los datos de clorofila en suspensión, concluyendo que: "pese a que durante las primeras fases del fenómeno descrito los bajos valores de clorofila en suspensión no permiten observar los giros estudiados mediante temperatura superficial, los valores de producción primaria presentes en los diferentes frentes descritos durante los meses de septiembre, octubre y noviembre permiten establecer una correlación directa sobre su posición. Igualmente, los importantes afloramientos descritos durante el mes de noviembre pueden ser relacionados con incremento en la producción primaria en la fachada norte del Mar de Alborán, que irá aumentando durante los meses de noviembre y especialmente diciembre.".

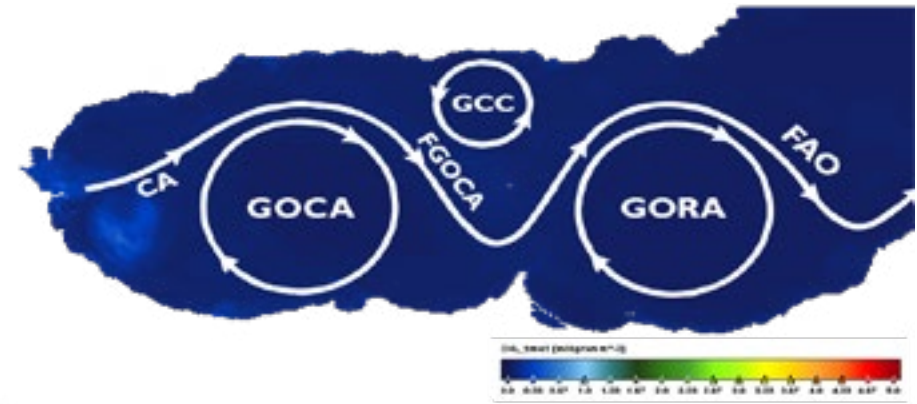


Figura 9. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 28 de agosto de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento totalmente compatible con el modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro central ciclónico de Alborán (GCC), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.



Figura 10. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 10 de septiembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Ciclónico de Pytheas (GCP), Frente Algeciras-Alhucemas (FAA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

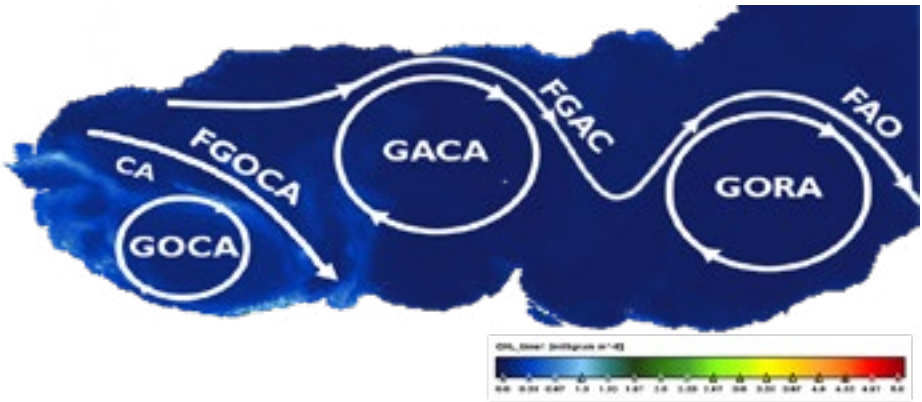


Figura 11. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 1 de octubre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de Alborán (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGAC) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

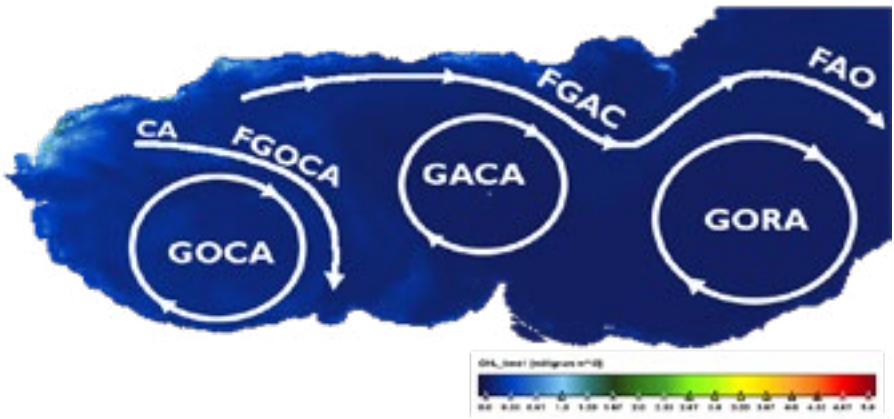


Figura 12. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 15 de octubre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGACA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

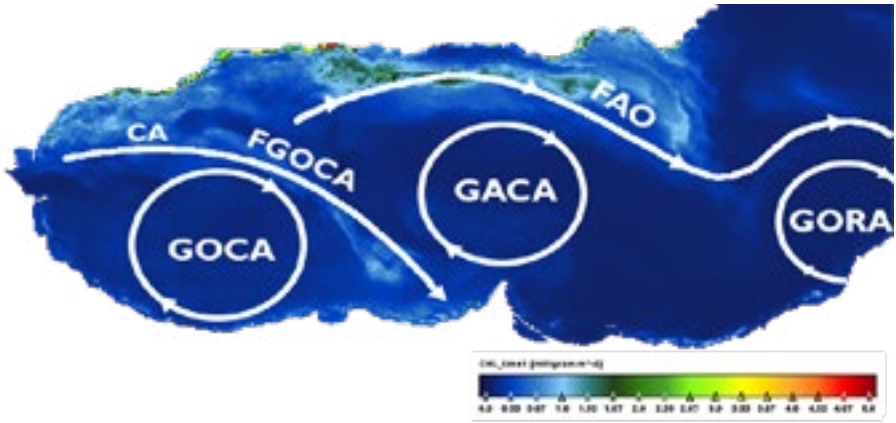


Figura 13. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 4 de noviembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

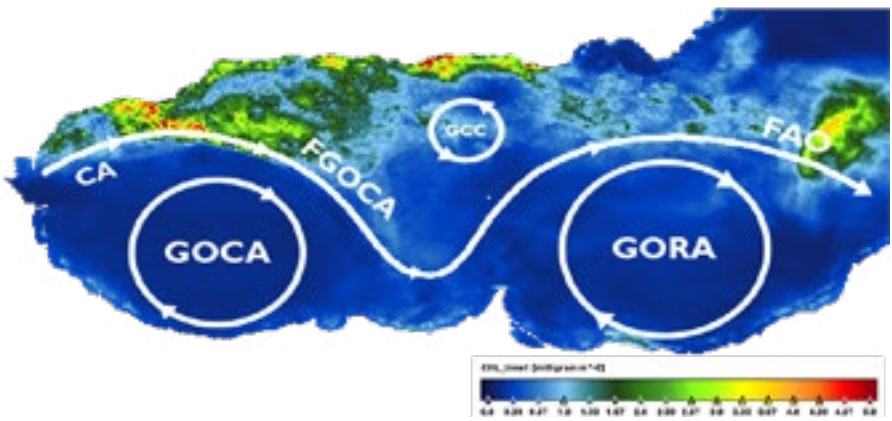


Figura 14. Imagen satelital de clorofila en suspensión realizada el 15 de noviembre de 2019. Durante este día el Mar de Alborán presentó un comportamiento alejado del modelo general oceanográfico. Las siglas hacen referencia a los siguientes términos: Chorro Atlántico (CA), Giro Occidental de Alborán (GOCA), Giro Oriental de Alborán (GORA), Giro Anticiclónico Central de (GACA), Frente del Giro Occidental de Alborán (FGOCA), Frente del Giro Anticiclónico Central de Alborán (FGACA) y Frente Almería-Orán (FAO). Extraído de GestemaSur, 2023.

Los autores del trabajo realizado por GestemaSur (2023) revisaron imágenes oceanográficas desde inicios del 2019 hasta finales de 2022 (1460 imágenes para cada variable) para constatar en cuantas ocasiones se había repetido la situación descrita, así como para poder establecer correlaciones con la climatología imperante y establecer un modelo de riesgo. Concluyeron que, aunque se detectaron momentos similares, la situación oceanográfica descrita durante otoño de 2019 no se repitió.

Finalmente, el mismo trabajó (GestemaSur, 2023) realizó un despliegue de sondas oceanográficas (conductivímetro, perfilador de corrientes y oxímetro, entre otros) en el litoral granadino, a una profundidad de más de 60 metros. Los resultados obtenidos en puntos clave del litoral (Punta del Farillo, Calahonda, Granada) apoyaron la hipótesis descrita ya que observaron que durante los momentos de marea llenante, las corrientes en el fondo adquieren dirección sur y alta intensidad, alcanzándose los picos de temperatura y mínimos de salinidad durante la pleamar y, con la marea vaciante, las corrientes en el fondo toman dirección norte, disminuyendo la temperatura y aumentando la salinidad. Concluyen, que este fenómeno de microescala, de gran singularidad, podría actuar arrastrando sobre el fondo las algas en suspensión que han sido transportadas desde el Estrecho de Gibraltar y la Bahía de Estepona por acción de diferentes corrientes de macroescala.

4.3 Objetivos

Este capítulo tiene como objetivo principal analizar en profundidad los efectos ecológicos y espaciales provocados por la proliferación de *Rugulopteryx okamurae* en el litoral de Ceuta, desde su irrupción en 2015 hasta el periodo más reciente de estudio (2018). Para ello, se establecen una serie de objetivos secundarios:

- Mostrar visualmente los cambios detectados en los ecosistemas costeros de Ceuta, mediante una serie de registros gráficos sistemáticos tomados en estaciones centinela representativas. Estas imágenes permiten documentar, con carácter comparativo, la transformación paisajística y biológica ocurrida en los hábitats fotófilos y esciófilos durante momentos clave de la invasión.

- Cuantificar dichos cambios ecológicos a través del análisis de coberturas específicas, índices de abundancia relativa y composición de especies. Este enfoque cuantitativo permite establecer patrones de dominancia, pérdida de biodiversidad y sustitución de especies estructurales clave.

- Describir los impactos negativos producidos durante el periodo 2015 – 2018 por la presencia masiva de *R. okamurae*, tanto en términos de simplificación estructural del bentos como de pérdida funcional del ecosistema.

- Establecer y validar un sistema de estaciones de vigilancia ecológica, que sirva como base para evaluar la velocidad y direccionalidad de la expansión de la especie en el tiempo. Estas estaciones centinela constituyen una herramienta clave para el monitoreo continuo y la toma de decisiones en materia de gestión y conservación.

4.4 Metodología

El estudio se desarrolló en condiciones oceanográficas exigentes, propias del litoral ceutí, donde confluyen factores como fuerte batimiento, intensas corrientes de marea y elevada energía hidrodinámica, condicionados por la compleja morfología sumergida del Estrecho de Gibraltar. Para llevar a cabo los muestreos, se emplearon inmersiones técnicas planificadas con apoyo de buzos profesionales, equipados con sistemas de seguridad reglamentarios y asistencia sanitaria en superficie. En los descensos a cotas profundas se utilizaron botellas de seguridad y cabos de fondeo con boyas de señalización, respetando estrictamente los protocolos de seguridad y descompresión conforme a la normativa vigente.

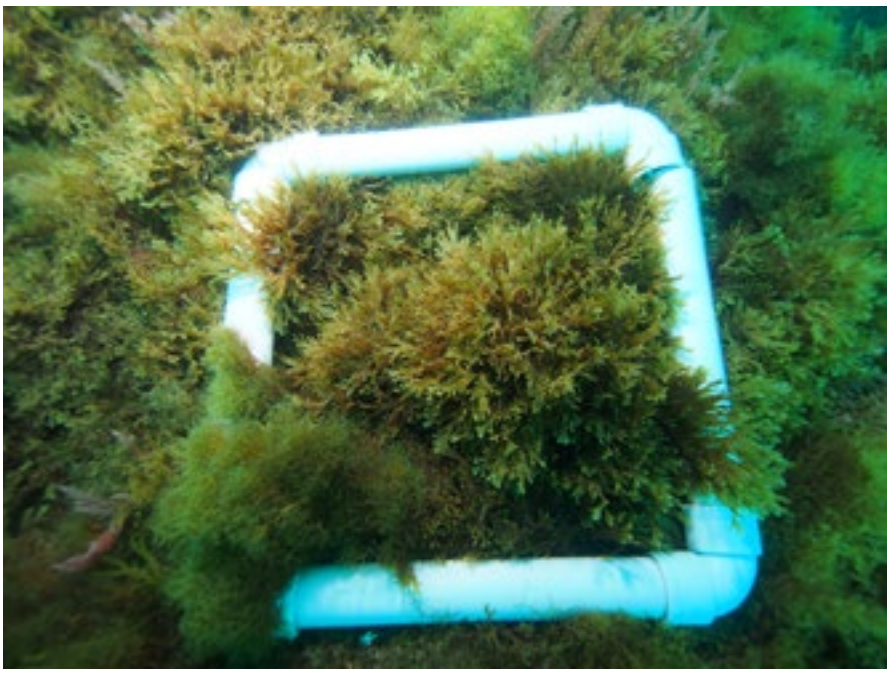
El diseño del estudio ecológico se centró en cuatro estaciones de vigilancia permanente, distribuidas entre hábitats fotófilos y esciáfilos, representativos de los principales ecosistemas bentónicos del litoral ceutí. En cada estación se delimitaron áreas de 25 × 25 cm, sobre las cuales se tomaron de forma sistemática diez imágenes digitales de alta resolución: cinco correspondientes a zonas fotófilas, dominadas por macroalgas, y cinco a zonas esciáfilas, caracterizadas por comunidades de invertebrados. Estas imágenes constituyen la base de los análisis comparativos espacio-temporales, permitiendo documentar la evolución de la cobertura bentónica y los cambios estructurales inducidos por la invasión de *Rugulopteryx okamurae*.

A partir del tratamiento de las imágenes, se han identificado las principales especies macrobentónicas presentes y se han estimado sus porcentajes de cobertura relativa, lo que ha permitido construir matrices de abundancia y evaluar la dominancia relativa de *R. okamurae* frente al resto de especies estructurales clave. De forma particular y para una de las estaciones control, se ha integrado el análisis los datos del seguimiento de la comunidad coralígena realizados bajo los criterios del proyecto MedDiversa, centrado en los impactos sobre hábitats prioritarios del Mediterráneo occidental.

Para el tratamiento de los datos se aplicaron análisis estadísticos multivariantes y pruebas de significación, incluyendo ANOVA y PERMANOVA, con el fin de evaluar la influencia de tres factores principales:

tiempo, iluminación (fotófila/esciáfila) y profundidad. Los resultados han permitido detectar patrones significativos de cambio en la cobertura de especies, diversidad y estructura comunitaria, diferenciando entre hábitats y profundidades muestreadas.

Adicionalmente, se incorpora un análisis independiente de las variaciones de temperatura de la columna de agua entre 5 y 40 metros de profundidad, mediante datos obtenidos gracias a la red TMEDNet que engloba un gran número de laboratorios por todo el Mediterráneo. Esto fue apoyado por el propio MAGRAMA, a través de la concesión de una subvención para la investigación y divulgación de las repercusiones de las variaciones de la temperatura sobre la comunidad coralígena, según convocatoria por Orden AAA/1284/2024 de 10 de junio. Este componente es especialmente relevante, dado que las fluctuaciones térmicas pueden influir tanto en la fisiología como en la dinámica poblacional de especies invasoras como *R. okamurae*.



Metodología empleada durante los muestreos submarinos.

4.5 Cambios detectados

A. Estaciones de vigilancia

Con el objetivo de documentar de forma precisa y continuada los efectos ecológicos provocados por la expansión de *Rugulopteryx okamurae*, se estableció un sistema de seguimiento mediante estaciones de vigilancia distribuidas en distintos hábitats del litoral ceutí. Estas estaciones fueron seleccionadas por representar un amplio espectro de condiciones ambientales (iluminación, profundidad, exposición al batimiento). En cada una de ellas se delimitaron cuadrantes de 25 × 25 cm, sobre las cuales se tomaron de forma sistemática diez imágenes digitales de alta resolución: cinco correspondientes a zonas fotófilas, dominadas por macroalgas, y cinco a zonas esciáfilas, caracterizadas por comunidades de invertebrados. Así, en este epígrafe se comparan estas series fotográficas a lo largo del tiempo, anotando cambios cualitativos y cuantitativos observados en la cobertura, diversidad y estructura de las comunidades bentónicas.

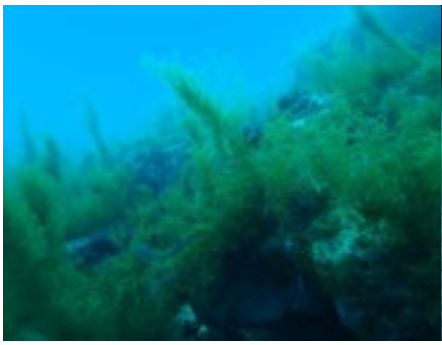
Los cambios observados han sido profundamente heterogéneos según la localización, profundidad y orientación de cada estación, pero en conjunto reflejan una tendencia convergente hacia la simplificación estructural del bentos y la homogenización del paisaje submarino. Este proceso ha sido especialmente evidente en comunidades fotófilas, donde la cobertura del alga invasora ha aumentado significativamente a lo largo de los periodos evaluados, mientras que las zonas esciófilas han mostrado una mayor resiliencia, aunque también comienzan a evidenciar signos de perturbación. A continuación, se describen los cambios detectados en cada una de las estaciones analizadas

Estación 1 – Boya – 35°54’06.9’’N, 5°20’26.7’’W

Se trata de una estación que se encuentra a 12 metros de profundidad dónde se instala una comunidad fotófila dominada por las algas pardas. El estrato más elevado está ocupado por las especies *Cystoseira usneoides* (=*Treptacantha usneoides*) y *Phyllariopsis brevipes*, los estratos

medios están ocupados por especies del género *Dictyota* y también por las rodofitas *Plocamium cartilagineum* y *Sphaerococcus coronopifolius*. Las especies invasoras del género *Asparagopsis* son abundantes, en el estrato inferior dominan las algas calcáreas incrustantes (sobre todo *Mesophyllum alternans*) y las coralináceas arborescentes *Amphiroa rubra* y *Corallina elongata* (=*Ellisolandia elongata*). Durante la estación invernal y la primavera, el bosque de *C. usneoides* y las especies de laminarias desaparecen siendo el paisaje dominante el formado por las especies *Dictyota dichotoma*, *S. coronopifolius* y la invasora *Asparagopsis taxiformis*. Hacia el final de la primavera los recubrimientos del alga parda *D. dichotoma* ocupan la gran parte del sustrato colonizable de la zona fotófila.

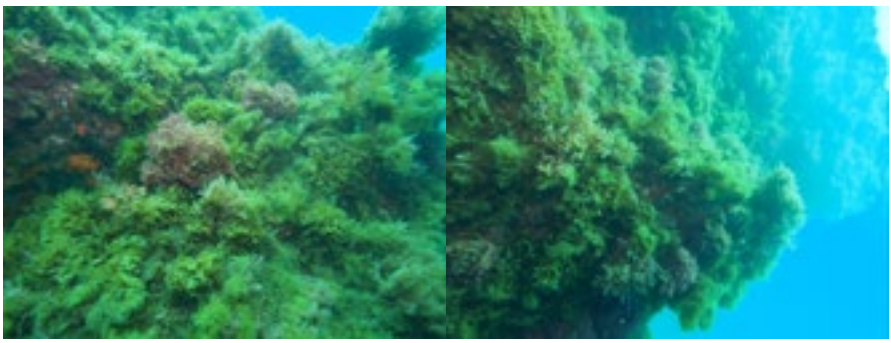
Su estructura ecológica, paisajes y microambientes a través de las imágenes:



Aspecto general del bosque *C. usneoides* en otoño.



Grandes ejemplares de P. *brevipes* en otoño.



Paisajes de finales de primavera y principios del verano en la estación 1.



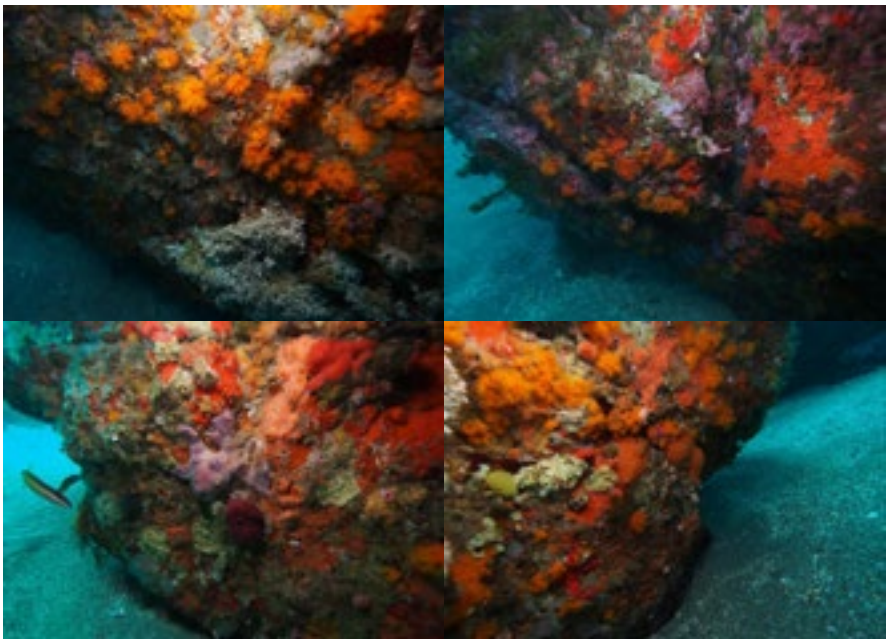
Paisaje de invierno y primavera en la estación 1.

Las zonas esciófilas están dominadas por los invertebrados y especialmente por la especie de coral protegido *Astroides calycularis*. Las especies de esponjas del género *Phorbas* son abundantes y, por lo tanto, ecológicamente relevantes y la especie *Ircinia variabilis*, así mismo, forma unos recubrimientos interesantes. Las ascidias como *Polycitor adriaticum* (=*Polycitor adriaticus*) son características de este ambiente.

Estas zonas no experimentan grandes cambios de paisaje pues no dependen de las algas y sus ciclos estacionales.



Aspecto general del ambiente esciófilo de la estación 1.



Diferentes microambientes colonizados por esponjas, corales, ascidias y poliquetos. Nótese la constante permanencia de A. calycularis, especie principal de estos hábitats.

E1. Cambios detectados en el ecosistema a través de datos cuantificables:

Especies identificadas en la estación uno y sus respectivos porcentajes de aparición en las áreas:

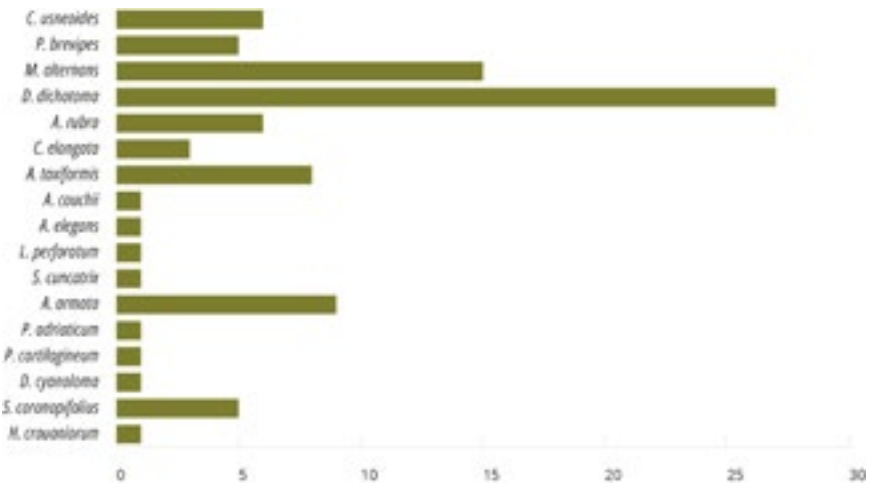


Figura 15. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 1 - zona fotófila, dic. de 2015.

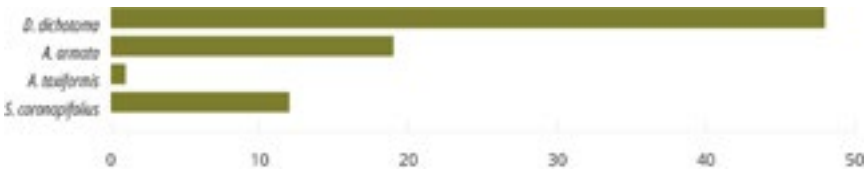


Figura 16. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 1 - zona fotófila, junio de 2016.

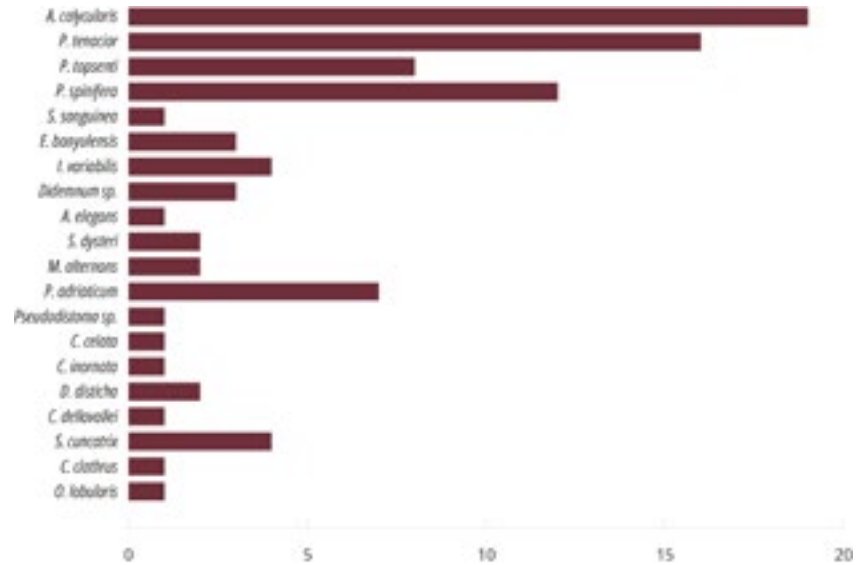


Figura 17. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 1 - zona esciófila, diciembre de 2015.

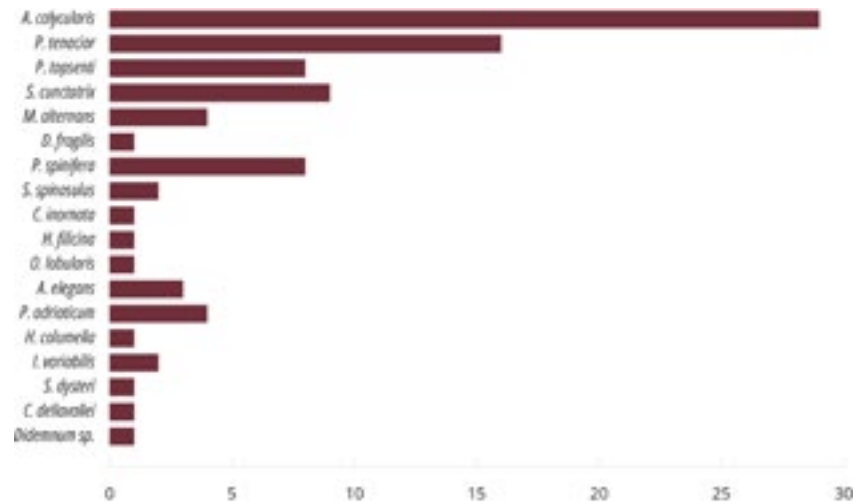


Figura 18. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 1 - zona esciófila, junio 2016.

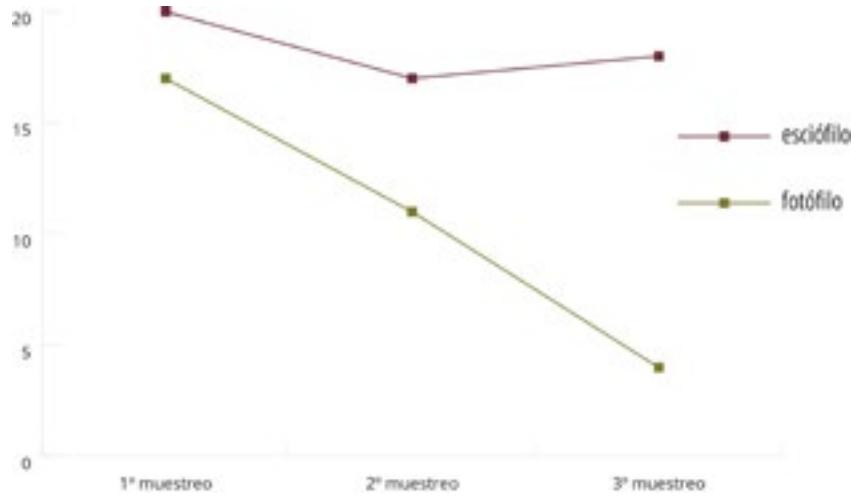


Figura 19. Variaciones en la composición de especies a lo largo del seguimiento en la estación 1.

La simplificación de las especies en la zona fotófila es debido a la irrupción apabullante de las algas durante la primavera y los principios del verano. Hay una sobreabundancia de la especie *R. okamurae* en todas las estaciones estudiadas. La zona esciófila continua en la misma tendencia con el número de especies representativas estabilizadas desde el primer muestreo.

Variaciones en la abundancia de las especies estructurales de la estación uno - índice de dominancia relativa:

Especies	IAR *	Observación ecológica
Aglaophenia kirchenpaueri (Cnidaria)	1	Poco o ningún cambio
Antennella sp. (Cnidaria)	-1	Pérdida
Aplidium punctum (Tunicata)	-1	Pérdida
Asparagopsis armata (Rodophyta)	-1	Pérdida
Asparagopsis taxiformis (Rodophyta)	1	Ganancia
Astroides calycularis (Cnidaria)	0.4	Poco o ningún cambio
Caryophyllia inornata (Cnidaria)	0.3	Poco o ningún cambio
Caryophyllia smithii (Cnidaria)	1	Ganancia

Especies	IAR *	Observación ecológica
Caulerpa cylindracea (Clorophyta)	-1	Pérdida
Clavelina dellavallei (Tunicata)	-0.8	Bastante pérdida
Clavularia carpediem (Cnidaria)	-1	Pérdida
Corallina (=Ellisolandia) elongata (Rodophyta)	-1	Pérdida
Crambe crambe (Porifera)	0.3	Poco o ningún cambio
Rugulopteryx okamurae (Phaeophyceae)	-0.3	Poco o ningún cambio
Dysidea avara (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Ecteinascidia turbinata (Tunicata)	-1	Pérdida
Epizoanthus arenaceus (Cnidaria)	-1	Pérdida
Esponja amarilla blanda (Porifera)	-1	Pérdida
Esponja perforante de *Astroides* (Porifera)	-1	Pérdida
Eunicella singularis (Cnidaria)	0.6	Ganancia
Halopteris filicina (Phaeophyceae)	0	Sin cambios
Haliclona sp. (Porifera)	-1	Pérdida
Hildenbrandia crouaniorum (Rodophyta)	0	Poco o ningún cambio
Ircinia variabilis (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Mesophyllum alternans (Rodophyta)	-0.4	Poco o ningún cambio
Myriapora truncata (Bryozoa)	-1	Pérdida
Leptopsammia pruvoti (Cnidaria)	-1	Pérdida
Lithophyllum incrustans (Rodophyta)	-1	Pérdida
Paramuricea clavata (Cnidaria)	-0.5	Algo de Pérdida
Pleraplysilla spinifera (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Petrosia dura (=ficiformis) (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Phorbas tenacior (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Phorbas topsenti (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Plocamium cartilagineum (Rodophyta)	-1	Pérdida
Polycitor adriaticus (Tunicata)	0.2	Poco o ningún cambio
Sarcotragus spinosulus (Porifera)	-0.6	Algo de Pérdida
Schizobrachiella sanguinea (Bryozoa)	0	Poco o ningún cambio
Sertularella gayi (Cnidaria)	-1	Pérdida
Spirastrella cunctatrix (Porifera)	0	Poco o ningún cambio

Especies	IAR *	Observación ecológica
Spongia agaricina (Porifera)	0.7	Ganancia
Stolonica socialis (Tunicata)	0	Poco o ningún cambio
Turbicellepora avicularis (Bryozoa)	0	Poco o ningún cambio

(*) IAR = INDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA

El índice de abundancia relativa también refleja la preponderancia de las pérdidas de especies o de coberturas de las mencionadas especies. Viene a confirmar la situación de reemplazo constante de especies o de gran competencia típico de las comunidades no muy maduras y que soportan un gran estrés. No obstante, el índice no pondera adecuadamente la gran proliferación del alga *R. okamurae* desde el otoño a la primavera.

Estación 2 – Escollera – 35°54'01.9''N, 5°20'17.7''W

La zona se encuentra a 10 metros de profundidad y tiene mayor influencia de las corrientes de marea y la comunidad fotófila está dominada por un bosque de *C. usneoides* en el estrato superior y un bosquete de *Rugulopteryx okamurae* ocupando el estrato inferior. Los invertebrados más frecuentes que se pueden encontrar entre las algas son pequeños ejemplares del briozoo *Myriapora truncata* y las esponjas *Hemimycale columella* y *Sarcotragus spinosulus*. También es posible encontrar pequeñas gorgonias de la especie *Eunicella singularis*. Durante la estación invernal y la primavera el paisaje pierde el bosque de *C. usneoides* y se forma un ambiente parecido al de la estación uno. Si bien, este paisaje, a finales de la primavera y principios del verano cambia radicalmente por la gran concentración del alga *Rugulopteryx okamurae* que ocupa la mayor parte del territorio bentónico. Solo la rodofita *S. coronopifolius* parece capaz de desarrollar algunos pequeños poblamientos.

Su estructura ecológica, paisajes y microambientes a través de las imágenes:



Ambiente fotófilo con algunos invertebrados en diciembre.



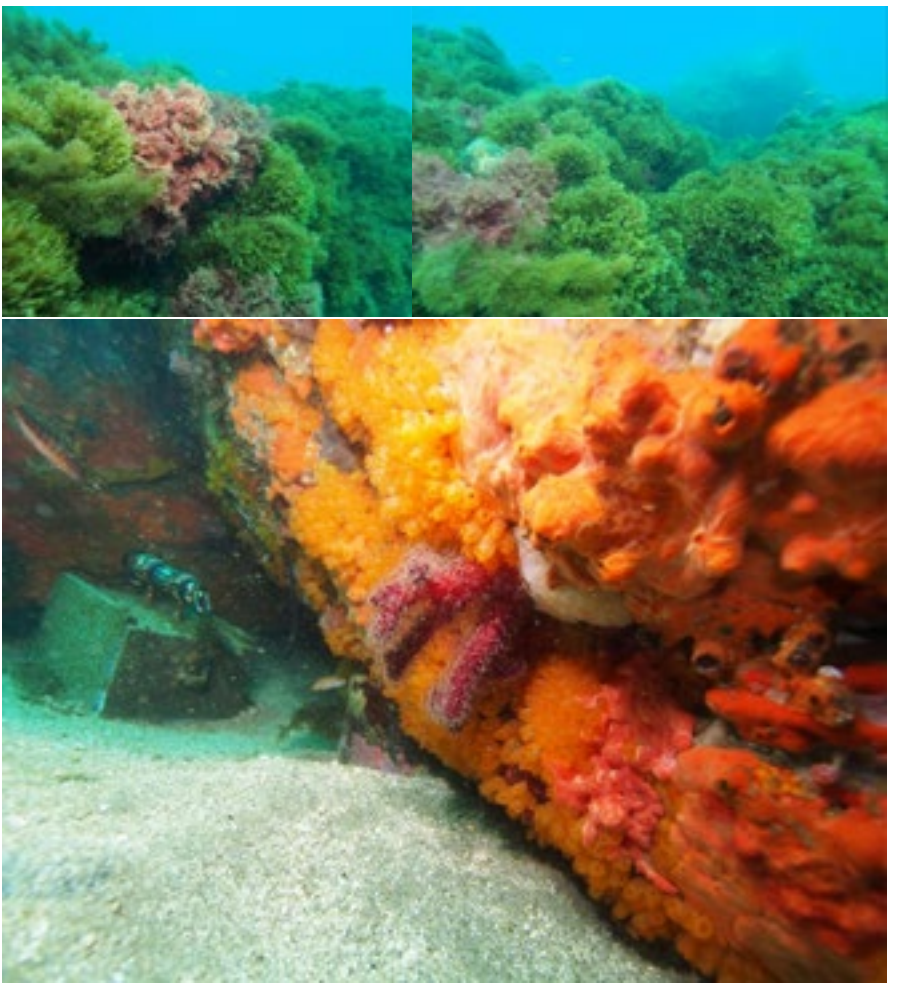
Ambiente fotófilo.



Microambientes de algas e invertebrados en la zona fotófila en diciembre.



Paisaje característico durante el invierno y la primavera.

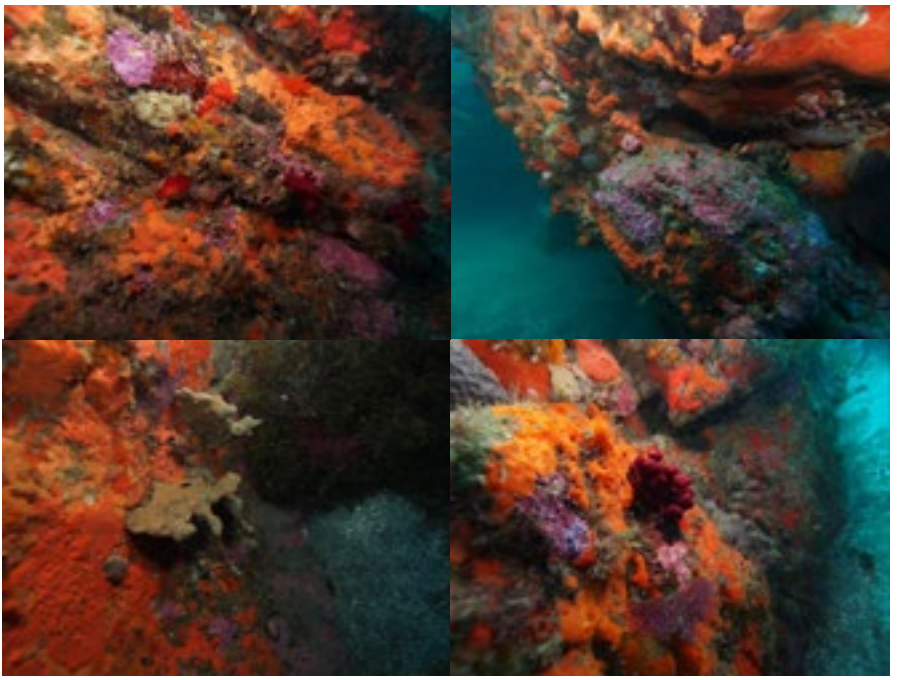


Paisaje característico de finales de la primavera y principios del verano.

La zona esciófila está constituida por una abigarrada comunidad de esponjas y ascidias en la que apenas están presentes las colonias de *A. calycularis* debido a una gran sedimentación y abrasión. Estos paisajes no tienen grandes variaciones a lo largo de las estaciones.



Generalidad de la zona esciófila.



Varios microambientes que muestran el apabullante dominio de las esponjas.

E2. Cambios detectados en el ecosistema a través de datos cuantificables:

Especies identificadas en la estación dos y sus respectivos porcentajes de aparición en las áreas:

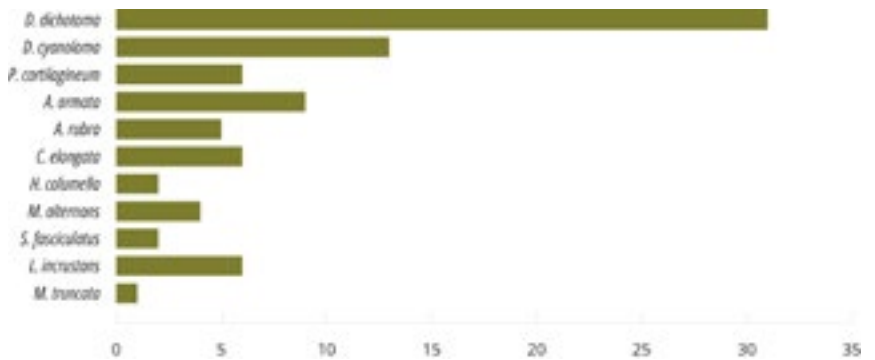


Figura 20. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 2 – zona fotófila, diciembre de 2015.

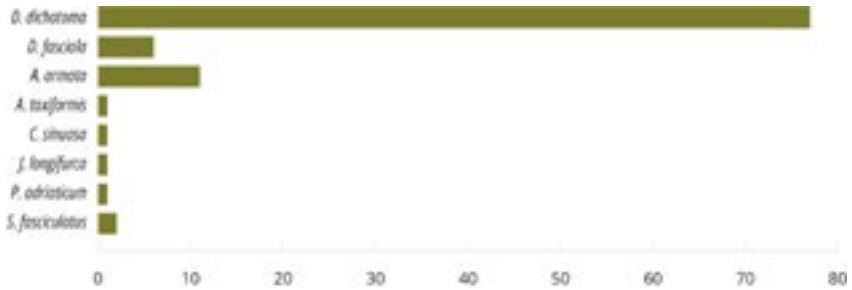


Figura 21. Porcentajes de presencia en las áreas de la estación 2 – zona fotófila, junio de 2016.

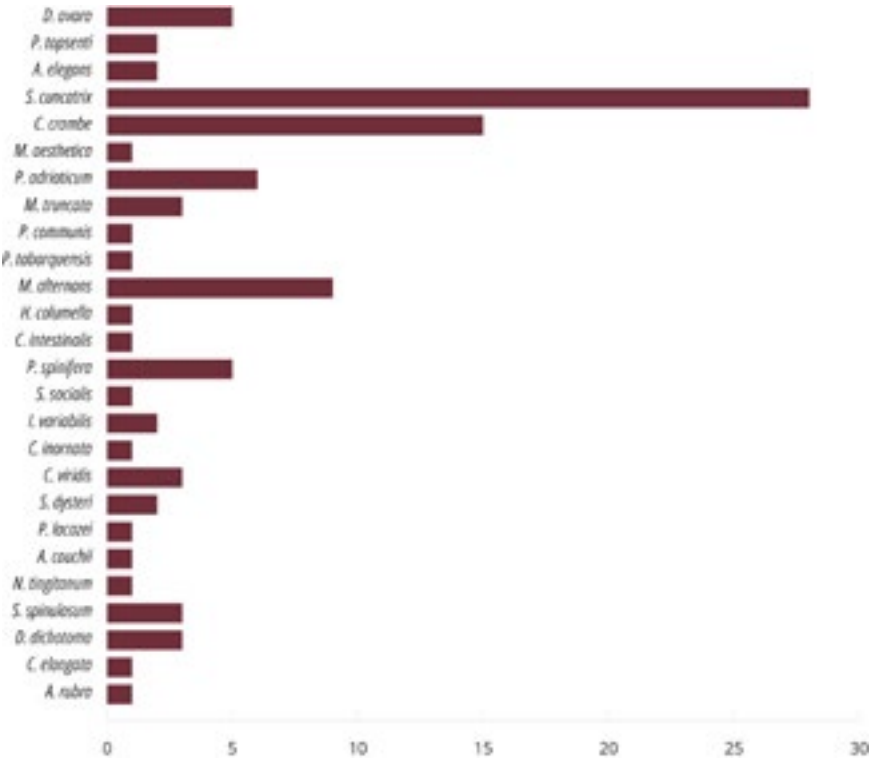


Figura 22. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 2 – zona esciófila, diciembre de 2015.

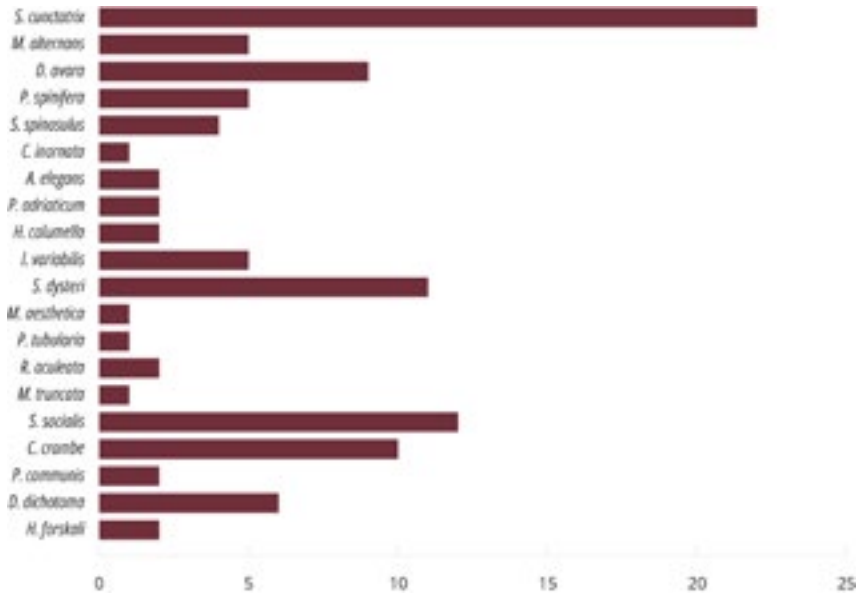


Figura 23. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 2 – zona esciófila en junio de 2016.

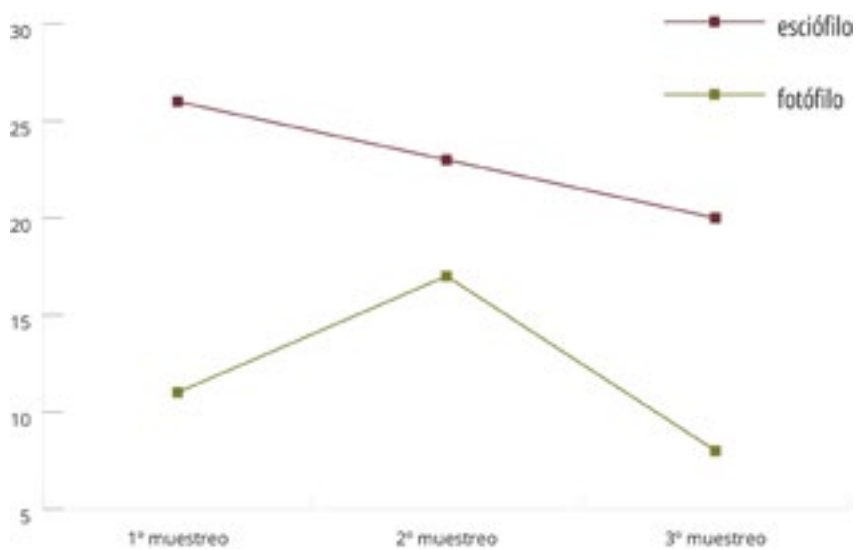


Figura 24. Variaciones en la composición de especies a lo largo del seguimiento en la estación 2

La tónica general es similar a la estación uno con la diferencia que las comunidades menos frágiles se ven menos influenciadas por el estrés que sufre la zona. En este sentido, se confirma la caída del número de especies de invertebrados.

Variaciones en la abundancia de las especies estructurales de la estación dos - índice de dominancia relativa:

Especies	IAR *	Observación ecológica
Aiptasia couchii (Cnidaria)	-1	Pérdida
Asparagopsis armata (Rodophyta)	0.1	Poco o ningún cambio
Aplidium elegans (Tunicata)	0	Poco o ningún cambio
Caryophyllia inornata (Cnidaria)	1	Ganancia
Chondrosia reniformis (Porifera)	-1	Pérdida
Cliona viridis (Porifera)	-1	Pérdida
Corallina (=Ellisolandia) elongata (Rodophyta)	-1	Pérdida
Crambe crambe (Porifera)	-0.2	Poco o ningún cambio
Didemnum sp. (Tunicata)	-1	Pérdida
Rugulopteryx okamurae (Phaeophyceae)	0.2	Poco o ningún cambio
Dictyota fasciola (Phaeophyceae)	0.5	Algo de pérdida
Dictyota cyanoloma (Phaeophyceae)	-1	Pérdida
Dysidea avara (Porifera)	0.2	Poco o ningún cambio
Hemimycale columella (Porifera)	-0.2	Algo de pérdida
Hildenbrandia crouaniorum (Rodophyta)	-1	Pérdida
Ircinia variabilis (Porifera)	0.4	Poco o ningún cambio
Jania longifurca (Rodophyta)	1	Poco o ningún cambio
Mesophyllum alternans (Rodophyta)	0.4	Algo de Pérdida
Myriapora truncata (Bryozoa)	0.6	Ganancia
Myxicola aesthetica (Polychaeta)	0	Poco o ningún cambio
Nemoderma tingitanum (Phaeophyceae)	-1	Pèrdida
Lithophyllum incrustans (Rodophyta)	-1	Pérdida
Pleraplysilla spinifera (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Phorbas tenacior (Porifera)	-1	Pérdida
Phorbas topsenti (Porifera)	-1	Pérdida
Plocamium cartilagineum (Rodophyta)	-1	Pérdida
Polycitor adriaticus (Tunicata)	-0.5	Poco o ningún cambio

Especies	IAR *	Observación ecológica
Polycyathus muellerae (Cnidaria)	-1	Pérdida
Prostheceraeus roseus (Plathelminta)	-1	Pérdida
Protula tubularia (Polychaeta)	1	Poco o ningún cambio
Pycnoclavella communis (Tunicata)	0	Poco o ningún cambio
Raspaciona aculeata (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Salmacina dysteri (Polychaeta)	0.6	Ganancia
Sarcotragus fasciculatus (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Sarcotragus spinosulus (Porifera)	0.1	Poco o ningún cambio
Spirastrella cunctatrix (Porifera)	-0.1	Poco o ningún cambio
Stolonica socialis (Tunicata)	0.8	Ganancia

(*) IAR = INDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA

El afianzamiento en la pérdida de especies ha revertido la situación desde el último muestreo indicando que estamos ante una zona sujeta a variaciones. No obstante, hay que tener en cuenta, también, que los grandes recubrimientos del alga *R. okamurae* han eliminado aparentemente a otras especies que compartían el ambiente. Por lo tanto, creemos que para entender la dinámica de esta estación sujeta a cambios importantes a lo largo del tiempo se necesitarán más muestreos.

Estación 3 – Baliza – 35°54'20.1''N, 5°19'44.1''W

La estación está enclavada en un conjunto de arrecifes rocosos sumergidos a 30 metros de profundidad que están muy expuestos a las corrientes de marea y presenta características reófilas. La zona fotófila estudiada se encuentra ampliamente dominada por la especie *R. okamurae* que es capaz de formar grandes concentraciones y cubrir la mayor parte del sustrato estudiado. No obstante, es la estación más compleja en términos de riqueza de especies y ambientes, y dónde las algas son abundantes en términos de cobertura ecológica. De esta forma, *A. taxiformis*, *A. armata*, *S. coronopifolius* y *C. racemosa* forman densos poblamientos entre los que se instalan numerosos invertebrados típicos del precoralígeno de la bahía norte entre los que destacamos:

S. spinosulus, *E. singularis*, *M. truncata*, *Eudendrium racemosum*, *Spongia* (*Spongia*) *agaricina*, *Sarcotragus foetidus*, *A. calycularis*, *Spirastrella cunctatrix*. Durante el invierno y comienzos de la primavera no se producen cambios importantes en el paisaje general de la estación y solo se aprecian cambios en la concentración de las especies. A finales de la primavera y principios del verano el paisaje cambia significativamente y está en consonancia con lo observado en el resto de las estaciones de control. La especie *R. okamurae* se ha extendido de forma importante en todos los ambientes fotófilos y alcanza una gran relevancia ecológica en términos de cobertura bentónica.

Su estructura ecológica, paisajes y microambientes a través de las imágenes:



Ambiente de algas e invertebrados en la zona fotófila de la estación durante el otoño, diciembre 2015.



Asparagopsis taxiformis en la zona fotófila en otoño.



Microambientes de algas e invertebrados en la zona fotófila durante la estación invernal.

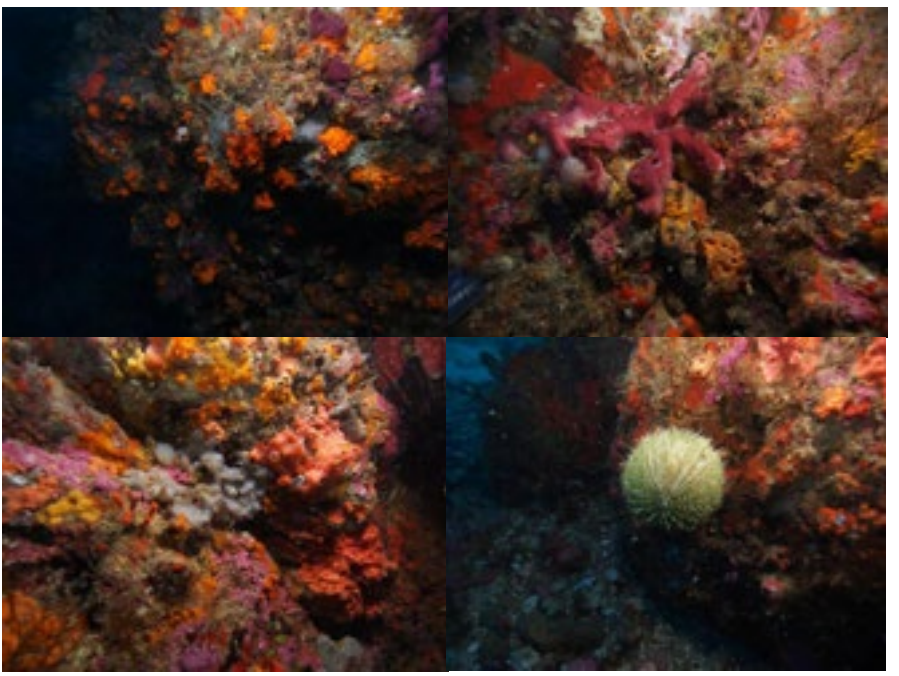


Zona fotófila de la estación a finales de la primavera y principio de verano.

La zona esciófila está marcada por la presencia de grandes ejemplares de la gorgonia *P. clavata* y los bancos de *A. calycularis*. Acompañando a estas especies se desarrollan numerosas esponjas entre las que destacamos *Phorbas tenacior*, *Petrosia dura* (=*Petrosia ficiformis*) y *S. cunctatrix* y también algunos ejemplares de la gorgonia *Eunicella labiata*. En esta zona los cambios estacionales son más sutiles y no producen variaciones drásticas del paisaje.



Paisaje de la zona esciófila en la estación.



Microambientes de la zona esciófila.



Microambientes de la zona esciófila.

E3. Cambios detectados en el ecosistema a través de datos cuantificables:

Especies identificadas en la estación tres y sus respectivos porcentajes de aparición en las áreas:

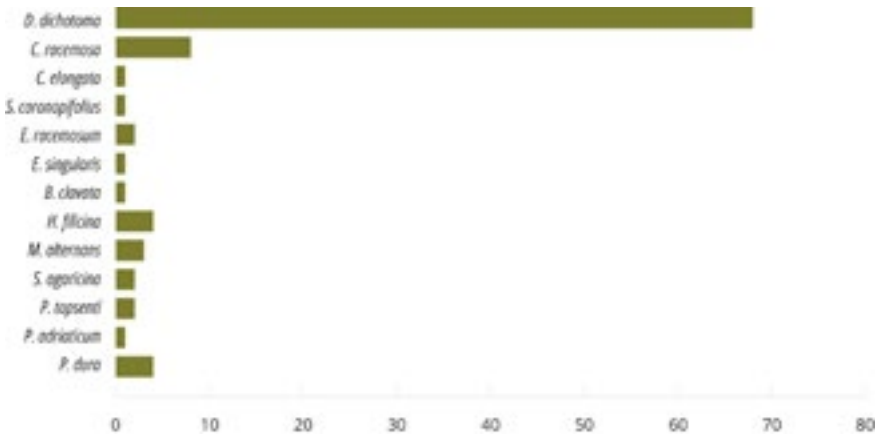


Figura 25. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 3 – zona fotófila, diciembre de 2015.

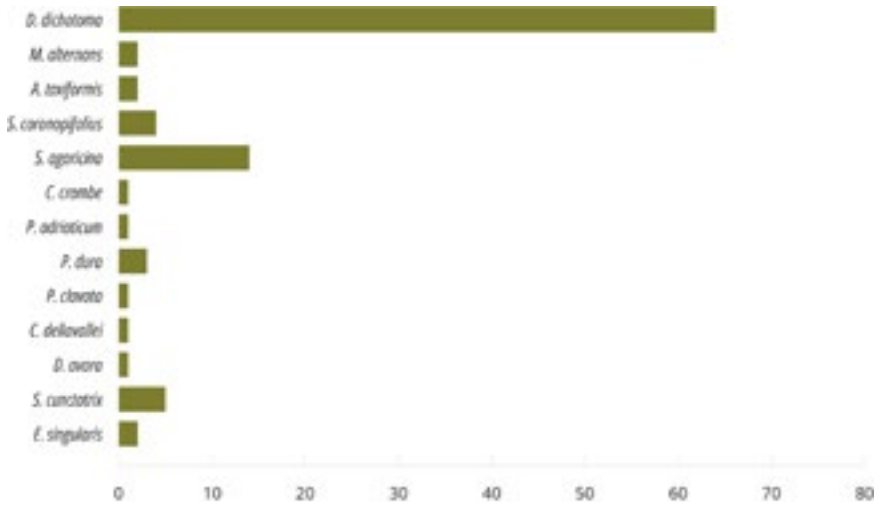


Figura 26. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 3 – zona fotófila, junio de 2016.

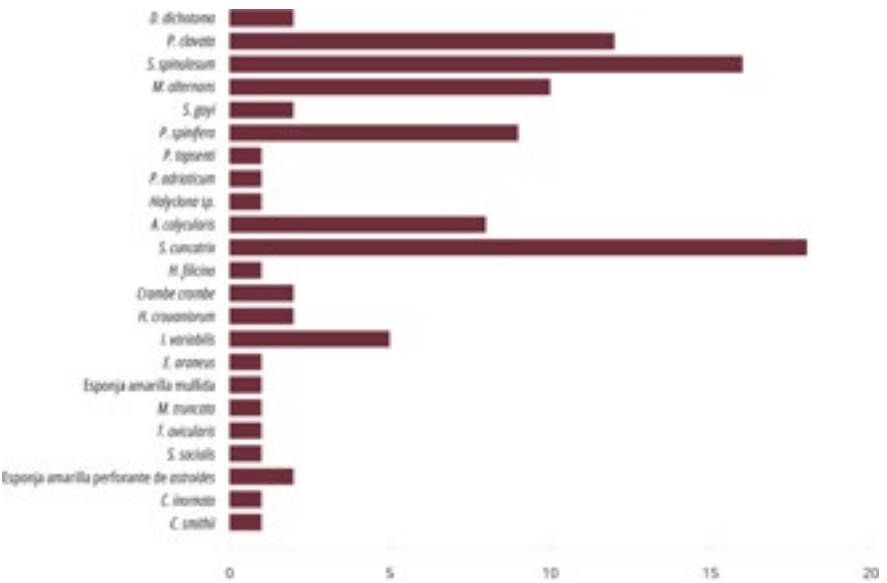


Figura 27. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 3 – zona esciófila, diciembre de 2015.

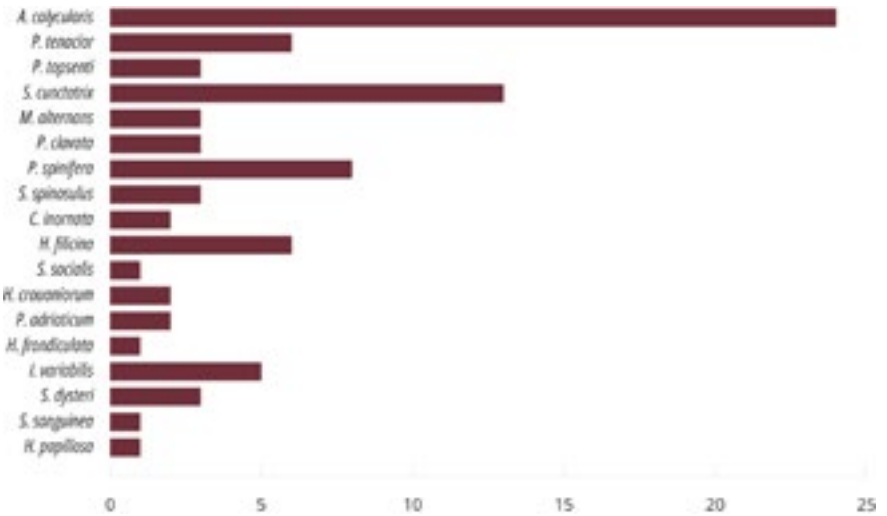


Figura 28. Porcentaje de presencia en las áreas de la estación 3 – zona sciófila, junio de 2016.

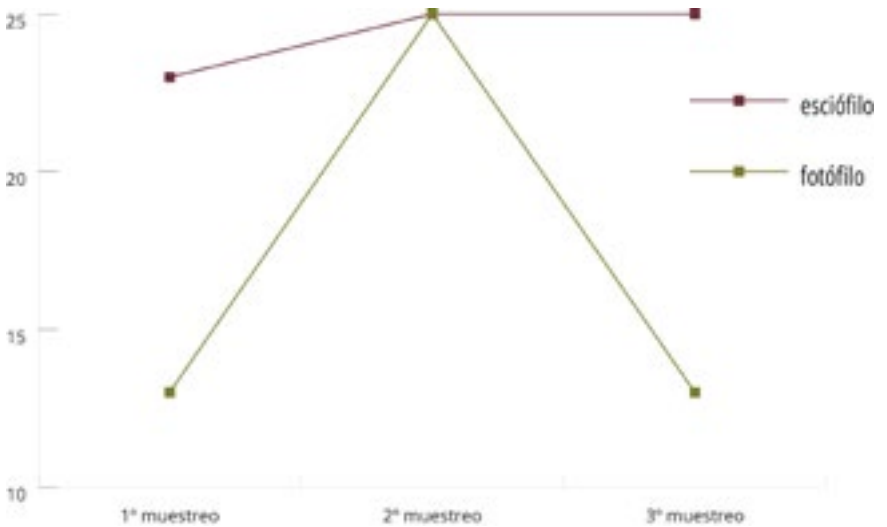


Figura 29. Variaciones en la composición de especies a lo largo del seguimiento en la estación 3.

El aumento de la riqueza en especies está relacionado, sobre todo en la zona fotófila, con la presencia de un rico pre-coralígeno de algas e invertebrados que no existe en las otras dos estaciones establecidas. No obstante, el marcado altibajo estacional se debe al factor estacional que durante el invierno bentónico mantiene a las algas bajo mínimos y por lo tanto las especies de invertebrados incrustantes competidores naturales por el espacio se incrementan significativamente. En este sentido, la curva de especies tiene dos caras según se analice la zona fotófila o la esciófila y ya entendemos que habrá alcanzado su estabilidad. En cuanto al coralígeno, las variaciones son mínimas y asumidas por el propio muestreo y posibilidad de detectar especies que anteriormente no entraron dentro del área muestreada.

Variaciones en la abundancia de las especies estructurales de la estación tres - índice de dominancia relativa:

Especies	IAR *	Observación ecológica
Aglaophenia kirchenpaueri (Cnidaria)	1	Poco o ningún cambio
Antennella sp. (Cnidaria)	-1	Pérdida
Aplidium punctum (Tunicata)	-1	Pérdida
Asparagopsis armata (Rodophyta)	-1	Pérdida
Asparagopsis taxiformis (Rodophyta)	1	Ganancia
Astroides calycularis (Cnidaria)	0.4	Poco o ningún cambio
Caryophyllia inornata (Cnidaria)	0.3	Poco o ningún cambio
Caryophyllia smithii (Cnidaria)	1	Ganancia
Caulerpa cylindracea (Clorophyta)	-1	Pérdida
Clavelina dellavallei (Tunicata)	-0.8	Bastante pérdida
Clavularia carpediem (Cnidaria)	-1	Pérdida
Corallina (=Ellisolandia) elongata (Rodophyta)	-1	Pérdida
Crambe crambe (Porifera)	0.3	Poco o ningún cambio
Rugulopteryx okamurae (Phaeophyceae)	-0.3	Poco o ningún cambio
Dysidea avara (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Ecteinascidia turbinata (Tunicata)	-1	Pérdida
Epizoanthus arenaceus (Cnidaria)	-1	Pérdida

Especies	IAR *	Observación ecológica
Esponja amarilla blanda (Porifera)	-1	Pérdida
Esponja perforante de Astroides (Porifera)	-1	Pérdida
Eunicella singularis (Cnidaria)	0.6	Ganancia
Halopteris filicina (Phaeophyceae)	0	Sin cambios
Haliclona sp. (Porifera)	-1	Pérdida
Hildenbrandia crouaniorum (Rodophyta)	0	Poco o ningún cambio
Ircinia variabilis (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Mesophyllum alternans (Rodophyta)	-0.4	Poco o ningún cambio
Myriapora truncata (Bryozoa)	-1	Pérdida
Leptopsammia pruvoti (Cnidaria)	-1	Pérdida
Lithophyllum incrustans (Rodophyta)	-1	Pérdida
Paramuricea clavata (Cnidaria)	-0.5	Algo de Pérdida
Pleraplysilla spinifera (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Petrosia dura (=ficiformis) (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Phorbas tenacior(Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Phorbas topsenti (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Plocamium cartilagineum (Rodophyta)	-1	Pérdida
Polycitor adriaticus (Tunicata)	0.2	Poco o ningún cambio
Sarcotragus spinosulus (Porifera)	-0.6	Algo de Pérdida
Schizobrachiella sanguinea (Bryozoa)	0	Poco o ningún cambio
Sertularella gayi (Cnidaria)	-1	Pérdida
Spirastrella cunctatrix (Porifera)	0	Poco o ningún cambio
Spongia agaricina (Porifera)	0.7	Ganancia
Stolonica socialis (Tunicata)	0	Poco o ningún cambio
Turbicellepora avicularis (Bryozoa)	0	Poco o ningún cambio

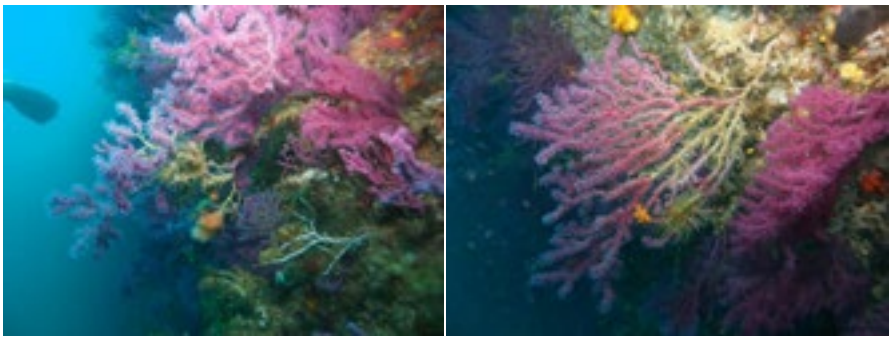
(*) IAR = INDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA

Esta estación sigue también la tónica en cuanto a la pérdida de especies o de gran parte de sus coberturas. El muestreo puede explicar, en cierta medida, la variación de las especies, pero también existe un factor externo al propio monitoreo que está afectando a la aparición y desaparición de especies debido a la estacionalidad. La exuberancia de las algas durante el final de la primavera y los principios del verano será también un factor para tener en cuenta a la hora de la detección de especies de invertebrados y algas que pueden quedar ocultos. Todo ello explica la importancia de los ciclos estacionales y del monitoreo a través de varios ciclos para establecer las pautas de crecimiento y decrecimiento de estas complejas comunidades y la influencia de factores externos. De todos modos, la presencia del alga invasiva *R. okamurae* es un fenómeno insólito en la zona que obliga a replantearse las diferencias bentónicas encontradas.

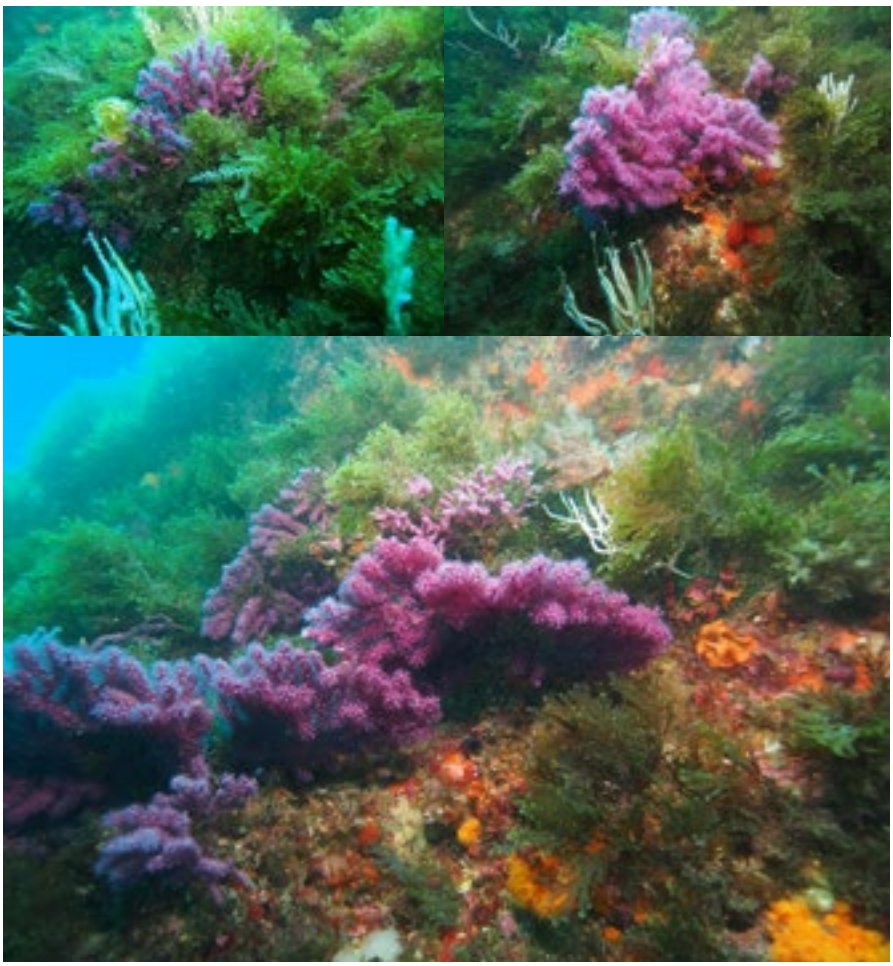
Estación 4 – Los Ciclones – 35°54'02.9''N, 5°18'07.7''W

Esta es una estación enclavada a los 25 metros de profundidad. En 2014 no se detectaron ejemplares del alga invasora *R. okamurae* en zonas de contacto entre la comunidad coralígena y la zona fotófila.





En las zonas más expuestas a la luz las gorgonias compiten con las algas por ocupar el mismo espacio. Aquí las gorgonias pueden quedar completamente cubiertas y ocultas por las algas como puede observarse en las imágenes siguientes.



En la primavera del 2016 el alga *R. okamurae* ya invadía las zonas de contacto entre la comunidad coralígena y la zona fotófila.

Estaciones control o centinela

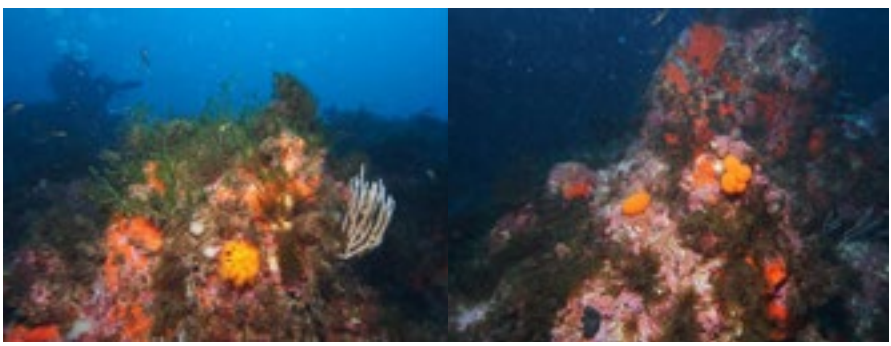
Más allá de estas cuatro estaciones, la especie *Rugulopteryx okamurae* se ha encontrado distribuida en el litoral ceutí desde Punta Almina hasta la costa de Benzú. Por ende, con el fin de **establecer y validar un sistema de estaciones de vigilancia ecológica** que sirva como base para evaluar la velocidad y direccionalidad de la expansión de la especie en el tiempo, se han establecido 3 estaciones centinela adicionales. Estas estaciones constituyen una herramienta clave para el monitoreo continuo y la toma de decisiones en materia de gestión y conservación.

A continuación, se anotan las primeras observaciones efectuadas en las estaciones control:

Las cuevas, estación 5 – 35°53'44.6''N, 5°16'38.4''W

Profundidad: 17 – 25 metros

Es una estación dónde la presencia del alga es importante junto con *C. cylindracea*, *H. filicina*, *Zonaria tournefortii* y algo de *C. usneoides*. Su dominancia es evidente y suponemos que durante la primavera y el verano aumentará su biomasa con respecto a las otras especies.



La garita, estación 6 – 35°54'14.9''N, 5°16'54.5''W

Profundidad: 16 – 24 metros

Rugulopteryx okamurae está presente, pero no forma grandes poblamientos y no parece que sea el alga dominante de la zona fotófila. Las especies *H. filicina*, *Z. tournefortii*, *Carpomitra costata* y *S. coronopifolius* son las más abundantes en estos fondos hemiesciáfilos y no hemos detectado la presencia de *C. cylindracea*.



Piedra Gorda, estación 7 – 35°53'26.2''N, 5°17'02.0''W

Profundidad: 18 – 33 metros

En esta estación no está presente el alga invasora *R. okamurae* y las especies características son *H. filicina*, *C. costata*, *S. coronopifolius*, *C. usneoides* y *Z. tournefortii*.

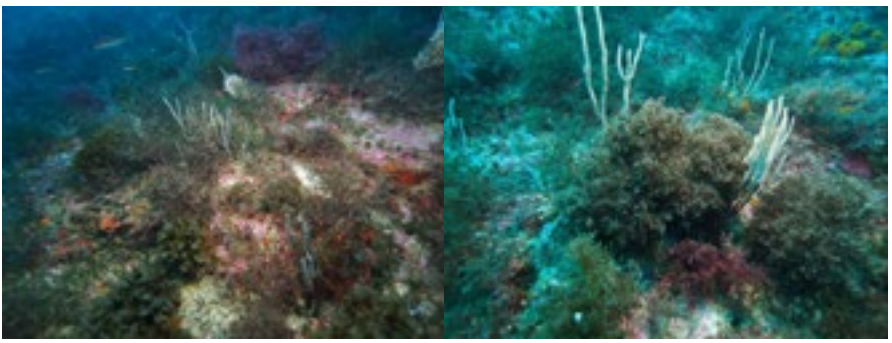




Figura 30. **Ubicación de los puntos de muestreos.**

B. Variaciones de temperatura

El análisis de los datos de temperatura muestra una estabilidad térmica importante pues a lo largo del año se registran variaciones de 8 grados centígrados. Mientras en otras regiones mediterráneas las variaciones son de al menos 10 grados entre la estación fría y la cálida. Teniendo en cuenta que se trata de una especie que se describió en el archipiélago japonés nos parece interesante destacar que nuestra región está enclavada en la zona más estable del Mediterráneo y entra dentro del rango de bajas temperaturas que puede soportar la especie invasora *R. okamurae*. A continuación, se exponen las gráficas con los rangos de temperatura encontrados en nuestro litoral durante el periodo que va desde abril de 2015 hasta abril de 2016.

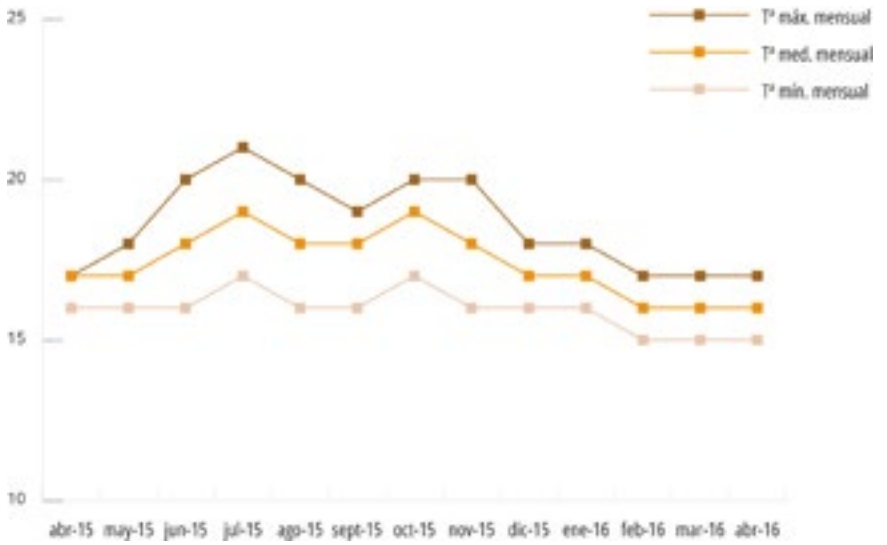


Figura 31. Temperaturas mensuales a 5m

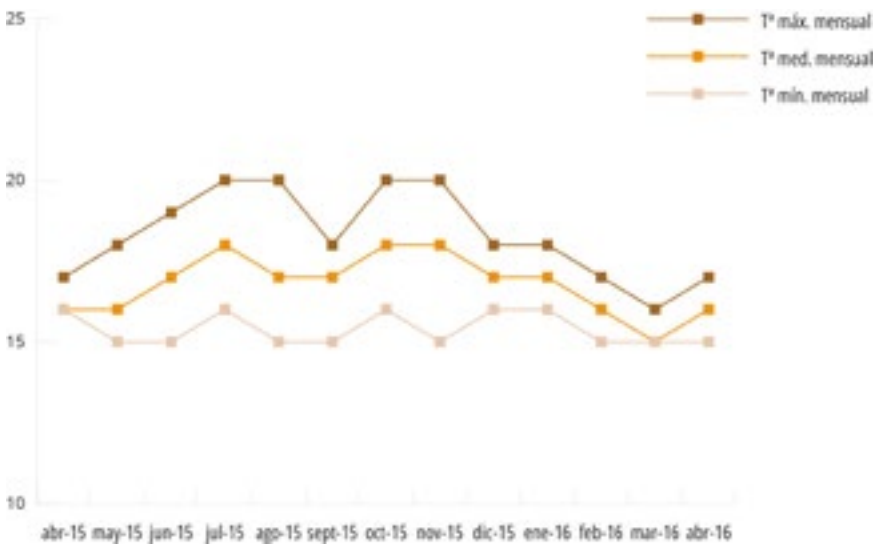


Figura 32. Temperaturas mensuales a 10m

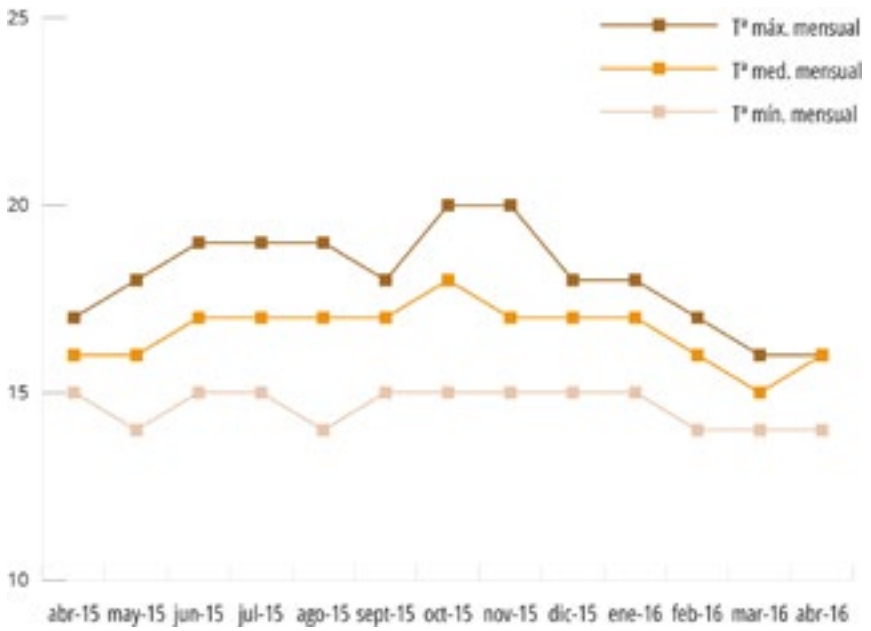


Figura 33. Temperaturas mensuales a 15m

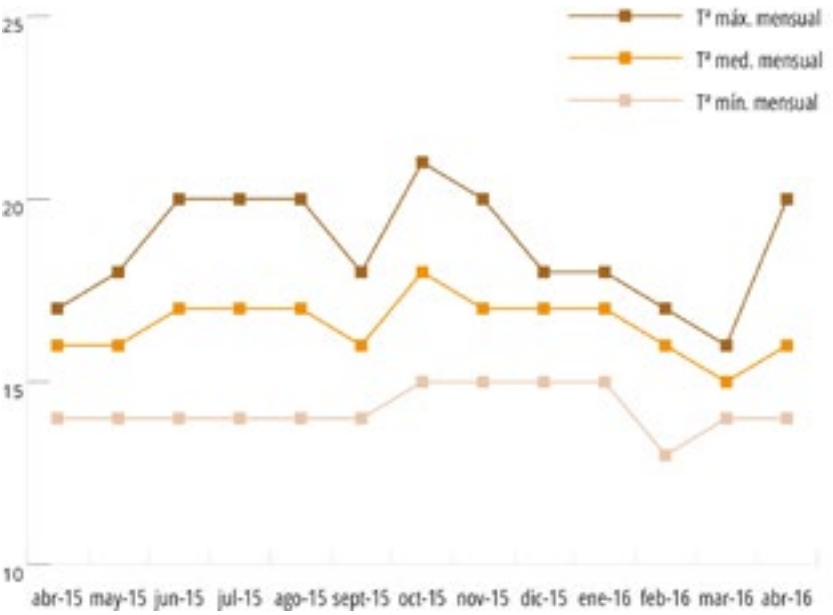


Figura 34. Temperaturas mensuales a 20m

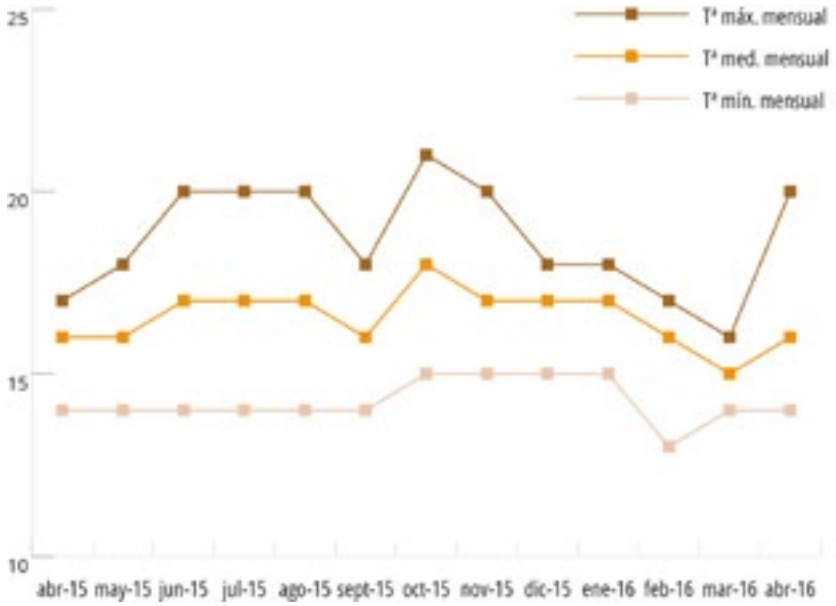


Figura 35. Temperaturas mensuales a 25m

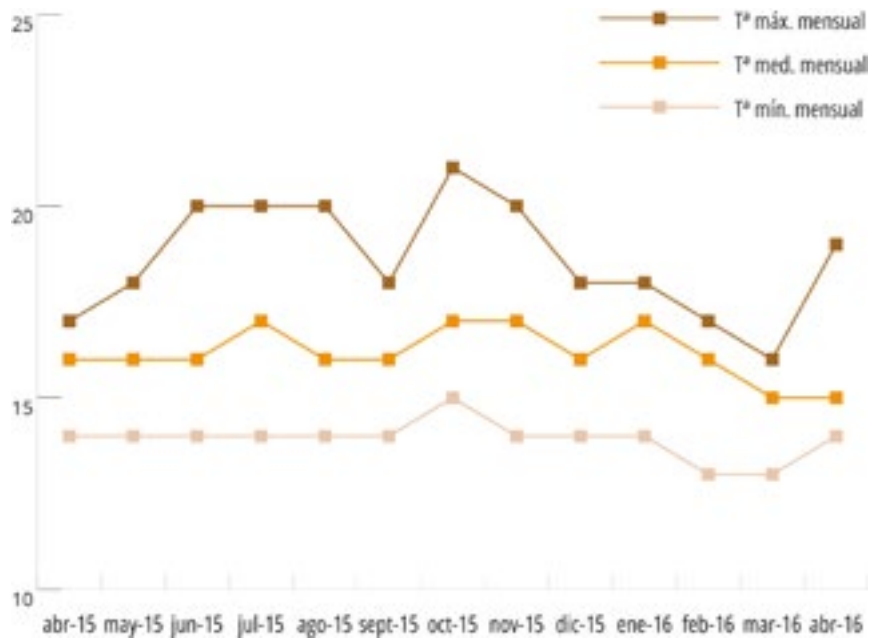


Figura 36. Temperaturas mensuales a 30m

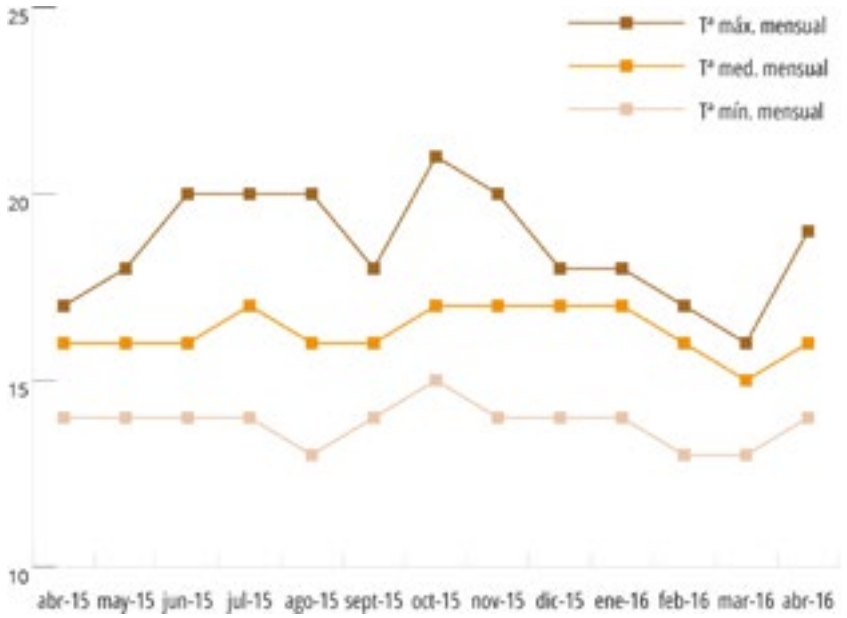


Figura 37. Temperaturas mensuales a 35m

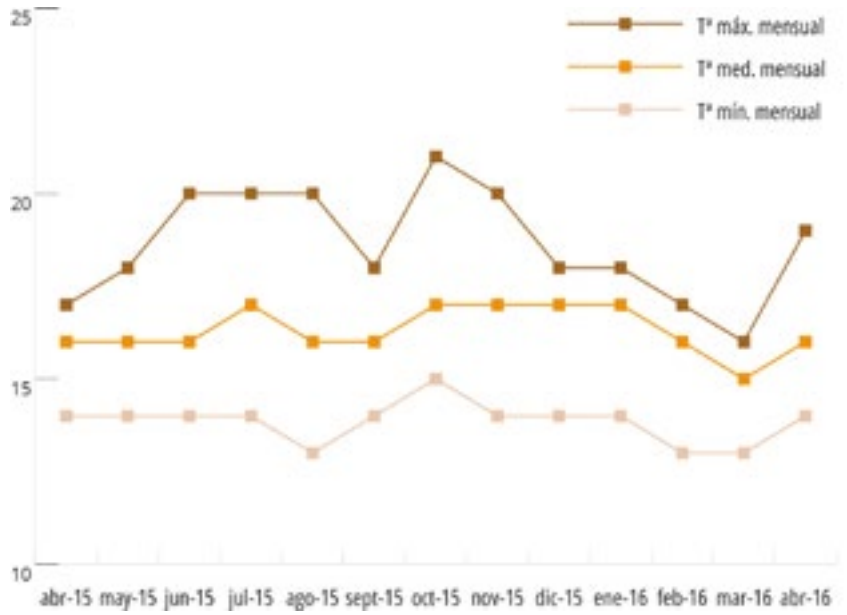


Figura 38. Temperaturas mensuales a 40m

C. Cobertura general

La cobertura de *R. okamurae* es claramente muy superior en la zona fotófila respecto a la esciáfila, sin embargo, apenas varía entre las profundidades estudiadas (Figura 39). En la zona fotófila, su cobertura ha ido aumentando con el tiempo de manera significativa, mientras que en la zona esciáfila las coberturas no mostraron diferencias significativas con el paso del tiempo (Tabla 1). Viendo con detalle el resultado del test *a posteriori* de la interacción de los factores *Tiempo* e *Iluminación*, podemos observar que la cobertura de esta especie en la zona fotófila fue significativamente inferior en los tiempos 15-Dec y 16-Feb, con valores de cobertura entorno al 40%. Aumentó de manera significativa primero en 16-Jun y 16-Dec, con coberturas alrededor del 58%, volviendo a aumentar posteriormente de manera significativa hasta 88% en 17-May. En 17-Dec descendió significativamente hasta valores entorno al 74%, para volver aumentar de manera significativa hasta alcanzar coberturas del 90% en los tiempos 18-May y 18-Sep, no existiendo diferencias significativas entre estos y el 17-May.

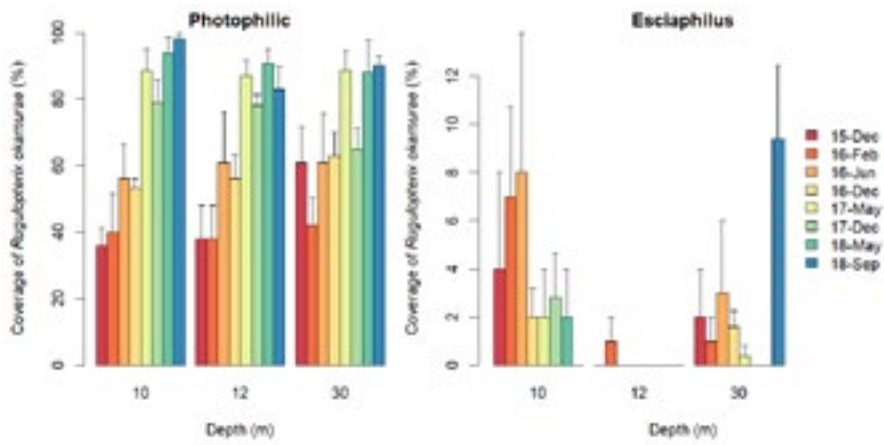


Figura 39. Coberturas medias (± error estándar) de *Rugulopteryx okamurae* observadas en la zona fotófila y esciáfila, en cada una de las profundidades consideradas durante los ocho tiempos de muestreo.

Fuentes de variación	*R. okamurae*				F versus
	g.l.	C. M.	F	P	
T	7	3032.810	16.914	0.000**	Residual
I	1	262814.017	1465.676	0.000**	Residual
P	2	180.529	1.007	0.367	Residual
T×I	7	3330.34	18.573	0.000**	Residual
T×P	14	124.101	0.692	0.781	Residual
I×P	2	47.579	0.265	0.767	Residual
T×I×P	14	148.16	0.826	0.64	Residual
Residual	192	179.312			
Transform.		-ϖ			

Tabla 1. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (T: Tiempo, I: Iluminación, P: Profundidad), para la cobertura de *Rugulopteryx okamurae*. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001). ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

D. Diversidad general

Tanto el número de especies como los índices de diversidad de Shannon y Simpson, mostraron tendencias muy similares (Figuras 40, 41 y 42). En general sus valores fueron inferiores en la zona fotófila en comparación con la esciáfila pero, además, su tendencia temporal fue inversa en estos ambientes con independencia de la profundidad. Mientras que en la zona fotófila sus valores disminuyeron considerablemente con el paso del tiempo, en la zona esciáfila se observó un aumento, aunque este último fue menos pronunciado en los valores del índice de Simpson.

El ANOVA mostró diferencias significativas en las tres variables, siendo significativa la triple interacción de los factores *tiempo*, *iluminación* y *profundidad* en el caso del número de especies e índice de Shannon, y la doble interacción entre los factores *tiempo* e *iluminación* para el índice de Simpson (Tabla 2). El análisis *a posteriori* mostró una tendencia temporal significativa decreciente en la zona fotófila en las tres profundidades consideradas para número de especies y los índices de diversidad de Shannon y Simpson. Sin embargo, en la zona esciáfila, la tendencia temporal creciente fue significativa para las tres profundidades sólo en el caso del número de especies y únicamente a 10 metros para el índice de Shannon. El índice de Simpson no mostró diferencias significativas en la zona esciáfila.

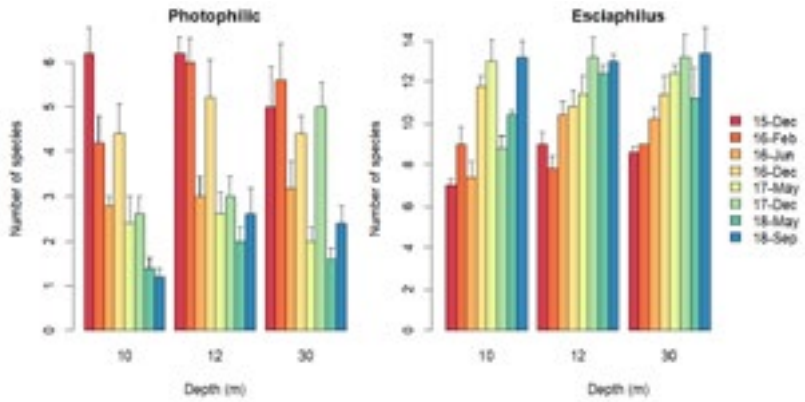


Figura 40. Número de especies medio (± error estándar) en la zona fotófila y esciáfila, en cada una de las profundidades consideradas durante los ocho tiempos de muestreo.

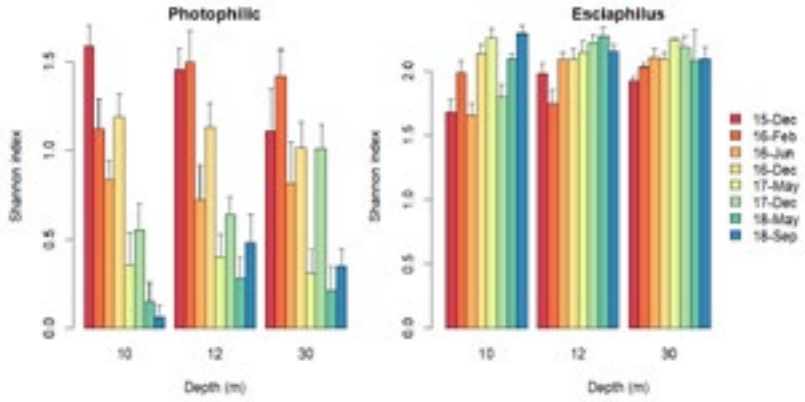


Figura 41. Índice de Shannon (± error estándar) en la zona fotófila y esciáfila, en cada una de las profundidades consideradas durante los ocho tiempos de muestreo.

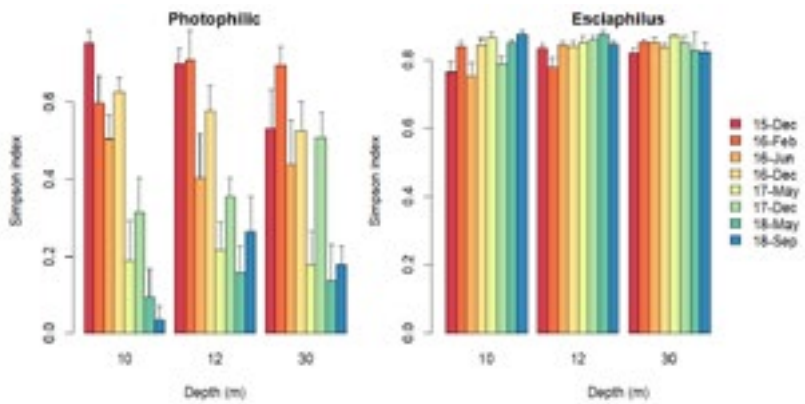


Figura 42. Índice de Simpson medio (± error estándar) en la zona fotófila y esciáfila, en cada una de las profundidades consideradas durante los ocho tiempos de muestreo.

Fuentes de variación		Número de especies			Índice de Shannon			Índice de Simpson			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
T	7	0.452	6.753	0.000***	0.991	13.416	0.000***	0.322	21.085	0.000***	Residual
I	1	104.980	1568.691	0.000***	96.186	1329.284	0.000***	11.244	734.658	0.000***	Residual
P	2	0.606	9.061	0.000***	0.216	2.922	0.056	0.013	0.869	0.421	Residual
T×I	7	2.608	38.978	0.000***	2.522	34.146	0.000***	0.422	27.588	0.000***	Residual
T×P	14	0.136	2.034	0.017*	0.099	1.342	0.186	0.014	0.929	0.529	Residual
I×P	2	0.021	0.307	0.736	0.020	0.277	0.758	0.003	0.200	0.819	Residual
T×I×P	14	0.137	2.052	0.016*	0.165	2.237	0.009**	0.024	1.544	0.099	Residual
Residual	192	0.067			0.074			0.015			
Transform.		√(x+1)			-			-			

Tabla 2. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (T: Tiempo, I: Iluminación, P: Profundidad), para el número de especies, índice de Shannon e índice de Simpson. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

E. Estructura de las comunidades

La estructura multivariante de la comunidad difiere claramente entre la zona esciáfila y fotófila (Figura 43). Además, en la zona esciáfila se observan diferencias en la estructura de la comunidad de cada profundidad mientras que no presentan ningún patrón relacionado con el tiempo. Por el contrario, las muestras de la zona fotófila, aunque no muestran ningún patrón relacionado con la profundidad, sí que se observa que tienden a tener una estructura de comunidad más similar conforme pasa el tiempo, estando muy agregadas las muestras de los últimos tiempos muestreados.

El PERMANOVA corrobora dichas tendencias mostrado diferencias significativas en la estructura multivariante de la comunidad, siendo significativa la triple interacción de los factores *tiempo*, *iluminación* y *profundidad* (Tabla 3). El análisis *a posteriori* mostró cambios significativos en la estructura de la comunidad de la zona fotófila con el paso del tiempo en las tres profundidades muestreadas.

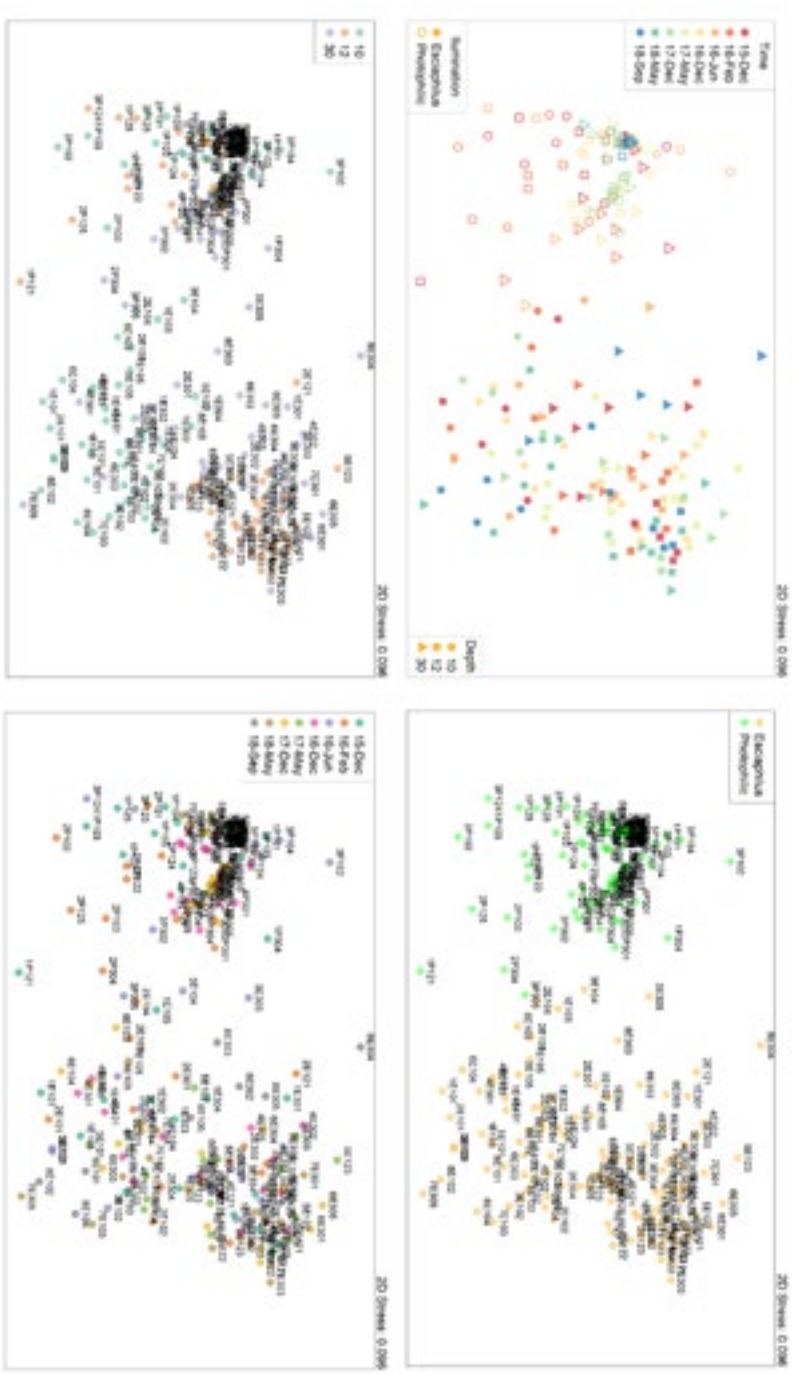


Figura 43. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) realizado con la cobertura de las especies en las zonas fotófila y esciáfila, en cada una de las profundidades consideradas durante los ocho tiempos de muestreo.

Fuentes de variación	Cobertura				F versus
	g.l.	C. M.	F	P	
T	7	5552.219	4.536	0.0002** *	Residual
I	1	337085.020	275.414	0.0002** *	Residual
P	2	21751.183	17.771	0.0002** *	Residual
T×I	7	3947.962	3.225	0.0002** *	Residual
T×P	14	1633.921	1.335	0.0034** *	Residual
I×P	2	22068.943	18.031	0.0002** *	Residual
T×I×P	14	1973.223	1.612	0.0002** *	Residual
	192	1223.921			

Tabla 3. Resultados del análisis multivariante de la varianza permutacional (PERMANOVA), con tres factores (T: Tiempo, I: Iluminación, P: Profundidad) para la cobertura de las 119 especies observadas. g.l.: grados de libertad; M.S.: cuadrados medios; F: Pseudeo-F ratio. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001). Los P-valores fueron obtenidos usando 4999 permutaciones.

F. Consecuencias iniciales detectadas (2015-18)

Las repercusiones ecológicas son de calado pues ha transformado el paisaje de los fondos marinos ceutíes desde Punta Almina hasta Benzú y posiblemente continúe su crecimiento hacia zonas atlánticas cercanas; las dos orillas del Estrecho de Gibraltar han quedado afectadas por esta masiva proliferación algal.

En esta transformación paisajística se ha producido una exagerada dominancia de la nueva especie en detrimento de las otras especies de algas a las que podemos decir que ha barrido de este tipo de fondos fotófilos entre 10 y 40 metros. Esto constituye una simplificación de los ambientes algales y una clara pérdida de diversidad en cuanto a los macrofitos se refiere, obviamente se puede intuir fácilmente que pueden existir pérdidas significativas de diversidad a otros niveles microscópicos y menos evidentes de los hábitats. En este sentido, sin

ser todavía concluyentes, ya hay algunos estudios que apuntan en esa dirección (veáse Navarro-Barranco *et al*., 2021; Navarro-Barranco *et al*., 2023). Quizá, si el estudio de estos autores se hubiera podido centrar en el alga *Cystoseira* (=*Treptacantha*) *usneoides* hubiera proporcionado mejores resultados en relación a las algas que más penetran en el coralígeno. Por otra parte, los rangos de profundidad aportados en su trabajo coinciden plenamente con el precoralígeno, pero no parece que abarquen los fondos coralígenos de Ceuta propiamente dichos. A todo esto, las gorgonias también pueden verse afectadas por semejante proliferación pues los pólipos de las gorgonias podrían verse afectados en sus funciones vitales, de alguna forma asfixiados al quedar atrapadas entre la maraña algal.





A consecuencia de todo lo comentado la temporada veraniega a dejado un gran contingente de algas muertas en las playas del sector norte de la ciudad a la que no han podido enfrentarse las autoridades durante la temporada de verano en las que según la empresa Makerel Medioambiental que gestiona los residuos en la ciudad se han retirado un total de 5009 toneladas de esta especie. Este mismo dato muestra por sí mismo la gran biomasa que esta especie ha sido capaz de generar en un solo año de instauración. Estos mismos problemas existen en la otra orilla del estrecho y los pescadores de La Línea de la Concepción no han dejado de quejarse de esta situación por la interferencia de las algas con los artes de pesca y en especial con las redes. Así que el gasto público en eliminar el molesto problema ha sido considerable y no terminará aquí, sino que posiblemente dadas las características de la especie se extenderá en el tiempo.



Estamos ante otro ejemplo de Cambio Global que no es nada más que la manifestación de la conjunción de las alteraciones que los seres humanos provocamos junto a las variables condiciones que proporciona el planeta.

Posiblemente se trata de una especie que ha llegado a través del transporte marítimo como una plataforma petrolífera que es capaz de llevar en sus pilotes y cascos un mundo de especies viajeras que se van adaptando a distintos entornos si se les da una oportunidad. El ruido del elevadísimo transporte marítimo que transita por el Estrecho de Gibraltar lo introducimos los seres humanos y las condiciones térmica de disfrutar del sector del Mediterráneo con menos fluctuaciones de temperatura quizá haga el resto; la conjunción de factores antrópicos y naturales es la base del Cambio Global.

5. ¿Qué se está haciendo?

05

La invasión de
R. okamurae
en el estrecho de Gibraltar
y sus mayores consecuencias
en el litoral de Ceuta:
Una década de cambio
en el paisaje sumergido

La invasión de *Rugulopteryx okamurae* en el Mar de Alborán, de manera específica, no solo representa una amenaza ecológica evidente, sino también un desafío desde el punto de vista normativo y operativo. En España, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, junto con el Real Decreto 630/2013, que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (EEI), y su actualización mediante la Orden TED/1126/2020, en el que se incluye a *Rugulopteryx okamurae* en el catálogo, prohíben expresamente la posesión, transporte, comercio o uso intencionado de ejemplares, fragmentos o propágulos de estas especies. Esta prohibición podrá quedar sin efecto, previa autorización administrativa de la autoridad competente cuando sea necesario por razones de investigación, salud o seguridad de las personas, o con fines de control o erradicación, en el marco de estrategias, planes y campañas que, a tal efecto, se aprueben y teniendo en cuenta la relevancia de los aspectos sociales y/o económicos de la actividad a la que afecten.

Este entramado administrativo puede dificultar la exploración de usos posibles para la biomasa invasora (por ejemplo, bioproductos, fertilizantes o compost), generando una tensión entre la necesidad de actuar a través de la búsqueda de soluciones comerciales y las restricciones y limitaciones legales dada la normativa vigente.

Frente a esta situación, el objetivo de este capítulo no es solo describir las acciones coordinadas recomendadas por la Estrategia de control del alga *Rugulopteryx okamurae* en España (MITECO, 2022) y evidencias científicas recientes (Baez *et al*., 2023; Barcellos *et al*., 2023; Figueroa *et al*., 2025; Laamraoui *et al*., 2024; Roca *et al*., 2022), sino también abrir un espacio reflexivo para pensar en líneas de actuación reales y viables teniendo en cuenta los conocimientos actuales sobre la gestión de especies exóticas invasoras en el contexto socioeconómico actual (Booy *et al*., 2007; Booy *et al*., 2020; Oficialdegui *et al*., 2020; Oficialdegui *et al*., 2021; Robertson *et al*., 2020).

Ante una invasión de tal magnitud, resulta peligrosamente fácil caer en la inacción. Sin embargo, no actuar contribuye de manera directa a la consolidación de la especie y, a largo plazo, a la posible llegada de nuevas especies exóticas invasoras. La estrategia integral debería, por tanto, aunar prevención, intervención inmediata y aprovechamiento responsable, siempre bajo el respeto a la normativa y con protocolos claros, avalados por la administración competente.

5.1 Complejidad operativa y desafíos normativos en la gestión de *Rugulopteryx okamurae*

La gestión de especies exóticas invasoras (EEI) constituye uno de los retos actuales más complejos en relación con la conservación del medio natural. En el caso concreto de *Rugulopteryx okamurae*, esta complejidad se manifiesta tanto en el plano operativo como en el legislativo, siendo especialmente crítica en entornos marinos como el Mar de Alborán. A pesar de la abundancia creciente de esta especie y del reconocimiento generalizado de su impacto negativo, las herramientas normativas actuales se muestran limitadas o insuficientemente adaptadas a la realidad del fenómeno invasor.

Una de las principales dificultades radica en la propia rigidez del marco legal español. La Ley 42/2007 y el Real Decreto 630/2013 contemplan como herramienta principal la prohibición genérica sobre la posesión, transporte, comercio y uso de especies incluidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Esta aproximación única, ilustrada de manera interesante con el ejemplo de usar únicamente un martillo para habitar una casa vacía (Oficialdegui *et al*., 2021), ignora la heterogeneidad biológica, ecológica y socioeconómica de las EEI, al aplicar el mismo nivel de restricción a especies en etapas muy distintas de su proceso invasivo.

Esta falta de flexibilidad no solo limita las opciones de gestión, sino que también reduce la aceptación social de las medidas adoptadas, genera conflictos entre sectores implicados (administraciones, científicos, pescadores, empresas, emprendedores, etc.) y fomenta la inacción institucional. Como han señalado varios autores (Booy *et al*. 2017, 2020; Robertson *et al*, 2020; Oficialdegui *et al*. 2020, 2021; etc.), es imprescindible abandonar el modelo único basado en la prohibición y avanzar hacia esquemas más dinámicos, donde las decisiones de gestión se tomen en función de la abundancia, el grado de impacto y las posibilidades reales de erradicación o control. Modelos como el *Non-Native Risk Management Scheme* (NNRM) ya han sido aplicados con éxito en contextos europeos y se perfilan como alternativas valiosas que combinan in-

formación empírica, juicio de expertos e investigadores y herramientas de toma de decisiones multicriterio.

Este tipo de enfoques son especialmente pertinentes en casos como el de *R. okamurae*, donde la erradicación ya no es una opción realista en muchos lugares (pero podría ser en otras regiones) y donde se impone una gestión adaptativa que contemple el control y la mitigación del impacto, sin descartar por completo su aprovechamiento. La categorización flexible propuesta por Oficialdegui *et al*. (2021), que clasifica las EEI según su estatus invasivo y el potencial de control, podría permitir diseñar estrategias diferenciadas según el contexto territorial y ecológico, algo esencial en un país con tanta diversidad costera y competencial como España.

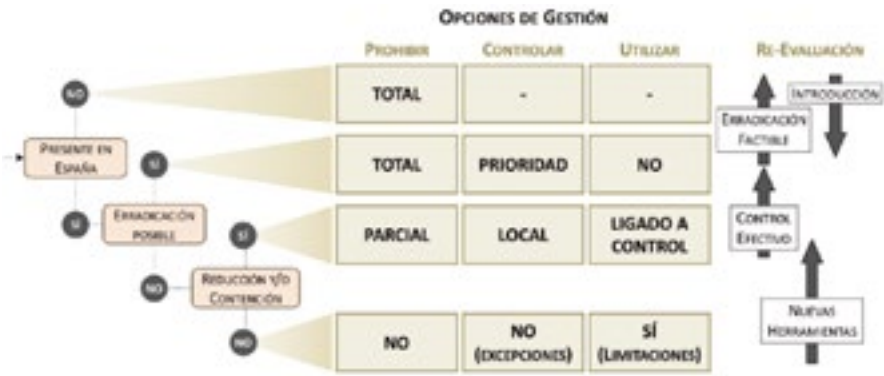


Figura 44. Marco conceptual para la gestión de especies exóticas invasoras (EEIs) con valor socio-económico. Las EEIs se agrupan en cuatro categorías (filas) acorde a una serie de preguntas sobre su presencia en el medio natural, posible erradicación y la reducción de su abundancia y/o contención de su expansión. En cada categoría las opciones de gestión varían entre su prohibición (sensu Catálogo), su control y su uso socio-económico. Las opciones de gestión de las EEI son re-evaluadas de manera que, la primera categoría pretende evitar la entrada de EEI en España, la segunda categoría tiene como objetivo la erradicación factible de la EEI, la tercera categoría controlar las poblaciones de EEI y la cuarta categoría busca el desarrollo de nuevas herramientas de gestión que permitan alcanzar un control efectivo sobre EEI que antes no eran controlables. Extraído de Oficialdegui *et al*. (2021)

La Estrategia de control del alga *R. okamurae* publicada por el MITECO (2022) reconoce muchas de estas dificultades y plantea una serie de líneas de actuación articuladas en torno a la prevención, el control, la gestión de biomasa y la coordinación interadministrativa. Sin embargo, como destaca la propia Estrategia, el éxito de estas acciones depen-

de en gran medida de una coordinación real y efectiva entre todos los niveles administrativos, así como de la integración del conocimiento científico en la toma de decisiones.

La experiencia acumulada en la gestión de *R. okamurae* evidencia la necesidad de avanzar hacia una legislación más adaptativa y pragmática, en la que se integren criterios de viabilidad, impacto ecológico y sostenibilidad socioeconómica. De lo contrario, corremos el riesgo de que los marcos normativos se conviertan en una barrera para la propia conservación, favoreciendo la reactividad por encima de la proactividad y las soluciones innovadoras. Como han demostrado diversos estudios de casos internacionales (Booy *et al*., 2020; Oficialdegui *et al*., 2020), el camino más eficaz para gestionar EEI no pasa exclusivamente por prohibir, sino por gestionar de forma estratégica, cooperativa y con visión a largo plazo.

En este sentido, cabe rescatar la frase de Benjamín Franklin y la línea consiguiente que se utiliza para introducir el capítulo "7.1. Actuaciones de prevención" en la Estrategia de control de *Rugulopteryx okamurae* (MITECO, 2022): "una onza de prevención vale una libra de cura" y "ser proactivo es más eficiente que ser reactivo".

5.2 La Estrategia de Control del MITECO (2022): objetivos, líneas prioritarias y medidas de actuación

La publicación de la *Estrategia de control del alga Rugulopteryx okamurae en España* por parte del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el año 2022 supuso un paso decisivo en el reconocimiento institucional del grave problema ecológico, económico y social que representa esta especie. Esta Estrategia nace para dar cumplimiento a lo establecido en el artículo 64 de la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y en los artículos 15 y 16 del Real Decreto 630/2013, que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

La Estrategia se articula en torno a cuatro grandes objetivos generales:

1. Prevenir nuevas introducciones y translocaciones, reduciendo al mínimo las posibilidades de aparición de nuevos focos.

2. Gestionar y controlar las poblaciones existentes, adoptando medidas que limiten la expansión y los impactos asociados a la especie.

3. Coordinar eficazmente a los distintos agentes responsables de la gestión, con especial énfasis en la cooperación interadministrativa.

4. Seguimiento y evaluación de la aplicación de la propia Estrategia, garantizando su efectividad y adaptabilidad en el tiempo.

A partir de estos objetivos, la Estrategia define un conjunto de líneas prioritarias de actuación, que permiten estructurar las intervenciones a diferentes escalas y bajo múltiples frentes:

- Prevención de eventos de reintroducción y dispersión de la especie, que incluyan la gestión de vectores de dispersión y la protección y restauración de ecosistemas sensibles de elevado interés.

- Gestión, control de la expansión y, cuando sea posible, erradicación de poblaciones de *R. okamurae* en los lugares donde ya se encuentra presente en España.

- Gestión de arribazones y otros acúmulos de la especie.

- Investigación y búsqueda de información.

- Comunicación, sensibilización, educación y formación a los agentes gestores y la ciudadanía en general.

- Diseño de protocolos de coordinación entre las diferentes administraciones competentes en la gestión de la especie.

- Seguimiento y estimación protocolizada de los impactos que produce la especie, que incluyan el análisis económico de los costes de la aplicación de la Estrategia.

- Identificación de indicadores de éxito de la Estrategia y sus actuaciones, y planificación del seguimiento de su aplicación.

- Identificación de los instrumentos legales que deben desarrollarse para la aplicación efectiva de esta Estrategia.

Una de las fortalezas de esta Estrategia reside en su visión integrada de la gestión, que contempla no solo medidas técnicas y científicas, sino también aspectos sociales, económicos y administrativos. De hecho, el documento insiste en que el éxito de la estrategia depende en gran medida de la cooperación entre todos los niveles de gobierno, estatal, autonómico y local, así como de la implicación activa del tejido científico y del sector productivo. A este respecto, se subraya la necesidad de una coordinación rigurosa y eficaz entre administraciones públicas, especialmente compleja en el medio marino debido a la superposición competencial existente.

En cuanto a su implementación, la coordinación general de la Estrategia recae en el MITECO, mientras que el seguimiento se delega en el Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras (GTEEI), dependiente del Comité de Flora y Fauna Silvestres (CFFS). Además, se contempla

la elaboración de Planes Autonómicos de Gestión de Biomasa, lo cual refleja el enfoque descentralizado de la Estrategia.

Desde el punto de vista operativo, las acciones se agrupan en tres bloques clave:

1. Actuaciones de prevención:

Consideradas la herramienta más costo-efectiva a largo plazo, estas medidas incluyen:

- Control de vectores potenciales (e.g., transporte en embarcaciones recreativas, redes, anclas, aparejos).
- Establecimiento de redes de detección temprana y alerta rápida.
- Evaluación de zonas vulnerables mediante modelización de favorabilidad ambiental.
- Incorporación de cláusulas específicas en los estudios de impacto ambiental de infraestructuras portuarias y marinas.

Estas medidas están dirigidas a evitar tanto nuevas entradas como la dispersión secundaria desde focos ya establecidos.

2. Actuaciones ante la presencia de la especie:

Dependiendo del estado de consolidación de la población, se diferencian dos enfoques:

- Erradicación en zonas de presencia incipiente: se requiere detección rápida, monitoreo intensivo y actuación inmediata, preferentemente con medios manuales y selectivos. Se aplicaría en áreas aisladas o de reducida extensión donde se conserve aún biodiversidad autóctona sensible.

- Control y contención en zonas con poblaciones establecidas: se prioriza la reducción de impactos ecológicos y económicos, especialmente en áreas turísticas, portuarias, pesqueras o ecológicamente vulnerables. Estas medidas pueden incluir cortas periódicas, barridos con buzos, barreras físicas o modificación de condiciones ambientales (cuando sea viable).

Ambas acciones deben ir acompañadas de seguimiento ecológico y autorización previa de la administración competente, conforme a lo dispuesto en el Catálogo Español de EEI.

3. Gestión de biomasa

Dado el elevado volumen de biomasa producido por *R. okamurae*, la gestión de arribazones es un pilar crítico. La estrategia contempla:

- La retirada temprana de biomasa varada para evitar su descomposición y la emisión de olores o compuestos tóxicos.

- El almacenamiento provisional en puntos habilitados que garanticen la trazabilidad del residuo.

- La valorización autorizada, como uso agrícola, compostaje, o tratamiento en plantas de residuos no peligrosos, siempre bajo control administrativo.

- La gestión diferenciada en áreas protegidas, donde se deben aplicar criterios adicionales de precaución, evitando el uso de maquinaria pesada o remoción masiva del sustrato.

Se insiste en que la valorización no debe entenderse como una vía de aprovechamiento comercial autónoma, sino como un complemento a la retirada y eliminación de la especie, siempre dentro de un plan de control estructurado.

Asimismo, se destaca la importancia de la coordinación interadministrativa y seguimiento, pilares esenciales del plan. Así, se resalta la urgencia de establecer protocolos estandarizados y de garantizar la coordinación con otros Estados miembros, conforme al Reglamento

(UE) 1143/2014 sobre EEI, así como el desarrollo de indicadores que permitan evaluar los avances y reorientar las acciones si fuera necesario.

En definitiva, la Estrategia de Control del MITECO representa el primer gran intento de articular una respuesta integral y estructurada frente a la invasión de *R. okamurae* en aguas españolas. Su éxito dependerá de su capacidad para integrar las recomendaciones científicas, adaptarse al contexto territorial, movilizar recursos suficientes y, sobre todo, de traducirse en acciones efectivas y sostenidas en el tiempo.

5.3 Aplicaciones potenciales de *R. okamurae*: Oportunidades en el conflicto

La acumulación masiva de biomasa de *Rugulopteryx okamurae* en zonas costeras ha motivado, en paralelo al desarrollo de estrategias de contención y erradicación, una creciente línea de investigación centrada en sus posibles aplicaciones. Bajo un enfoque de economía circular y con el objetivo de mitigar los costes ecológicos, sociales y económicos derivados de su invasión masiva, diversos estudios han explorado sus aplicaciones potenciales en diversos sectores como la agricultura, la biotecnología, los materiales biodegradables, la cosmética y la farmacología. Esta perspectiva, así, busca transformar una amenaza en una oportunidad mitigando al mismo tiempo los costes de gestión de los arribazones. Entre los trabajos más exhaustivos hasta la fecha destaca la revisión llevada a cabo por Barcellos *et al*. (2023), que recopila y sintetiza algunas de las aplicaciones más estudiadas hasta la fecha en torno a esta especie.

Una de las principales líneas de aprovechamiento identificadas es la digestión anaerobia para producción de biogás, proceso mediante el cual microorganismos transforman materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando metano (CH_4) como fuente energética renovable. Aunque *R. okamurae* presenta una relación C/N subóptima para la digestión en solitario, se ha demostrado que su co-digestión con residuos ricos en carbono (como los lodos generados en la producción de aceite de oliva) mejora sustancialmente la eficiencia del proceso, aumentando tanto la biodegradabilidad como el rendimiento en metano (De la Lama-Calvente *et al*., 2021).

Otra línea aplicada es su compostaje para uso agrícola. Si bien su alto contenido en sesquiterpenos y otros compuestos tóxicos impide su procesamiento mediante vermicompostaje tradicional, estudios recientes han demostrado que técnicas alternativas como el uso de larvas de la mosca *Hermetia illucens* o blatticompostaje, con cucarachas *Eublaberus* spp., permiten transformar eficazmente esta biomasa en compost con alta capacidad biofertilizante, sin afectar la viabilidad (supervivencia, crecimiento y reproducción) de los invertebrados empleados (Patón *et al*., 2022).

El desarrollo de bioplásticos a partir de *R. okamurae* también ha despertado un creciente interés. El alga contiene cantidades considerables de alginatos y otros polisacáridos útiles para la formulación de materiales biodegradables. En concreto, estudios experimentales han logrado obtener bioplásticos a partir de mezclas de biomasa liofilizada y glicerol, mostrando propiedades viscoelásticas aceptables y un comportamiento termoestable, aunque aún se identifican ciertas limitaciones en cuanto a resistencia mecánica y absorción de agua, lo que sugiere la necesidad de seguir explorando formulaciones compuestas (Santana *et al*., 2022).

En el ámbito farmacéutico, *R. okamurae* ha demostrado un interesante potencial bioactivo, especialmente gracias a la presencia de metabolitos secundarios como los diterpenos. Investigaciones recientes han logrado aislar compuestos como el rugukadiol A y varios rugueloptonos con clara actividad antiinflamatoria. En modelos celulares (*in vitro*), algunos de estos diterpenos inhibieron la producción de óxido nítrico y la expresión de citocinas proinflamatorias inducidas por LPS, alcanzando niveles de eficacia comparables a los de antiinflamatorios convencionales como la dexametasona (Cuevas *et al*., 2021).

Asimismo, se han documentado actividades antimicrobianas asociadas a diterpenos del tipo secospatano, como el dilkamural, con efectos moderados frente a bacterias Gram-positivas como *Bacillus subtilis* (Ninomiya *et al*., 1999). Aunque los resultados son preliminares, abren una línea prometedora en la búsqueda de nuevos agentes antimicrobianos naturales (Barcellos *et al*., 2023).

Por último, estudios recientes han demostrado que extractos de *R. okamurae* presentan actividad inhibitoria de la enzima α-glucosidasa, superior incluso a la del acarbosa, fármaco de referencia usado en el tratamiento de la diabetes tipo 2. Esto posiciona a la especie como un posible candidato en el desarrollo de suplementos alimenticios o compuestos antidiabéticos de origen natural (Jeong *et al*., 2012).

La transformación de *R. okamurae* en materia prima útil no debe entenderse como una solución definitiva al problema de su invasión, sino como una estrategia complementaria que puede contribuir a reducir su impacto ambiental, mejorar la eficiencia en la gestión de la gran biomasa acumulada y fomentar el I+D+i sostenible. Las diversas aplicaciones identificadas hasta la fecha y resumidas en este apartado

(extraídas de Barcellos *et al*., 2023) representan una vía emergente con potencial para generar beneficios tanto ambientales como socioeconómicos. No obstante, muchas de estas líneas aún se encuentran en fases tempranas de desarrollo y afrontan importantes barreras legales, técnicas y logísticas. Superarlas exigirá una estrecha colaboración entre la comunidad científica, la administración pública y el sector productivo, apostando por soluciones integradas que conviertan el conocimiento científico en una herramienta de resiliencia ecológica y económica.

6. Conclusiones

1. Se ha producido un gran cambio paisajístico en las zonas fotófilas y hemifotófilas de los fondos marinos estudiados a lo largo del litoral de Ceuta.

2. El cambio está plenamente consolidado y afecta a las dos orillas del Estrecho de Gibraltar y también en algunas zonas del mar de Alborán.

3. Como consecuencia de este fenómeno invasivo muy agresivo, varias especies de algas han disminuido drásticamente sus poblaciones, especialmente: *C. usneoides, P. cartilagineum y S. coronopifolius*; también han quedado muy afectadas *Dyctiota spp., Dyctiopteris spp., Cladostephus spongiosus* y *Halopteris scoparia.*

4. El impacto más destacado ha sido la pérdida del denso bosque de *C. usneoides* desde los primeros metros hasta los fondos coralígenos (véase Ocaña *et al*., 2009).

5. En las zonas más someras (1-5 metros) se ha instalado un morfotipo muy diferente del alga invasora, mucho más fino y delicado. En las zonas profundas (10-25 metros) se aprecia un morfotipo ancho y grueso.

6. El cambio afecta fundamentalmente a los fondos fotófilos y hemifotófilos, pero no alcanza significativamente al coralígeno profundo a partir de 30 metros y tampoco penetra en el coralígeno de *Paramuricea clavata* a favor de paredes verticales.

7. Solo el ecotono entre precoralígeno (algas hemifotófilas) y coralígeno se producen algunos encuentros.

8. No alcanza significativamente al coralígeno de paredes verticales, cuevas ni al de bloques en zonas profundas.

9. Los jardines de gorgonias más superficiales están afectados por el alga debido a los enredos fortuitos que se producen, pero con anterioridad ya convivían con los grandes bosques de *C. usneoides* e incluso con varias especies de laminariales.

10. Los jardines y bancos de gorgonias más profundos no presentan afecciones significativas salvo que se produzcan acumula-

ciones de algas muertas en el fondo que deterioren las condiciones de la masa de agua en lugares concretos.

11. Los invertebrados sésiles incrustantes no presentan afecciones por la presencia del alga. *R. okamurae* no crece sobre esponjas, ascídias y otros invertebrados objetos del seguimiento. Las poblaciones más someras de *Astroides calycularis*, no están invadidas por el alga por crecer en extraplomos y zonas oscuras. Las poblaciones profundas no reciben incidencias salvo la posibilidad de acumulaciones de algas muertas en ciertos entornos concretos.

12. El seguimiento de las poblaciones del alga invasora y sus efectos sobre los fondos marinos debe realizarse de forma continuada en el tiempo y en el espacio. De esta manera se podrán evaluar las consecuencias ecológicas de su poderoso crecimiento.



Bibliografía

- Acevedo, P., & Real, R. (2012). Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, *99*, 515-522.

- Altamirano, M., De la Rosa Álamos, J., & Martínez Medina, F. J. (2016). Arribazones de la especia exótica *Rugulopteryx okamurae* (EY Dawson) en el estrecho de Gibraltar.

- Altamirano, M., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., & Muñoz, A. R. (2019). Macroalgas invasoras en las costas andaluzas. *Algas 55e*, 10-13.

- Arias, E. (1975). Pigmentos y produccion primaria de la campana Maroc-Iberia 1 [en aguas al Sur de Espana]. *Resultados Expediciones Cientificas del Buque Oceanografico Cornide de Saavedra*.

- Báez, J. C., Camiñas, J. A., Aguilera, R., Castro-Gutiérrez, J., & Real, R. (2023). When non-target 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*(3), 785-799.

- Barcellos, L., Pham, C. K., Menezes, G., Bettencourt, R., Rocha, N., Carvalho, M., & Felgueiras, H. P. (2023). A concise review on the potential applications of *Rugulopteryx okamurae* macroalgae. *Marine Drugs*, *21*(1), 40.

- Bellissimo, G., Altamirano, M., Muñoz, A. R., De la Rosa, J., Hung, T. H., Rizzuto, G., ... & Tomasello, A. (2023). The invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) continues to expand: first record in Italy. *bioRxiv*, 2023-09.

- Bernal-Ibáñez, A., Chebaane, S., Sempere-Valverde, J., Faria, J., Ramalhosa, P., Kaufmann, M., ... & Cacabelos, E. (2022). A worrying arrival: The first record of brown macroalga *Rugulopteryx okamurae* in Madeira Island and its invasive risk.

- Booy, O., Mill, A. C., Roy, H. E., Hiley, A., Moore, N., Robertson, P., ... & Wyn, G. (2017). Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions*, *19*, 2401-2417.

- Booy, O., Robertson, P. A., Moore, N., Ward, J., Roy, H. E., Adriaens, T., ... & Mill, A. C. (2020). Using structured eradication feasibility assessment to prioritize the management of new and emerging invasive alien species in Europe. *Global Change Biology*, *26*(11), 6235-6250.

- Borriglione, M., Ruitton, S., Boyer, F., Thibault, D., Blanfuné, A., Guillemain, D., ... & Thibaut, T. (2024). Impact of the invasive brown alga *Rugulopteryx okamurae* on the benthic communities in the Northwestern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *310*, 109010.

- Bottalico, A., Tursi, A., & Mastrototaro, F., Chimienti, G., Mincuzzi, A. (2024). Eastward spreading of the invasive *Rugulopteryx okamurae* (Heterokontophyta Dictyotales) in the Mediterranean: first record in the Adriatic Sea. *Med Mar Sci*, *25*, 698-708.

- Bouchet, P., (2006). *La exploración de la biodiversidad marina: desafíos científicos y tecnológicos*. Carlos M. Duarte (ed.) Bilbao: Fundación BBVA.

- Bryden, H. L., Candela, J., & Kinder, T. H. (1994). Exchange through the Strait of Gibraltar. *Progress in Oceanography*, *33*(3), 201-248.

- Carbonell, A., & Jansá, J. (1983). Zooplancton de la plataforma continental ibérica, desde la zona del golfo de Valencia hasta el estrecho de Gibraltar. *Estudio oceanográfico de la plataforma continental, EOPC (15-18 marzo, 1983. Cádiz, España). J. Castellví (ed.)*, 415-459.

- Chen, J., Li, H., Zhao, Z., Xia, X., Li, B., Zhang, J., & Yan, X. (2018). Diterpenes from the marine algae of the genus Dictyota. *Marine Drugs*, *16*(5), 159.

- Cuevas, B., Arroba, A. I., de Los Reyes, C., Gómez-Jaramillo, L., González-Montelongo, M. C., & Zubía, E. (2021). Diterpenoids from the brown alga *Rugulopteryx okamurae* and their anti-inflammatory

activity. *Marine drugs*, *19*(12), 677.

- De la Lama-Calvente, D., Fernández-Rodríguez, M. J., Llanos, J., Mancilla-Leytón, J. M., & Borja, R. (2021). Enhancing methane production from the invasive macroalga *Rugulopteryx okamurae* through anaerobic co-digestion with olive mill solid waste: process performance and kinetic analysis. *Journal of Applied Phycology*, *33*, 4113-4124.

- De-Paula, J. C., Bueno, L. B., Cavalcanti, D. N., Yoneshigue-Valentin, Y., & Teixeira, V. L. (2008). Diterpenes from the brown alga Dictyota crenulata. *Molecules*, *13*(6), 1253-1262.

- Díaz-Tapia, P., Alvite, N., Bañón, R., Barreiro, R., Barrientos, S., Bustamante, M., ... & Díez, I. (2025). Multiple introduction events expand the range of the invasive brown alga *Rugulopteryx okamurae* to northern Spain. *Aquatic Botany*, *196*, 103830.

- 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.

- Faria, J., Prestes, A. C., 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.

- Figueroa, F. L., Vega, J., Flórez-Fernández, N., Mazón, J., Torres, M. D., Domínguez, H., & Pereira, L. (2025). Challenges and opportunities of the exotic invasive macroalga *Rugulopteryx okamurae* (Phaeophyceae, Heterokontophyta). *Journal of Applied Phycology*, 1-17.

- Florido, M., Megina, C., & Gómez, J. C. G. (2023). Coexistiendo con una invasora en el estrecho de Gibraltar: la integración de *Rugulopteryx okamurae* en la fauna y flora residente. *Almoraima. Revista de Estudios Campogibraltareños*, (58), 233-248.

- García-Gómez *et al.* "*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, diciembre 2018. Algeciras. Instituto de Estudios Campogibraltareños, pp. 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., Florido, M., Olaya-Ponzone, L., Rey Díaz de Rada, J., Donázar-Aramendía, I., Chacón, M., ... & Megina, C. (2021a). 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-Gómez, J. C., Florido, M., Olaya-Ponzone, L., Sempere-Valverde, J., & Megina, C. (2021b). The invasive macroalga *Rugulopteryx okamurae*: Substrata plasticity and spatial colonization pressure on resident macroalgae. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*, 631754.

- Gestión Técnica Medioambiental Sur (GestemaSur), S.L.U. (2023). *Seguimiento del alga Rugulopteryx y sus implicaciones en la actividad pesquera y economía azul*. Memoría Justificativa Técnica.

- Gofas, S., & Raso, J. E. G. (2004). El litoral andaluz. In *Praderas y bosques marinos de Andalucía* (pp. 37-54). Consejería de Medio Ambiente.

- Greze, V. N., Kovalev, A. V., Baldina, E. P., Bileva, O. K., & Shmeleva, A. A. (1985). Zooplankton transfer through the Gibraltar Strait and peculiarities of its taxonomic composition and distribution in adjacent areas. *INVEST. PESQ.(BARC.).*, *49*(1), 3-13.

- Hwang, I. K., Lee, W. J., Kim, H. S., & De Clerck, O. (2009). Taxonomic reappraisal of *Dilophus okamurae* (Dictyotales, Phaeophyta) from the western Pacific Ocean. *Phycologia*, *48*(1), 1-12.

- Jeong, S. Y., Qian, Z. J., Jin, Y. J., Kim, G. O., Yun, P. Y., & Cho, T. O. (2012). Investigation of α-glucosidase inhibitory activity of ethanolic extracts from 19 species of marine macroalgae in Korea. *Natural Product Sciences*, *18*(2), 130-136.

- Kajimura, M. (1992). *Vegetative Propagation in Dilophus okamurae and Zonaria Flabellata (Dictyotaceae, Phaeophyta*. Shimane University.

- Laamraoui, M. R., Mghili, B., Roca, M., Chaieb, O., Ostalé-Valriberas, E., Martín-Zorrillae, A., ... & Aarab, S. (2024). Rapid invasion and expansion of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in the Mediterranean and Atlantic: A 10-year review. *Marine Pollution Bulletin*, *209*, 117194.

- Liulea, S., Serrão, E. A., & Santos, R. (2023). Spread and impact of the invasive brown algae *Rugulopteryx okamurae* on the Algarve coast, southern Portugal (NE Atlantic). *Southern Portugal (Ne Atlantic)*.

- Margalef, R. (1989). *El Mediterráneo Occidental*. Ediciones Omega, Barcelona.

- Marletta, G., Lombardo, A., & Serio, D. (2024). First Record of the Invasive Alien Species *Rugulopteryx okamurae* (Phaeophyceae, Dictyotales) along the Eastern Coast of Sicily (Italy, Mediterranean Sea): Is It Ready to Expand into the Ionian Sea? *Diversity*, *16*(7), 424.

- Mghili, B., De-la-Torre, G. E., & Aksissou, M. (2023). Assessing the potential for the introduction and spread of alien species with marine litter. *Marine Pollution Bulletin*, *191*, 114913.

- MITECO. (2022). Estrategia De Control Del Alga *Rugulopteryx Okamurae* En España.

- Mogollón, S. L., Zilio, M. I., Buitrago, E. M., Caraballo, M. Á., & Yñiguez, R. (2024). Economic impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) along the Andalusian coastline: the case of Tarifa, Spain. *Wetlands Ecology and Management*, *32*(1), 19-32.

- Morton, B., Britton, J. C., & Martins, A. F. (1998). *Ecologia costeira dos Açores*. Sociedade Afonso Chaves.

- Muguerza, N., Arriaga, O., Díez, I., Becerro, M. A., Quintano, E., & Gorostiaga, J. M. (2022). A spatially-modelled snapshot of future marine macroalgal assemblages in southern Europe: Towards a broader Mediterranean region?. *Marine Environmental Research*, *176*, 105592.

- Navarro-Barranco, C., Moreira, J., Espinosa, F., Ros, M., Rallis, I., Sempere-Valverde, J., ... & Guerra-García, J. M. (2021). Evaluating the vulnerability of coralligenous epifauna to macroalgal invasions. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 31(9), 2305-2319.

- Navarro-Barranco, C., Ros Clemente, M., & Moreira da Rocha, J. (2023). Influencia de la macroalga invasora *Rugulopteryx okamurae* sobre la macrofauna asociada a sustratos sésiles del coralígeno. Instituto de Estudios Ceutíes.

- Ninomiya, M., Hirohara, H., Onishi, J. I., & Kusumi, T. (1999). Chemical Study and Absolute Configuration of a New Marine Secospatane from the Brown Alga *Dilophus okamurae*. The Journal of Organic Chemistry, 64(15), 5436-5440.

- Ocaña, O., Ramos, A., & González, J. T. (2009). *Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad*. Fundación Museo del Mar de Ceuta.

- Ocaña, O., Carrillo, J. A., & Ballesteros, E. (2016). Massive proliferation of a dictyotalean species (Phaeophyceae, Ochrophyta) through the Strait of Gibraltar (Research note). *Rev. Acad. Canar. Cienc*, *28*, 165-170.

- Oficialdegui, F. J., Delibes□Mateos, M., Green, A. J., Sánchez, M. I., Boyero, L., & Clavero, M. (2020). Rigid laws and invasive species management. *Conservation Biology*, *34*, 1047-1050.

- Oficialdegui, F. J., Delibes-Mateos, M., Franch, N., Altamirano, M., & Clavero, M. (2021). Prohibir o no prohibir, ¿no hay más opciones para legislar sobre invasiones biológicas? *Ecosistemas*, *30*(3), 2272-2272.

- Parrilla Barrera, G. (1998). Intercambio de masas de agua en el Estrecho de Gibraltar. En: *Actas del "Foro de debate sobre el mar y sus*

problemas". Tomo I. Sociedad Estatal Lisboa 98, Madrid.

- Patón, D., García-Gómez, J. C., Loring, J., & Torres, A. (2023). Composting the invasive toxic seaweed *Rugulopteryx okamurae* using five invertebrate species, and a mini-review on composting macroalgae. *Waste and Biomass Valorization*, *14*(1), 167-184.

- Pratt, L. J. (Ed.). (1990). *The physical oceanography of sea straits* (Vol. 318). Kluwer Ac. Publ.

- Pulido, C., & Altamirano, M. (2017). *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta): una posible invasión críptica en el Estrecho de Gibraltar. II Congreso de Biodiversidad y Conservación de la Naturaleza, Almería.

- Pulido, C. (2017). *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta): Morfología, anatomía y estrategias reproductoras de una nueva especie exótica de macroalga en el Estrecho de Gibraltar. Trabajo Fin de Máster. Universidad de Málaga 34.

- Robertson, P. A., Mill, A., Novoa, A., Jeschke, J. M., Essl, F., Gallardo, B., ... & Booy, O. (2020). A proposed unified framework to describe the management of biological invasions. *Biological Invasions*, *22*, 2633-2645.

- Roca, M., Dunbar, M. B., Román, A., Caballero, I., Zoffoli, M. L., Gernez, P., & Navarro, G. (2022). Monitoring the marine invasive alien species *Rugulopteryx okamurae* using unmanned aerial vehicles and satellites. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 1004012.

- Roman, S., & Vazquez, R. (2025). Assessment of the *Rugulopteryx okamurae* invasion in Northeastern Atlantic and Mediterranean bioregions: colonisation status, propagation hypothesis and temperature tolerance thresholds. *Marine Environmental Research*, 107093.

- Rueda, J. L., Mena-Torres, A., Gallardo-Núñez, M., González-García, E., Martín-Arjona, A., Valenzuela, J., ... & Vázquez, J. T. (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.

- Sánchez, E. (2025, 18 de junio). El imparable ejército de clones del alga asiática invasora que arrasa el litoral español. El País. https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2025-06-18/el-imparable-ejercito-de-clones-del-alga-asiatica-invasora-que-arrasa-el-litoral-espanol.html

- Sánchez, P., & Pascual, J. R. (1988). Primeras experiencias en la modelación del Estrecho de Gibraltar. *Seminario Sobre la Oceanografía Física del Estrecho de Gibraltar/Eds. JL Almazán et al. Escuela Superior Ing. Caminos, Canales y Puertos, Madrid*, 251-282.

- Santana, I., Félix, M., Guerrero, A., & Bengoechea, C. (2022). Processing and characterization of bioplastics from the invasive seaweed *Rugulopteryx okamurae*. *Polymers*, *14*(2), 355.

- Schaffelke, B., Smith, J. E., & Hewitt, C. L. (2006). Introduced macroalgae–a growing concern. *Journal of applied phycology*, *18*, 529-541.

- 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.

- Souviron-Priego, L., Márquez, A. L., Korbee, N., Figueroa, F. L., & Real, R. (2024). Understanding the invasion of the macroalga *Rugulopteryx okamurae* (Ochrophyta) in the northern Alboran Sea through the use of biogeographic models. *Science of the Total Environment*, *955*, 176851.

- Tejedor, L., Izquierdo, A., Sein, D. V., & Kagan, B. A. (1998). Tides and tidal energetics of the Strait of Gibraltar: a modelling approach. *Tectonophysics*, *294*(3-4), 333-347.

- Templado, J., Calvo, M., Moreno, D., Flores, A., Conde, F., Abad, R., ... & Ortiz, M. (2006). Flora y fauna de la reserva marina y reserva de

pesca de la isla de Alborán. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General de Pesca Marítima, Madrid*.

- Terradas-Fernández, M., Pena-Martín, C., Valverde-Urrea, M., Gran, A., Blanco-Murillo, F., Leyva, L., ... & Fernández-Torquemada, Y. (2023). An outbreak of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Alicante Bay and its colonization on dead Posidonia oceanica matte. *Aquatic Botany*, *189*, 103706.

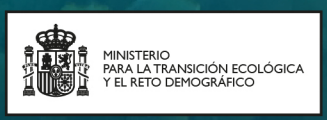
- Tsirintanis, K., Azzurro, E., Crocetta, F., Dimiza, M., Froglia, C., Gerovasileiou, V., ... & Katsanevakis, S. (2022). Bioinvasion impacts on biodiversity, ecosystem services, and human health in the Mediterranean Sea. *Aquatic invasions*, *17*(3), 308-352.

- Verlaque, M., Steen, F., & De Clerck, O. (2009). Rugulopteryx (Dictyotales, Phaeophyceae), a genus recently introduced to the Mediterranean. *Phycologia*, *48*(6), 536-542.

- Williams, S. L., & Smith, J. E. (2007). A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, *38*(1), 327-359.

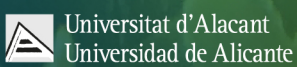
- Zenetos, A., Albano, P. G., Garcia, E. L., Stern, N., Tsiamis, K., & Galanidi, M. (2022). Established non-indigenous species increased by 40% in 11 years in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, *23*(1).


FUNDACIÓN MUSEO DEL MAR CEUTA









Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, pero no expresa la opinión del mismo.