

Claves para entender las invasiones de macroalgas en el Mar de Alborán: invasividad e invasibilidad

Julio De la Rosa Álamos^{1,*} , Marianela Zanolla² , Jesús Rosas-Guerrero² , María Altamirano² 

(1) Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, 18071 Granada, España.

(2) Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, 20971 Málaga, España.

* Autor para correspondencia / Corresponding author: Julio De la Rosa jdlarosa@ugr.es

> Recibido / Received: 02/02/2025 – Aceptado / Accepted: 07/10/2025

Cómo citar / How to cite: De la Rosa Álamos, J., Zanolla, M., Rosas-Guerrero, J., Altamirano, M. 2025. Claves para entender las invasiones de macroalgas en el Mar de Alborán: invasividad e invasibilidad. *Ecosistemas* 34(3): 2957. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2957>

Claves para entender las invasiones de macroalgas en el Mar de Alborán: invasividad e invasibilidad

Resumen: Las invasiones biológicas son un elemento importante del cambio global y la segunda amenaza por orden de importancia para la biodiversidad del planeta, representando hoy en día un problema internacional que no entiende de fronteras políticas. A pesar de suponer entre un 10 y un 40 % de los organismos invasores a nivel mundial, diversas cuestiones relacionadas con las macroalgas aún suponen desafíos importantes. Estas cuestiones abordan el problema de la introducción de especies, los mecanismos que subyacen en el proceso invasor, las consecuencias de las invasiones y las respuestas humanas (gestión) a la amenaza y ocurrencia de las invasiones. El éxito de una especie invasora se define por su capacidad para superar todas las etapas del proceso invasivo, salvando todas las barreras ecológicas existentes y puede explicarse a partir de las condiciones ambientales favorables, los factores intrínsecos de la especie invasora (invasividad) y de la vulnerabilidad del hábitat receptor (invasibilidad). La defensa más efectiva y rentable contra las invasiones biológicas es la prevención, proponiéndose actualmente como una herramienta útil la predicción basada en modelos biológicos. El presente trabajo aborda una revisión sobre las macroalgas marinas invasoras en el Mar de Alborán actualizando la información disponible sobre sus características biológicas y ecológicas, expansión de cada una de las especies, los impactos que causan y la gestión de las invasiones.

Palabras clave: gestión; homogeneización; impactos; invasores; macroalgas

Keys to understanding macroalgae invasions in Alboran Sea: invasiveness and invasibility

Abstract: Biological invasions are an important element of global change and the second most important threat to the planet's biodiversity, representing an international problem that ignores political boundaries. Despite representing between 10 and 40 % of invasive organisms worldwide, seaweed still pose significant challenges. These are related species introduction, invasion mechanisms and its impacts, and therefore, the human responses (management) to these invasions. The success of an invasive species is defined by its ability to overcome all stages of the invasive process, overcoming all existing ecological barriers. This success can be aided by favourable environmental conditions, intrinsic factors of the invasive species (invasiveness), and the vulnerability of the host habitat (invasibility). Prevention remains the most effective and cost-effective defence against biological invasions, and prediction based on biological models is currently proposed as a useful tool. This paper reviews invasive marine macroalgae in the Alboran Sea, providing updated information on their biological and ecological characteristics, the expansion of each species, associated impacts, and invasion management strategies.

Keywords: homogenization; impacts; invasive; management; seaweed

Introducción

Las especies invasoras han sido responsables del declive e incluso colapso de varios ecosistemas marinos (Stachowicz et al. 2002), provocando la homogenización de los ecosistemas (Olden y Poff 2004; Wilkinson 2004). Actualmente las invasiones biológicas representan un problema internacional, que no entiende de fronteras políticas y donde las macroalgas representan un componente importante de las especies marinas exóticas, que oscila entre el 10 y el 40 % del total de especies introducidas.

El conocimiento actual sobre las invasiones de macroalgas podría agruparse en cuatro líneas principales, que además permiten reconocer lagunas de conocimiento y los desafíos que aún permanecen por explorar. Estas líneas abordan el problema de la introducción de especies, los mecanismos que subyacen en el proceso de invasión, las consecuencias de las invasiones y las respuestas humanas a las amenazas y ocurrencias de las invasiones (Johnson y Chapman 2007). De igual forma, aunque las fases que conforman el proceso invasor son bien conocidas (Schaffelke et al. 2006), los mecanismos que las determinan están aún poco entendidos. El éxito en una especie invasora se define por su capacidad para superar todas las etapas del

proceso invasivo salvando todas las barreras ecológicas existentes (Gioria et al. 2023). Puede explicarse a partir de características intrínsecas de la especie invasora, conocidas como invasividad (Colautti et al. 2014; Pyšek et al. 2014), o bien a la vulnerabilidad del hábitat receptor, conocido como invasividad (Giangrande et al. 2021). En las macroalgas, los rasgos más estudiados que influyen en la invasividad están centrados en su morfología, plasticidad fisiológica, productividad y capacidades reproductivas (Mabey et al. 2023; Pereira 2024).

Con relación a la invasividad son varias las hipótesis que se barajan para explicar la resistencia de las comunidades a las invasiones biológicas. En relación con las macroalgas, una primera relaciona la riqueza específica de las comunidades con la probabilidad de ser invadida, para la que existen casos probados de las dos alternativas, es decir, que la resistencia a la invasión aumenta con la diversidad específica de la comunidad (Kennedy et al. 2002) o que disminuye con la misma (Dunstan y Johnson 2004). La otra de las hipótesis postula que las perturbaciones en la comunidad facilitan el establecimiento y la persistencia de las especies invasoras (Briton-Simmons 2006; Occhipinti-Ambrogi 2007) y sugiriendo que doseles de macroalgas nativas estables inhiben la invasión de especies foráneas donde la competencia por la luz juega un papel muy importante (Britton-Simmons 2006; De la Rosa 2022, Comunicación personal). Una lectura de esta tercera hipótesis es que las especies invasoras no son responsables del deterioro de las comunidades, es decir, que las invasiones pueden ser una consecuencia más del deterioro general de los ecosistemas marinos y no los responsables únicos del mismo. Así, el grado de conservación de las comunidades podría servir como herramienta para la predicción frente a las invasiones y que uno de los modos de prevenir la introducción de especies invasoras es mantener las comunidades nativas bien conservadas (Valentine et al. 2007). Otro factor determinante se asocia a la presencia previa de otra especie invasora, que podría favorecer la introducción de otras especies invasoras, como se ha observado en ecosistemas terrestres, en el proceso denominado “colapso invasor” (*invasional meltdown* en inglés) (Montgomery et al. 2012). Este fenómeno describe como la presencia de una especie invasora facilita la introducción de otra nueva especie invasora, que de manera sinérgica produce un impacto aún mayor sobre el ecosistema nativo, debilitándolo de manera casi irreversible y favoreciendo la introducción en cascada de nuevas especies invasoras.

La escasez de estudios no permite actualmente determinar un patrón general sobre las consecuencias de las invasiones de macroalgas. En el Mediterráneo, la mayoría de los estudios sobre los impactos de las invasiones de macroalgas se han centrado en un reducido número de especies que provocan importantes y probados impactos ecológicos y económicos, como son *Asparagopsis armata* Harvey (Guerra-García et al. 2012), *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan (Zanolla et al. 2018b), *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E.Norris (Bedini et al. 2015), *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F.Schmitz (Ballesteros et al. 2007), *Rugulopetryx okamurae* (E.Y.Dawson) I.K.Hwang, W.J.Lee & H.S.Kim, *Caulerpa taxifolia* (Santini-Bellan et al. 1996), *C. cylindracea* Sonder (Klein y Verlaque 2008; Alomar et al. 2016), *Halimeda incrassata* (J.Ellis) J.V.Lamouroux (Png-Gonzalez et al. 2024) o *Batophora* sp. (Terradas-Fernández et al. 2022) estas dos últimas de muy reciente detección en el Mediterráneo.

En este trabajo se lleva a cabo una revisión de las invasiones de macroalgas acaecidas en el Mar de Alborán hasta la actualidad a través de la revisión y actualización de la información disponible sobre sus características biológicas y ecológicas, expansión de cada una de las especies, sus impactos a distintos niveles y un análisis de la gestión y control de estas especies.

Las invasiones de macroalgas en el Mar de Alborán

De las costas europeas, las del Mar Mediterráneo son las que presentan el mayor número de especies introducidas y las que más tiempo llevan sufriendo episodios de sucesivas invasiones (Galil Bella et al. 2018; Tsiamis et al. 2018), y las macroalgas siempre aparecen como un componente muy importante. Las costas del Mar de Alborán no han sido inmunes a este problema. Por su ubicación en la confluencia de varias regiones biogeográficas y como punto de conexión entre dos grandes masas de agua, atlánticas y mediterráneas, soportan un elevado tráfico marítimo de rutas comerciales y turísticas que han favorecido, y lo siguen haciendo, la introducción de múltiples especies exóticas, lo que se ha acentuado especialmente en las últimas décadas (Png-González et al. 2023). Actualmente en las costas del Mar de Alborán se pueden encontrar seis de las 14 especies de macroalgas invasoras incluidas en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras de España (MAGRAMA 2013), que por orden de aparición cronológica son *A. armata*, *A. taxiformis*, *C. cylindracea*, *Codium fragile* (Suringar) Hariot, *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt y *R. okamurae*.

Asparagopsis armata (Fig. 1a y b) es originaria de Australia, fue citada por primera vez en las costas andaluzas en 1965 (Seoane 1965) y actualmente se encuentra ampliamente extendida por todo el Mar de Alborán. Esta especie se ha naturalizado con éxito, constituyendo hoy en día formaciones con carácter propio en ambientes rocosos expuestos al oleaje entre 0 y 15 m de profundidad.

La introducción de *A. taxiformis* (Fig. 1c) en el Mar de Alborán es un hecho más reciente. De distribución nativa tropical y subtropical, se citó por primera vez en 1999 (Altamirano 1999). Al igual que *A. armata*, en la actualidad se encuentra ampliamente extendida por todo el Mar de Alborán, constituyendo formaciones en muchos casos monoespecíficas que dominan los ecosistemas existentes (Altamirano et al. 2008). Los estudios sobre la filogeografía de la especie han mostrado que presenta seis linajes diferentes con orígenes distantes, dos de ellos en el Mar de Alborán (Andreakis et al. 2007; Zanolla et al. 2017, 2018a).

Asparagopsis taxiformis y *A. armata* actualmente ocupan extensas superficies antes ocupadas por comunidades fotófilas nativas de una gran biodiversidad, principalmente fúcales de los géneros *Cystoseira* s.l. y *Sargassum*, que actualmente presentan una reducida diversidad biológica (Altamirano et al. 2008; Zanolla et al. 2018b). La invasión de *A. taxiformis* afecta también a comunidades y espacios no afectados por *A. armata* mostrando una mayor agresividad incluso siendo capaz de desplazarla o de reemplazarla en las áreas donde conviven (Altamirano et al. 2008; Zanolla et al. 2022).

Caulerpa cylindracea (Fig. 1d) es un alga verde de distribución nativa del suroeste australiano que en el 2010 se detecta por primera vez en el Mar de Alborán (Rivera-Ingraham et al. 2010), donde coloniza áreas desde la superficie hasta los 70 m de profundidad sobre todo tipo de sustratos. Actualmente ocupa grandes áreas costeras y su presencia supone una amenaza para la diversidad de los ecosistemas costeros bentónicos.



Figura 1. a) Desarrollo masivo de *Asparagopsis armata* en ambientes fotófilos en Ceuta; b) *Asparagopsis armata* en un bosquete de *Ericaria selaginoides* en la costa de Granada; c) Desarrollo de *Asparagopsis taxiformis* sobre una pradera de *Posidonia oceanica* en la localidad de Castell de Ferro (Granada); d) *Caulerpa cylindracea*.

Figure 1. a) Massive development of *Asparagopsis armata* in photophilic environments in Ceuta; b) *Asparagopsis armata* in an *Ericaria selaginoides* grove on the coast of Granada; c) Development of *Asparagopsis taxiformis* on a *Posidonia oceanica* meadow in the town of Castell de Ferro (Granada); d) *Caulerpa cylindracea*.

Rugulopteryx okamurae representa la primera especie de macroalga que ha tenido su primer foco de introducción con carácter invasor en el Mar de Alborán. Procedente del sureste del Pacífico, en 2016 se la identifica por primera vez en el Estrecho de Gibraltar (Altamirano et al. 2016) y a partir de entonces exhibe una capacidad competitiva y de colonización extraordinaria con un incremento de biomasa desmesurado, sin precedentes y nada comparable respecto a invasiones anteriores acaecidas en el litoral mediterráneo por otras macroalgas (Altamirano et al. 2008; Klein y Verlaque 2008; Cabanelles-Reboredo et al. 2010; Deudero et al. 2011; Zanolla et al. 2018a, b). El desarrollo masivo mostrado por esta especie se asocia a un fenómeno de invasión criptica (Altamirano et al. 2019), donde en las etapas iniciales de la invasión la especie exótica pasa desapercibida en el medio natural por su gran similitud con especies nativas pertenecientes a los géneros *Dictyota* o *Taonia*, lo que llevó incluso inicialmente a identificarla de forma errónea como *Dictyota pinnatifida* Kützing (Ocaña et al. 2016). El impacto ecológico y económico generado por esta especie no tiene precedentes, lo que ha llevado además de su inclusión el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (MAGRAMA 2013) y también en el Catálogo de Especies Exóticas de la Unión Europea (UE 2022), siendo la única especie de alga marina incluida hasta el momento en este último Catálogo.

Por último, *C. fragile* (Invernón et al. 2009) y *S. muticum* (Altamirano 2009) no han mostrado hasta el momento un comportamiento invasor en el área del Mar de Alborán. Sus poblaciones son escasas y poco conocidas y en el caso de *S. muticum* su presencia está restringida a la costa atlántica de Cádiz (Bermejo et al. 2012) mientras que las observaciones en el Mar de Alborán corresponden a material arrojado en el Estrecho de Gibraltar (Altamirano 2009).

Invasividad e invasibilidad

Las macroalgas invasoras en el Mar de Alborán no solo exhiben rasgos generales de invasividad, sino que también presentan una combinación de adaptaciones que les ha permitido prosperar eficazmente en este entorno marino.

Asparagopsis armata y *A. taxiformis* son dos especies que, a pesar de pertenecer al mismo género, presentan estrategias invasivas diferenciadas que potencian su éxito en esta región. *A. armata* cuenta con una morfología distintiva de sus gametofitos desarrollando ramas secundarias en forma de arpón que funcionan como ganchos, lo cual facilita su adhesión a distintos tipos de superficies facilitando así una dispersión involuntaria y rápida en la zona (Streftaris y Zenetos 2006). Esta ventaja morfológica se ve complementada con adaptaciones fisiológicas que le permiten incorporar nutrientes a un ritmo superior al de las especies nativas, optimizando así su competitividad en los entornos invadidos (Katsanevakis et al. 2014). *Asparagopsis taxiformis* también exhibe una serie de rasgos que facilitan su invasión, con una notable plasticidad fisiológica, que le permite adaptarse a una amplia gama de condiciones ambientales y tolerar el estrés térmico. Esta adaptación se complementa con un alto rendimiento reproductivo, caracterizado por diversos mecanismos que le permiten mantenerse a lo largo de todo el año formando poblaciones monoespecíficas con generaciones solapantes (Zanolla et al. 2017, 2019).

Caulerpa cylindracea ha presentado una capacidad de dispersión rápida facilitada por la fragmentación de sus frondes favoreciendo su expansión hacia nuevas áreas (Ceccherelli et al. 2002). Esta especie también muestra elevadas tasas de crecimiento, permitiendo que sus estolones se extiendan sobre otras macroalgas e invertebrados, desplazando a las especies nativas (Ceccherelli et al. 2002; Zuljević et al. 2011). Su rápida propagación y las elevadas tasas de crecimiento exhibidas le permite formar densos tapices monoespecíficos que afectan de manera directa a las comunidades de macroalgas (Piazzi et al. 2003) y de fanerógamas marinas, como *Posidonia oceanica* (Delile) Trevisan. La gran cantidad de sedimento que acumula bajo el denso tapiz que forma provoca condiciones de anoxia (Piazzi et al. 2007; Holmer et al. 2009) cuyos efectos se ven potenciados por la producción de compuestos alelopáticos como la caulerpina, que inhibe el crecimiento de *P. oceanica* (Cavas y Pohnert 2010; Ruiz et al. 2015).

Rugulopteryx okamurae ha demostrado un potencial invasor superior a las anteriores mostrando una gran capacidad para establecer densas poblaciones, alcanzando en profundidades comprendidas entre los 10 y 20 m coberturas de hasta el 96 % sobre fondos rocosos de zonas cercanas al estrecho de Gibraltar (Junta de Andalucía 2019; García-Gómez et al. 2021). Esta especie muestra una alta versatilidad en su capacidad para fijarse a diversos tipos de sustratos, tanto en superficies artificiales como crecer epífitas sobre organismos de superficies duras y blandas (García-Gómez et al. 2018). *Rugulopteryx okamurae* produce terpenos alelopáticos potentes que afectan a los organismos consumidores, pudiendo provocarles la muerte (Casal-Porras et al. 2021). La especie presenta un ciclo reproductivo muy efectivo, permitiendo su reproducción vegetativa a partir de propágulos y fragmentos del talo durante todo el año (Rosas-Guerrero et al. 2020, 2025), y de manera asexual mediante monosporas así como mediante tetrasporas de origen sexual (Altamirano et al. 2016; Rosas-Guerrero et al. 2025), si bien en el área del Mar de Alborán no se ha confirmado esta última estrategia (Altamirano et al. 2016; Rosas-Guerrero et al. 2025). Esta diversidad de mecanismos reproductivos facilita su dispersión y colonización de nuevas áreas con gran eficacia.

Estas características que convierten a las macroalgas en potentes invasoras se entrelazan con otro factor fundamental para explicar el éxito de una invasión, y es la vulnerabilidad del ecosistema receptor. La interacción entre las estrategias adaptativas de las especies invasoras y la receptividad del entorno configura una dinámica compleja, que facilita o limita su expansión. Los rasgos que condicionan la vulnerabilidad de un ecosistema incluyen factores como la disponibilidad y fluctuación temporal de los recursos, la presencia de perturbaciones y la heterogeneidad ambiental (Gioria et al. 2023). Dichas perturbaciones favorecen el establecimiento y propagación de las especies exóticas, que suelen capturar recursos de manera más eficiente que las especies nativas coexistentes, lo que se describe como *Disturbance hypothesis* o hipótesis mediada por perturbaciones (Elton 1958; Hobbs y Huenneke 1992). Además, la diversidad y riqueza específica de las comunidades nativas desempeñan un papel importante en la resistencia biótica frente a la invasión. Esta resistencia se relaciona con nichos ecológicos ocupados por especies nativas pertenecientes a varios grupos morfológicos que impiden el asentamiento del organismo invasor o aumentan la competencia o predación (Pacciardi et al. 2011; Irigoyen et al. 2011; Maggi et al. 2015). La reiterada introducción de especies de macroalgas invasoras en las costas andaluzas en los últimos veinte años parece reflejar los efectos de las consecuencias sinérgicas de varias invasoras sobre las comunidades y especies nativas, fenómeno conocido como *invasional meltdown*, que parece jugar un papel importante en la expansión de las macroalgas invasoras en la región del Mar de Alborán (Flores-Moya et al. 2021). La facilitación del establecimiento de una especie de macroalga invasora por la presencia previa de otra se ha comprobado en el caso de algas rojas filamentosas (Ceccherelli et al. 2002) con la presencia de *Caulerpa taxifolia* en el Mar Mediterráneo, o la ya comentada de *A. taxiformis* con la presencia de *A. armata* y en las costas andaluzas (Altamirano et al. 2008). Teniendo en cuenta la perspectiva histórica de las invasiones de macroalgas en el Mar de Alborán, se puede entender que los ecosistemas marinos andaluces actualmente se encuentran en muchos casos lejos de su buen estado de conservación, y que siguen expuestos al *invasional meltdown* y sus consecuencias.

Impactos sobre la biodiversidad y principales comunidades afectadas

El impacto ecológico más frecuente de las especies de macroalgas invasoras en las comunidades nativas es la disminución del número y abundancia de especies, producido por cambios en las relaciones de competencia entre especies, que conducen a una monopolización de la comunidad por parte de la especie invasora (revisado por Schaffelke y Hewitt 2007). En el Mediterráneo las invasiones de macroalgas han provocado la desaparición de ecosistemas enteros, siendo reemplazados por otros nuevos claramente regresivos (Harris y Tyrrell 2001; Stachowicz et al. 2002). En las últimas décadas, las invasiones protagonizadas por las macroalgas en el Mar de Alborán se han intensificado considerablemente con la llegada de seis especies diferentes, de las cuales cuatro de ellas (*A. armata*, *A. taxiformis*, *C. cylindracea* y *R. okamurae*) han logrado colonizar extensas áreas de la línea costera (Flores-Moya et al. 2021). Los efectos de las macroalgas invasoras marinas sobre la biodiversidad

nativas afectan tanto a nivel de comunidad como de especie (Maggi et al. 2015). En ambos casos, las macroalgas invasoras presentan efectos negativos que afectan a la densidad, cobertura, biomasa, diversidad y uniformidad de las comunidades nativas de productores primarios. Además, estos efectos negativos son más patentes dentro del mismo nivel trófico que en niveles tróficos superiores (Thomsen et al. 2014; Maggi et al. 2015). Numerosos estudios han evidenciado que las comunidades invadidas muestran valores más bajos de diversidad y grandes diferencias en la estructura y composición de especies en relación con las mismas comunidades no invadidas (Williams y Smith 2007; Piazzi y Balata 2009). No obstante, las consecuencias de las especies invasoras sobre la biodiversidad no pueden generalizarse, sino que dependen de la composición y complejidad estructural de la comunidad nativa. En el caso de las macroalgas invasoras existen evidencias claras de la afección a los ecosistemas a escala mediterránea. En el contexto del Mar de Alborán las especies de macroalgas invasoras mejor estudiadas son *A. taxiformis*, *C. cylindracea* y *R. okamurae*.

En relación con *A. taxiformis* los trabajos llevados a cabo por Zanolla et al. (2018b) estudiaron el impacto de esta especie sobre una comunidad fotófila nativa en la localidad de Marina del Este (Granada). Los resultados obtenidos reflejaron que más del 90 % de la biomasa de la comunidad era debida a esta especie, y donde la riqueza de especies, el índice de diversidad de Shannon y la uniformidad de especies mostraron valores bajos, aunque estables. La comunidad estaba dominada por la especie invasora y *Halopteris filicina* (Grateloup) Kützing de modo que, sin valores intermedios, en la mayoría de los meses la especie nativa pasó de suponer el 62 % en los meses invernales a representar entre un 21 % y 3 % de la biomasa total de la comunidad.

Los impactos de *C. cylindracea* se han dejado sentir de manera notoria sobre comunidades fotófilas de macroalgas, bosquetes de *Cystoseira* s.l., comunidades de algas cespitosas, fondos de coralígeno y mata muerta y bordes de praderas de angiospermas marinas (Ruiz et al. 2011; Sangil y Juan 2020). En las comunidades de macroalgas, la expansión de esta especie se acompaña de un cambio significativo en la estructura de la comunidad fitobentónica en relación con la cobertura, el número y la diversidad de especies, que disminuyen considerablemente. Además, la afectación a los distintos estratos de la vegetación es desigual, siendo las especies cespitosas las que más afectadas se muestran por la presencia de *C. cylindracea* y las erectas se ven menos afectadas (Piazzi et al. 2001; Piazzi y Ceccherelli 2006). Sobre el coralígeno los impactos de esta especie también se dejan sentir tanto a nivel estructural como en composición específica, apareciendo fuertes diferencias entre áreas invadidas y no invadidas y fuertes modificaciones en la estructura de la comunidad en términos de repartición del sustrato disponible (Baldacconi y Corriero 2008). En el Mar de Alborán se ha observado la homogenización completa del fondo marino, principalmente en zonas antes ocupadas por comunidades fotófilas cespitosas, en los bordes de praderas de *P. oceanica* y sobre fondos de maërl (Altamirano et al. 2014).

En relación a *R. okamurae*, tanto los hábitats más degradados como los altamente diversos han sufrido una homogeneización generalizada fruto de la superioridad competitiva de esta especie (Florido et al. 2023; Bottalico et al. 2024; Calero y De la Rosa 2024). En las áreas donde está presente, *R. okamurae* llega a ser la especie dominante afectando gravemente o desplazado a las especies nativas de una gran variedad de fitocenosis como son las comunidades de algas fotófilas, las praderas de *P. oceanica* y otras angiospermas marinas, lechos de maërl, o las comunidades de coralígeno (Bellisimo et al. 2024; De la Rosa et al. 2024; El Madany et al. 2024; Junta de Andalucía 2024). En superficies fotófilas donde se desarrollan comunidades de macroalgas *R. okamurae* alcanza niveles de cobertura entre el 90 % y el 100 % entre los 10 y 20 metros de profundidad (Junta de Andalucía 2020b, García-Gómez et al. 2021; El Aamri et al. 2018; El Madany et al. 2024) donde las únicas especies que parecen resistir son especies de coralináceas articuladas, *Sphaerococcus coronopifolius* Stackhouse, *Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau o *Codium bursa* (Linnaeus) C. Agardh (Ruitton et al. 2021; Calero y De la Rosa 2024) junto con otras invasoras como *A. armata*, *A. taxiformis* y *C. cylindracea* (Fig. 2a). En el Parque Natural del Estrecho se ha estimado que el 98.7 % de la superficie ocupada por *R. okamurae* se encuentra totalmente afectada y para el caso de las comunidades de fcales y laminariales es del 68.7 % (Junta de Andalucía 2020b). *Rugulopteryx okamurae* en las praderas de *P. oceanica* crece asociada a los rizomas de la planta, sobre la mata muerta y, en menor medida, de forma epífita sobre las hojas. Se ha observado que la invasión de *R. okamurae* provoca un impacto que varía a lo largo del año, según la presión vegetativa y reproductiva de la especie. Este impacto se refleja en una disminución en la densidad de haces, entre un 11 % y un 42 % respecto a valores pre-invasión, y en la flora asociada tanto por la disminución de la riqueza específica como por la alteración de la comunidad y desaparición de grupos funcionales de mayor tamaño, persistiendo solo especies oportunistas (De la Rosa et al. 2022, comunicación personal, De la Rosa et al. 2024). Los valores de biomasa seca alcanzan los 170 gr/m² y densidades de más de 3000 individuos/m² y manteniendo una presencia constante a lo largo de todo el año a pesar de las variaciones de las condiciones ambientales (Rosas-Guerrero et al. 2025). Los ambientes más esciáfilos donde se desarrolla el coralígeno tampoco han quedado inmunes a la invasión de *R. okamurae* (Fig. 2b), donde ha desplazado de forma rápida a las especies de flora y fauna nativas produciendo rápidamente un cambio significativo en la estructura de la comunidad coralígena y un declive de las especies bioindicadoras y bioconstructoras (Junta de Andalucía 2020b; García-Gómez et al. 2021; Florido et al. 2023). También en los fondos circalitorales y batales del Mar de Alborán las grandes especies bentónicas sésiles y coloniales con una morfología tridimensional compleja y consideradas especies vulnerables (escleractinios coloniales y gorgonias) mostraron altos niveles de talos de *R. okamurae* enredados en varias partes de sus colonias, lo que puede interferir con su capacidad de alimentación a largo plazo ocasionando la degradación del hábitat en un futuro próximo (Rueda et al. 2023).

La gran biomasa generada por *R. okamurae* ocupa también la columna de agua, lo que produce importantes impactos sobre las comunidades pelágicas y efectos indirectos sobre las comunidades mesolitorales sobre sustratos duros, dificultando el asentamiento de larvas de especies emblemáticas como *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791) o *Dendropoma lecbeche* (Templado, Richter & Calvo, 2016) (Junta de Andalucía 2020a; MITECO 2022; Florido et al. 2023; El Madany et al. 2024). De igual manera, las acumulaciones masivas de biomasa sobre la playa pueden causar importantes afecciones a las comunidades microbianas y de macrofauna (Rodil et al. 2019), así como cambios significativos en procesos fundamentales relacionados con la transferencia de nutrientes y energía y de emisiones de CO₂ que pueden superar las potenciales capacidades de las macroalgas como sumideros de carbono (Rodil et al. 2019, 2024) y con consecuencias ecológicas para los entornos costeros.

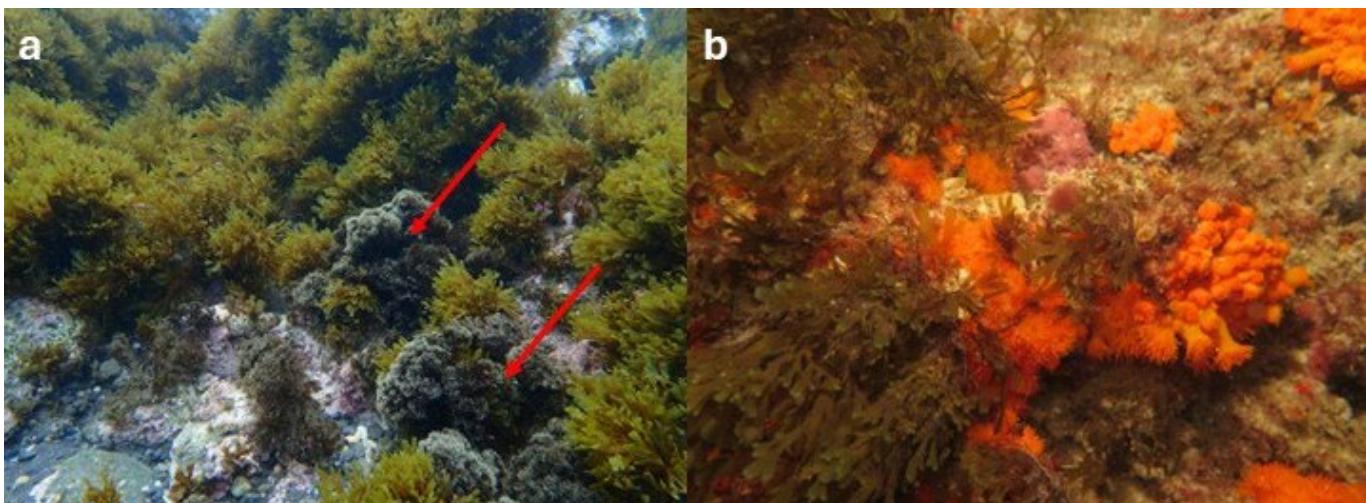


Figura 2. a) Desarrollo masivo de *Rugulopteryx okamurae* en ambientes fotófilos con presencia de *Halopteris scoparia* (flecha roja) como especie nativa más resistente a la invasión en la zona de Especial Conservación de los acantilados y fondos marinos del Tesorillo-Salobreña (Almuñécar, Granada); b) Proliferación de *Rugulopteryx okamurae* sobre el coral naranja *Astroides calyculus* en la Zona de Especial Conservación de los Acantilados y Fondos Marinos de la Punta de la Mona (Granada).

Figure 2. a) Massive development of *Rugulopteryx okamurae* in photophilic environments with the presence of *Halopteris scoparia* (red arrow) as the most resistant native species to invasion, located in the Special Conservation Area of the Cliffs and Seabed of Tesorillo-Salobreña (Almuñécar, Granada); b) Proliferation of *Rugulopteryx okamurae* on the orange coral *Astroides calyculus* in the Special Conservation Area of Cliffs and Seabeds of Punta de la Mona (Granada).

Impactos económicos

En el contexto del Mar de Alborán el impacto económico causado por las macroalgas invasoras se desconoce y apenas ha sido evaluado (Otero et al. 2013; García-Gómez et al. 2021) aun cuando suponen una importante pérdida económica directa e indirecta de bienes y servicios (Boudouresque et al. 2017). En el caso de *R. okamurae* se han realizado algunas aproximaciones al impacto económico con motivo de la elaboración de la Estrategia de Gestión (MITECO 2022) estimándose el impacto económico sobre el sector pesquero y para la gestión de los arribazones en las playas en la costa andaluza en 1.2 millones de euros para un periodo de nueve meses, considerándose una cifra infraestimada por limitaciones del propio del estudio (MITECO 2022) y hasta de 3 millones de euros por año para el sector pesquero y la administración pública (Mogollón et al. 2024). La proliferación de *R. okamurae* ha llevado a una marcada disminución en las capturas realizadas por el sector pesquero. Mientras que la Federación Andaluza de Cofradías de Pescadores (FACOPE) confirmaban en el año 2022 que las capturas se vieron disminuidas entre el 20 % y el 48 %, representando una pérdida económica aproximada de 800 000 € (MITECO 2022), un estudio más reciente realizado por Mogollón et al. (2024) reportan en Tarifa (Cádiz) una caída del 90 % en las capturas de pesca artesanal desde el año 2015 (previa a la llegada de *R. okamurae*) al 2021, representando una pérdida económica estimada en 2 millones de euros. A estas pérdidas se suman los gastos asociados a la limpieza y mantenimiento de las artes de pesca, incrementando las pérdidas en este sector (Mogollón et al. 2024).

Por otro lado, los impactos generados al sector turístico están relacionados con la acumulación y descomposición de la gran biomasa generada por *R. okamurae*. Esta biomasa se acumula en forma de arribazones en zonas intermareales y playas, afectando tanto a la estética del entorno como a su funcionalidad para el turismo (Altamirano et al. 2019; MITECO 2022). Las administraciones de diversas provincias de la región del Alborán estimaron en el año 2019 que los costes asociados a la gestión de estos arribazones alcanzaron los 400 000 €, retirándose hasta 10 toneladas de biomasa (MITECO 2022).

Hacia la homogeneización de los ecosistemas

En el Mar de Alborán, como en otros sistemas acuáticos, el principal impacto ecológico detectado por las invasiones de macroalgas, de momento, es la disminución del número de especies nativas y una reducción de su área de distribución (Altamirano et al. 2014; García Gómez et al. 2018; Zanolla et al. 2018b). Como resultado, sólo algunas especies tolerantes suelen persistir, y estas son las mismas en todos los hábitats invadidos, por lo que la singularidad genética, taxonómica y funcional de comunidades regionales o locales se ve reducida. Este incremento de la similitud composicional entre regiones originalmente disímiles se conoce como homogeneización biológica (Olden y Rooney 2006). Este impacto ecológico podría sumarse a otros y causar sinergias negativas en el futuro, ya que las macroalgas son ampliamente reconocidas como ingenieras de ecosistemas (Jones et al. 1994) o especies fundacionales (Dayton 1975) en los sistemas costeros marinos.

A nivel analítico, la homogeneidad de un ecosistema nativo se ha medido de manera clásica calculando índices como el Shannon-Weaver, Evenness, Bray-Curtis, o índices de similitud entre comunidades como el de Sørensen, Jaccard o Bray-Curtis. Un estudio que ha abordado la homogeneización con este tipo de aproximación en Alborán describe comunidades nativas colonizadas por *A. taxiformis* caracterizadas por valores bajos de Shannon y Evenness que permanecen invariables a lo largo del año (Zanolla et al. 2018b). Sin embargo, y sin hacer uso de índices analíticos, a veces la homogeneidad se puede intuir de

manera directa visitando las localidades afectadas. En el Mar de Alborán, estas especies más resistentes están representadas por la feofícea *H. scoparia*, y las algas rojas como *S. coronopifolius*, coralináceas articuladas como *Corallina* spp., *Ellisolandia elongata* (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunderso *Jania* spp. y especies coralináceas incrustantes como *Mesophyllum expansum* (Philippi) Cabioch & M.L.Mendoza. En el Mar de Alborán, en algunas localidades se dan casos incluso más extremos en los que estas especies tolerantes desaparecen virtualmente del ecosistema nativo, ahora dominado casi exclusivamente por la especie invasora (**Fig. 3**).



Figura 3. Homogeneización del fondo marino provocado por el desarrollo de *Rugulopteryx okamurae* en la zona de Especial Conservación de los Acantilados y Fondos Marinos del Tesorillo-Salobreña (Salobreña, Granada).

Figure 3. Homogenization of the seabed caused by the development of *Rugulopteryx okamurae* in the Special Conservation Area of the Cliffs and Seabed of Tesorillo-Salobreña (Salobreña, Granada).

La homogeneización lleva a la pérdida de resiliencia, y esto es un factor esencial que subyace a la producción sostenida de recursos naturales y servicios ecosistémicos en sistemas complejos (Mineur et al. 2015), y puede producir mecanismos sinérgicos de facilitación entre los invasores, haciendo que el efecto de la invasión sea más persistente (Piazzi y Balata 2009). Además, la homogenización es más drástica si la especie invasora reemplaza aspectos funcionales proveídos por las especies nativas más relevantes. Esta diversidad, definida por el conjunto de respuestas aportado por especies que contribuyen a la misma función en un ecosistema y, sumado a la diversidad específica de las especies que conforman esos grupos funcionales, aumentan la resiliencia de los ecosistemas (Walker 1992; Elmqvist et al. 2003). En el caso concreto del Mar de Alborán, solo atendiendo al grupo funcional parece existir una relación entre la morfología de la especie invasora y su impacto. Las especies *A. armata* y *A. taxiformis* han tenido un impacto moderado y son talos de tipo erecto. En Marina del Este (Granada) la biomasa de *A. taxiformis* estaba condicionada por los picos de biomasa de *H. filicina* (Zanolli et al. 2018b). Por su parte, *C. cylindracea* es de tipo sifonal y con un tipo de crecimiento a base de estolones que ahogan el sustrato subyacente y frondes tridimensionales que se elevan sobre sustrato. En Ceuta y Melilla el impacto de esta especie ha sido mayor que el ocasionado por las especies de *Asparagopsis*. Por otro lado, *R. okamurae*, una especie de tipo laminar que aporta una novedad morfológica en el tipo de invasores con el impacto más elevado. Las especies infralitorales más abundantes y comunes nativas de Alborán no pertenecen a este tipo morfológico. Al monopolizar el espacio, *R. okamurae* ha desplazado a especies de tipo erecto infralitorales, sobre todo de los órdenes *Fucales* y *Sphaerelariales*, como *Sargassum*, *Ericaria*, *Cystoseira* y *Halopteris* e incluso a las especies de *Asparagopsis*, que aportan complejidad estructural, ofreciendo una variedad de nichos y funciones que pueden ser explotados por otras especies. La transformación del paisaje submarino como consecuencia de esta invasión ha sido, y es, sin precedente en estas costas donde el grupo funcional podría considerarse como un arma novedosa en sí misma.

Gestión de las Especies de Macroalgas Exóticas Invasoras

El creciente comercio global y el cambio climático acentúan la extensión e intensidad de las invasiones biológicas marinas (Meyerson y Mooney 2007; Giakoumi et al. 2019) y, dado los efectos negativos que estas acarrean, su gestión se hace crucial, a la vez que uno de los mayores desafíos para la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano. A esto se le une el gran número de administraciones con competencias en el ámbito marino litoral, lo que suele dificultar la coordinación entre ellas en aras de una respuesta rápida, que es crucial para el éxito de las actuaciones. Al seleccionar el mejor enfoque para la gestión de una invasión biológica, es crucial considerar el tamaño del área invadida y la capacidad de dispersión de la especie (Giakoumi et al. 2019). El éxito de la gestión comienza con una correcta toma de decisiones, para la cual contar con protocolos o guías basadas en evidencias científicas es de gran importancia, de lo contrario las decisiones pueden tomarse basándose en juicios o estimaciones arbitrarias o sesgadas que pueden provocar un efecto cascada de mayores consecuencias (Dana et al. 2019).

A la hora de diseñar programas de gestión para las especies invasoras se hace fundamental en primera instancia definir el objetivo de las actuaciones a implementar bajo la consideración de aspectos como los impactos de estas especies, los recursos disponibles (humanos y financieros), opciones técnicas para la intervención, la probabilidad esperada de éxito y su costo, los riesgos asociados con la gestión y el apoyo social y de las partes interesadas a las intervenciones propuestas. En general, entre las deficiencias más frecuentes relacionadas con la gestión de las especies invasoras están: la falta de financiación durante el tiempo necesario para la consecución del objetivo, la ausencia de vigilancia o seguimiento posterior y no retirar suficiente biomasa para alcanzar el objetivo previsto (Dana et al. 2019). Sensibilizar al público y desarrollar programas educativos sobre los riesgos asociados con las especies invasoras y su explotación es crucial para asegurar la aceptación pública de las intervenciones de gestión (García-Llorente et al. 2011; Sharp et al. 2011; Giakoumi et al. 2019).

La prevención y detección precoz como principios clave

En relación con el proceso invasor (Schaffelke et al. 2006) las especies que se encuentren en la fase de dispersión ofrecen pocas alternativas de gestión y a un coste económico elevado. Sin embargo, las fases de transporte y colonización ofrecen más opciones a costes menores. La defensa más efectiva y rentable contra las especies exóticas invasoras es la prevención de su introducción principalmente ligado a la gestión de los vectores de introducción y dispersión (Larson et al. 2020). En este sentido, y dada la falta de recursos financieros generalmente disponibles para la gestión de las invasiones (Dana et al. 2019), priorizar el control de los vectores de introducción, el monitoreo sistemático en puntos calientes de introducción y en ecosistemas de prioridad alta para su conservación y protocolos de *horizon scanning* (Cano-Barbaci et al. 2023) para disponer de listas o catálogos de las especies con mayor impacto o posibilidades de llegada para que las acciones de monitoreo se centren en ellas, son las herramientas más eficaces en esta línea. La detección temprana es crucial para el éxito de la gestión de las especies exóticas y los retrasos en disponer de la información desde la primera observación de la especie puede crear incertidumbre en el análisis de las tasas de introducción, lo que puede dar lugar al desarrollo de medidas de gestión inadecuadas (Zenetas et al. 2019). El monitoreo sistemático con medios propios de la Administración Ambiental, como es el caso de la Comunidad Autónoma Andaluza a través del Programa de Gestión del Medio Marino Andaluz (Junta de Andalucía 2016), o iniciativas a través de la ciencia ciudadana (Mannino y Balistreri 2018; Andelkovic et al. 2022; Johnson et al. 2020; Price-Jones et al. 2022; Pocock et al. 2024, Anón s. f.) constituyen herramientas fundamentales para la detección precoz de las especies invasoras. Recientemente se ha propuesto, como una herramienta útil en la prevención de la introducción de especies exóticas invasoras, la predicción basada en modelos biológicos de distribución (Seno y Koshiba 2005; Thuiller et al. 2005) que permiten desarrollar sistemas de alerta temprana identificando zonas especialmente vulnerables a las especies invasoras, y con ellas comunidades concretas de organismos. Los modelos de favorabilidad elaborados para *R. okamurae* se están confirmando en relación con la expansión pronosticada para la especie a lo largo de todo el Mediterráneo y también en las costas atlánticas (Muñoz et al. 2019).

Para las poblaciones invasoras establecidas, la erradicación es poco probable y el objetivo de la gestión generalmente es reducir sus poblaciones a niveles que ejerzan los menores impactos considerados como aceptables. En raras ocasiones se ha logrado la erradicación de especies marinas invasoras, caracterizados por la detección temprana y la respuesta rápida en zonas restringidas (Anderson 2005). De no ser así, la erradicación resulta muy complicada y costosa, y en la mayoría de las ocasiones se vuelve imposible. Aquellas medidas de erradicación más respetuosas con el medio ambiente, como es la eliminación mecánica de individuos o el sombreado, no se pueden aplicar a grandes escalas. Las experiencias llevadas a cabo con *C. cylindracea* en el Mar de Alborán (Junta de Andalucía 2016; De la Rosa et al. 2019) pusieron de relieve la poca efectividad de las actuaciones, no consiguiendo la erradicación de la especie (Fig. 4). Igualmente, los ensayos realizados con *R. okamurae* en la costa granadina tampoco fueron satisfactorios (De la Rosa et al. 2022, comunicación personal). Por el contrario, otras medidas que requieren menos mano de obra, como la aplicación de químicos, o la lucha biológica, pueden tener consecuencias ambientales no deseables y están desaconsejadas (MITECO 2022).



Figura 4. Ensayos de erradicación manual por succión sobre *Caulerpa cylindracea* en el Parque Natural del Estrecho (Cádiz).

Figure 4. Manual suction eradication trials on *Caulerpa cylindracea* in the Estrecho Natural Park (Cádiz).

Como última opción algunos gestores, observando que en algunas ocasiones (muy escasas) las invasiones han disminuido de forma espontánea tras un crecimiento explosivo sin ninguna intervención humana, optan por la opción del *do nothing* lo que es considerado como la forma más fácil y menos costosa para su gestión (para su no-gestión, Giakoumi et al. 2019). No obstante, esta desaparición espontánea no está garantizada y en cualquier caso los impactos ecológicos persistirían, por lo que la inacción no debería ser considerada. Definiendo bien el objetivo de la actuación y acorde a los recursos disponibles medidas relacionadas con la prevención y detección precoz, control poblacional o mitigación del impacto siempre serían susceptibles de poder implementarse. Aprovechando la gran cantidad de biomasa que generan algunos autores abogan por la valorización de esta biomasa y su comercialización como medida de gestión para el control de estas especies y aprovechar los reportes económicos que pueden generar a través de distintos usos y por tanto que deberían potenciarse los usos comerciales de estas algas invasoras como medidas de gestión (Giakoumi et al. 2019; Hanley y Roberts 2019; Figueira et al. 2025). En el territorio español esta posibilidad es actualmente inviable por las limitaciones que impone el Real Decreto 630/2013. Las razones que impulsan esta restricción se relacionan con el aumento de la probabilidad de escapes accidentales o liberaciones intencionadas al medio natural de estas especies. El Real Decreto da aplicación al artículo 52 la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que dictamina que las especies exóticas invasoras son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global y, por ende, su uso económico, a través de las liberaciones o escapes, amplifica los impactos negativos sobre los ecosistemas, las especies autóctonas y los hábitats naturales y con esta restricción busca prevenir los efectos negativos que tienen las especies invasoras, ya que esos daños indirectos superan con mucho cualquier beneficio económico puntual de su aprovechamiento. Además, cabe mencionar que el marco legal europeo también exige esta restricción, ya que el Real Decreto adapta la normativa española al Reglamento (UE) n.º 1143/2014, sobre especies exóticas invasoras preocupantes para la UE, que limita también su aprovechamiento económico.

Vectores de introducción y dispersión

En la introducción de macroalgas exóticas habría que distinguir entre las intencionadas y las accidentales. Las primeras de ellas representan menos de un 3 % del total mientras que las introducciones accidentales representan el restante 97 % (Hewitt et al. 2007). Varios son los vectores asociados a estas introducciones (revisado por Ribera 2003), como aquéllos asociados al transporte marítimo, las actividades de acuicultura, el comercio de acuariofilia, o incluso las actividades relacionadas con la investigación científica. Ninguno de estos vectores se relaciona específicamente a determinados taxones, pero sí a ciertos caracteres de estos (morfológicos, fisiológicos, reproductivos), que los hacen más aptos para ser translocados por un vector u otro. En la mayoría de los casos de introducción de macroalgas es muy difícil asignar la introducción del taxón a un vector determinado y un mismo taxón puede emplear diferentes vectores para su introducción.

Entre los vectores relacionados con la introducción de macroalgas marinas en el Mar de Alborán, el más relevante es el transporte marítimo (Png-González et al. 2023), que incluye principalmente el *fouling* y las aguas de lastre. Las medidas preventivas relacionadas con el *fouling* son la aplicación de determinadas sustancias químicas a los cascos y aquellas relacionadas con la limpieza de estos. Con relación a las aguas de lastre, España suscribió en 2016 el Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (IMO 2024), que es un tratado adoptado por la Organización Marítima Internacional para evitar la propagación de organismos acuáticos y agentes patógenos dañinos en el agua de lastre. En él se establecen medidas preventivas como la delimitación de áreas de descarga y la reducción del número de organismos viables en estas descargas. Este vector de introducción también es el principal responsable de la dispersión entre el Mar de Alborán y el resto del Mediterráneo (79.33 %) seguido por la acuicultura (~10 % del total, Png-González et al. 2023), a los cuales deben sumarse las corrientes marinas (Altamirano et al. 2016) que pueden actuar a nivel regional, pero sobre todo a escala local. Los fondeos de embarcaciones pequeño tamaño, como las recreativas o pesqueras, representan un riesgo mayor en relación con las embarcaciones más grandes (Schaffelke et al. 2006), y los puertos deportivos juegan un papel esencial en la introducción de estas especies (Ros 2019).

Otros factores de dispersión íntimamente relacionados con estos últimos son la poca profundidad, alta productividad primaria y alta velocidad de las corrientes en aguas superficiales, así como también la presencia de la especie en las inmediaciones de los puertos (Souviron-Priego et al. 2024). En el caso de *R. okamurae* los plásticos parecen jugar un papel relevante como vectores de dispersión (García-Gómez et al. 2021). Finalmente, las propias características biológicas del ciclo de vida del organismo invasor pueden favorecer la dispersión. Las dos especies del género *Asparagopsis*, que presentan un ciclo de vida trigenético heteromórfico, poseen una fase esporofítica que es de pequeño tamaño y de vida libre, idónea para funcionar como unidades de dispersión, ya que pueden ser transportadas a localidades vecinas con mucha facilidad por las corrientes (Zanolla et al. 2017). En el caso de *R. okamurae*, son los mismos esporofitos que, pudiéndose desarrollar en la propia columna da agua, portan monosporas asexuales y una altísima abundancia de propágulos (Rosas-Guerrero et al. 2020) que transportan a localidades vecinas gracias a las corrientes, y donde estas unidades germinales se liberan.

Conclusiones

El Mar de Alborán ha sufrido en las últimas décadas varios procesos invasivos protagonizados por cuatro especies de macroalgas los cuales han constituido eventos de gran complejidad y trascendencia con relación a los impactos ambientales y económicos que han provocado y que tienen que ver tanto con las características propias de la especie invasora (invasividad) como con los de los ecosistemas receptores (invasividad). Por su magnitud destacan especialmente los provocados por *R. okamurae* los cuales no han tenido precedentes en ningún otro lugar del mediterráneo. El proceso de degradación generalizada que sufren los hábitats marinos en su conjunto y la historia de invasiones que acumulan constituyen un mediador que facilitan la introducción y el establecimiento de potenciales especies invasoras.

En el marco de la gestión pública de cara a la gestión de las especies de macroalgas invasoras la definición precisa de los objetivos de control y la evaluación rigurosa de los recursos humanos, materiales y financieros disponibles constituyen fases críticas para la eficacia y eficiencia de cualquier medida de intervención. La asignación eficiente de estos recursos por parte de las administraciones competentes determina, en gran medida, la viabilidad de las estrategias de gestión, siendo habitual que los recursos económicos y logísticos actúen como factores limitantes. El diseño de planes de gestión debe considerar la naturaleza específica de cada episodio invasivo, incluyendo la biología de la especie, el grado de establecimiento y, de manera fundamental, el tamaño del área invadida y la capacidad de dispersión del taxón implicado. Estos parámetros condicionan tanto la urgencia de las actuaciones como la extensión de las zonas a vigilar. Dada la alta conectividad y singularidad ecológica del Mar de Alborán, el monitoreo sistemático y frecuente en áreas de alto riesgo -especialmente en la proximidad de puertos y zonas de especial conservación- es esencial para la detección temprana de poblaciones incipientes de macroalgas invasoras y para la implementación inmediata de medidas de contención.

Desde la perspectiva administrativa, la inacción no constituye una opción viable. Las políticas de gestión deben incorporar programas permanentes de prevención, detección precoz, erradicación y control poblacional, integrados en marcos de cooperación interinstitucional a todos los niveles. La coordinación y la rapidez de respuesta son factores determinantes para minimizar los impactos ecológicos y socioeconómicos derivados de las invasiones de macroalgas. Entre todas las estrategias disponibles, las centradas en la prevención y en la detección temprana se confirman como las más rentables y efectivas a largo plazo frente a la expansión de macroalgas exóticas invasoras en ecosistemas litorales. La sensibilización a la sociedad y desarrollar programas educativos sobre los riesgos asociados con las especies invasoras y su posible explotación es crucial para fomentar una percepción social informada y para asegurar la aceptación pública de las intervenciones de gestión. La educación ambiental, apoyada por campañas de comunicación coordinadas entre administraciones, puede contribuir significativamente a reducir conductas de riesgo, promover la colaboración ciudadana y fortalecer el éxito de las estrategias de control y mitigación.

Contribución de los autores

Julio De la Rosa: Conceptualización, Investigación, Redacción borrador original; Redacción-Revisión y edición. **Marianela Zanolla:** Conceptualización, Investigación, Redacción borrador original; Redacción-Revisión. **Jesús Rosas Guerrero:** Conceptualización, Investigación, Redacción borrador original; Redacción-Revisión. **María Altamirano:** Conceptualización, Investigación, Redacción borrador original; Redacción-Revisión.

Disponibilidad de datos y código

Este artículo no utiliza conjuntos de datos.

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Alomar, C., Deudero, S., Andaloro, F., Castriota, L., Consoli, P., Falautano, M., Sinopoli, M. 2016. *Caulerpa cylindracea* Sonder invasion modifies trophic niche in infralittoral rocky benthic community. *Marine Environmental Research* 120, 86-92. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.010>
- Altamirano, M. 1999. Nuevas citas para la flora marina del archipiélago de las Islas Chafarinas. *Acta Botanica Malacitana* 24: 185-233. <https://doi.org/10.24310/abm.v24i0.8524>
- Altamirano Jeschke, M. 2009. Southernmost occurrence of the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Sargassaceae) in European and Atlantic Ocean coast. *Migres* 1:1-8.
- Altamirano, M., Muñoz, A.R., De la Rosa, J., Barrajón-Minguez, A., Barrajón-Domenech, A., Arroyo, M.C. 2008. The exotic invasive species *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan (Bonnemaisoniales Rhodophyta) on Andalusian coasts (Southern Spain): new records, invaded communities and reproductive stages. *Acta Botanica Malacitana* 33: 1-11. <https://doi.org/10.24310/abm.v33i0.6963>
- Altamirano, M., Andreakis, N., Souza-Egipsy, V., Zanolla, M., De la Rosa, J. 2014. First record of *Caulerpa cylindracea* (Caulerpaceae, Chlorophyta) in Andalusia (southern Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 71 (2): e007. <https://doi.org/10.3989/ajbm.2381>
- Altamirano, M., De La Rosa, J., Martínez, F.J. 2016. Arribazones de la especie exótica *Rugulopteryx okamurae* (E.Y. Dawson) I.K. Wang, W. J. Lee and H.S. Kim (Dictyotales, Ochrophyta) en el Estrecho de Gibraltar: primera cita para el Atlántico y España. *Algas* 52: 20.
- Altamirano, M., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Muñoz, A.R. 2019. Macroalgas invasoras en las costas andaluzas. *Algas* 55e: 7-9.
- Andelkovic, A.A., Lawson Handley, L., Marchante, E., Adriaens, T., Brown, P.M.J., Tricarico, E., Verbrugge, L.N.H. 2022. A review of volunteers' motivations to monitor and control invasive alien species. *NeoBiota* 73:153-175. <https://doi.org/10.3897/neobiota.73.79636>
- Anderson, L. 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasie species rapid response. *Biological Invasions* 7:1003-1016. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-3123-z>
- Andreakis, N., Procaccini, G., Maggs, C., Kooistra, W.H.C.F. 2007. Phylogeography of the invasive seaweed *Asparagopsis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) reveals cryptic diversity. *Molecular Ecology* 16.11: 2285-2299. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03306.x>
- Baldacconi, R., Corriero, G. 2008. Effects of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy). *Marine Ecology* 30(3), 337-345. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00282.x>
- Ballesteros, E., Cebrán, E., Alcoverro, T. 2007. Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica marina* 50(1). 8-13. <https://doi.org/10.1515/BOT.2007.002>
- Bedini, R., Bedini, M., Bonechi, L., Piazzi, L. 2015. Effects of non-native turf-forming Rhodophyta on mobile macro-invertebrate assemblages in the north-western Mediterranean Sea. *Marine Biology Research* 11(4), 430-437. <https://doi.org/10.1080/17451000.2014.952310>
- Bermejo, R., Lucas Pérez-Llorens, J., Vergara, J.J., Hernández, I. 2012. Notas corológicas del macrofitobentos marino de Andalucía (España). X. *Acta Botanica Malacitana* 37, 163-218. <https://doi.org/10.24310/abm.v37i0.2660>
- 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. *Mediterranean Marine Science* 25(3), 698-708. <https://doi.org/10.12681/MMS.36947>
- Bellissimo, G., Altamirano, M., Muñoz, A.R., De la Rosa, J., Hang Hung, T., Rizzuto, G., Vizzini, S., Tomasello, A. 2024. The invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) continues to expand: first record in Italy. *BioInvasions Records* 13 (2): 385-401. <https://doi.org/10.3391/bir.2024.13.2.08>
- Boudouresque, C.F., Blanfuné, A., Fernandez, C., Lejeusne, C., Pérez, T. 2017. Marine Biodiversity-Warming vs. Biological Invasions and overfishing in the Mediterranean Sea: Take care, 'One Train can hide another'. *MOJ Ecology & Environmental Sciences* 2(4), 00031. <https://doi.org/10.15406/mojes.2017.02.00031>
- Britton-Simmons, K.H. 2006. Functional group diversity, resource pre-emption and the genesis of invasion resistance in a community of marine algae. *Oikos* 113: 395-401. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14203.x>
- Cabanellas-Reboredo, M., Blanco, A., Deudero, S., Tejada, S. 2010. Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). *Scientia Marina* 74: 101-110. Available from: <https://scientiamarina.revistas.csic.es/index.php/scientiamarina/article/view/1133>
- Calero, A., De la Rosa, J. 2024. El orden Dictyotales (Ochrophyta, Phaeophyceae) la Zona de Especial Conservación del Tesorillo-Salobreña (Granda, Mar de Alborán). *Algas* 60: 41-47.
- Cano-Barbaci, C., Carrete, M., Castro-Díez, P., Delibes-Mateos, M., Jaques, J.A., López-Darias, M., et al. 2023. Identification of potential invasive alien species in Spain through horizon scanning. *Journal of Environmental Management* 345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118696>
- Casal-Porras, I., Zubía, E., Brun, F.G. 2021. Dilkamural: A novel chemical weapon involved in the invasive capacity of the alga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 257: 107398. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107398>
- Cavas, L., Pohnert, G. 2010. The potential of *Caulerpa* spp. for biotechnological and pharmacological applications. In: A. Israel et al. (Eds.), *Seaweeds and their role in globally changing environments*, pp. 385-397. Springer, Nueva York, USA. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8569-6_22
- Ceccherelli, G., Piazzi, L., Balata, D. 2002. Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 280: 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00336-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00336-2)
- Colautti, R.I., Parker, J.D., Cadotte, M.W., Pyšek, P., Brown, C.S., Richardson, D.M. 2014. Quantifying the invasiveness of species. *NeoBiota* 21: 7-27. <https://doi.org/10.3897/neobiota.21.5310>

- Dana, E.D., García-de-Lomas, J., Verlooove, F., Vilà, M. 2019. Common deficiencies of actions for managing invasive alien species: A decision-support checklist. *NeoBiota* 112(48), 97–112. <https://doi.org/10.3897/neobiota.48.35118>
- Dayton, P.K. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecology. Monographie* 45, 137–159. <https://doi.org/10.2307/1942404>
- De la Rosa, Carmen Arroyo, M.C., Barrajón-Domenech, A., Fernández-Casado, M., Moreno Lampreave, D., Remón, J.M., Vivas, S. 2019. Experiencias de gestión de especies exóticas invasoras en el medio marino de Andalucía. *Algas* 55e: 32-34.
- De la Rosa, J., Contreras, L., Martín, C., Prieto, A., Hidalgo, S., Calero, A., Espinosa, V. 2024. Notas corológicas del macrofitobentos de Andalucía (España). XIII. *Acta Botanica Malacitana* 49: 213-220. <https://doi.org/10.24310/abm.49.2024.18094>
- Deudero, S., Box, A., Alós, J., Arroyo, N.L., Marbà, N. 2011. Functional changes due to invasive species: food web shifts at shallow *Posidonia oceanica* seagrass beds colonized by the alien macroalga *Caulerpa racemosa*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93(2), 106-116. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.017>
- El Aamri, F., Idhalla, M., Tamsouri, M.N. 2018. Occurrence of the invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (E.Y.Dawson) I.K.Hwang, W.J.Lee & H.S.Kim (Dictyotales, Phaeophyta) in Morocco (Mediterranean Sea), *Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research* 1(2), 92-96.
- El Madany, M., Hassoun, M., El Aamri, F., El Mtili, N. 2024. Recent occurrence and expansion of the non-indigenous alga *Rugulopteryx okamurae* in Morocco (Mediterranean and Atlantic shores), *Aquatic Botany* 190 (103722), <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2023.103722>
- Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., et al. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(9), 488–494. <https://doi.org/10.2307/3868116>
- Elton, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London, UK. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>
- Dunstan, P.K., Johnson, C.R. 2004. Invasive rates increase with species richness in marine epibenthic communities by two mechanisms. *Oecologia* 138: 285-292. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1400-7>
- 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. *Journal of Applied Phycology* 37, (579–595). <https://doi.org/10.1007/s10811-024-03404-w>
- Flores-Moya, A., Moreno, D., De la Rosa, J., Altamirano, M. Bañares-España, E. 2021. Seaweeds and seagrasses: the marine forests from the Alboran Sea. In: Báez, J.C., et al. (Eds), *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources*, pp. 247-284. Springer. Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_8
- Florido, M., Megina, C., García Gómez, J.C. 2023. Coexistiendo con una invasora en el estrecho de Gibraltar: la integración de *Rugulopteryx okamurae* en la fauna y flora residente. *Almoraima* 58, 233–248.
- Galil Bella, S., Agnese Marchini, Anna Occhipinti-Ambrogi. 2018. East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201: 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.021>
- García-Gómez, J.C., Sempere Valverde, J., Ostalé Valriberas, E., Martínez, M., Olaya Ponzone, L., Roi González, A., et al. 2018. *Rugulopteryx okamurae* (EY Dawson) IK Hwang, WJ Lee & HS Kim (Dictyotales, Ochrophyta), alga exótica explosiva en el estrecho de Gibraltar. Observaciones preliminares de su distribución e impacto. *Almoraima. Revista de Estudios Campogibraltareños* 49, 97-113.
- García-Gómez, J.C., Sempere-Valverde, J., González, A.R., Martínez-Chacón, M., Olaya-Ponzone, L., Sánchez-Moyano, E., Ostalé-Valriberas, E., et al. 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* 704:0–2. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135408>
- García-Gómez, J.C., Florido, M., Olaya-Ponzone, L., Rey Díaz de Rada, J., Donázar-Aramendia, I., Megina, C. 2021. Monitoring extreme impacts of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in El Estrecho Natural Park (Biosphere Reserve). Showing radical changes in the underwater seascape. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 639161. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.639161>
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Nunes, P.A.L.D., Gonzalez, J.A., Acorlo, P., Montes, C. 2011. Analyzing the Social Factors That Influence Willingness to Pay for Invasive Alien Species Management Under Two Different Strategies: Eradication and Prevention. *Environmental Management* 48, 418–435. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9646-z>
- Guerra-García, J., Ros, M., Izquierdo, D., Soler-Hurtado, M.M. 2012. The invasive *Asparagopsis armata* versus the native *Corallina elongata*: Differences in associated peracarid assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volumes 416–417: 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.02.018>
- Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Albano, P.G., Azzurro, E., Cardoso, A.C., Cebrian, E., Deidun, A., et al. 2019. Management priorities for marine invasive species. *Science of the Total Environment* 688, 976–982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.282>
- Giangrande, A., Arduini, D., Borghese, J., Del Pasqua, M., Lezzi, M., Petrocelli, A., Cecere, E., et al. 2021. Macrobenthic success of nonindigenous species related to substrate features in the Mar Grande of Taranto, Italy (Mediterranean Sea). *BioInvasions Records* 10(2): 238–256, <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.2.02>
- Gioria, M., Hulme, P.E., Richardson, D.M., Pyšek, P. 2023. Why are invasive plants successful?. *Annual Review of Plant Biology* 74(1): 635-670. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-070522-071021>
- Hanley, N., Roberts, M. 2019. The economic benefits of invasive species management. *People Nature* <https://doi.org/10.1002/pan3.31>
- Harris, L.G., Tyrrel, M.C. 2001. Changing community states in the Gulf of the Maine: synergism between invaders, overfish and climate change. *Biological Invasions* 3:9-21. <https://doi.org/10.1023/A:1011487219735>
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Schaffelke, B. 2007. Introductions of seaweeds: Accidental transfer pathways and mechanisms. *Botanica marina*, 50, 326-337. <https://doi.org/10.1515/9783110211344.2.6>
- Hobbs, R.J., Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion— Implications for conservations. *Conservation Biology* 6, 324–337. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030_324.x
- Holmer, M., Marbà, N., Lamote, M., Duarte, C.M. 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and coasts* 32: 456-466. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9133-4>
- IMO. 2024. International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. BWM/CONF/36, I. M. Organization. London, UK. [https://www.imo.org/en/about/conventions/pages/international-convention-for-the-control-and-management-of-ships-ballast-water-and-sediments-\(bwm\).aspx](https://www.imo.org/en/about/conventions/pages/international-convention-for-the-control-and-management-of-ships-ballast-water-and-sediments-(bwm).aspx)
- Invernón, V.R., Orriach, R., Bañares-España, E., Altamirano, M., de la Rosa, J., Flores-Moya, A. 2009. Notas corológicas del macrofitobentos de Andalucía (España). VIII. *Acta Botanica Malacitana* 34: 201-206. <https://doi.org/10.24310/abm.v34i0.6903>
- Irigoyen, A.J., Trobbiani, G., Sgarlatta, M.P., Raffo, M.P. 2011. Effects of the alien algae *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the diversity and abundance of benthic macrofauna in Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina): potential implications for local food webs. *Biological Invasions* 13(7), 1521-1532. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9910-9>

- Johnson, C.R., Chapman, A.R.O. 2007. Seaweed invasions: introduction and scope. *Botanica Marina* 50: 321-325. <https://doi.org/10.1515/BOT.2007.037>
- Johnson, B.A., Mader, A.D., Dasgupta, R., Kumar, P. 2020. Citizen science and invasive alien species: An analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. *Global Ecology and Conservation* 21(October), e00812. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00812>.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386. <https://doi.org/10.2307/3545850>
- Junta de Andalucía. 2016. Programa Gestión Sostenible Medio Marino Andaluz. Informe anual 2015. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Sevilla. 130 pág. Disponible en: https://portalrediam.cica.es/descargas/index.php/s/mxHMXyHfrCxyNK?dir=/08_AMBITOS_INTERES_AMBIENTAL/02_LITORAL_MARINO/03_BIOLOGIA/InformesMedioMarino/Documentos. [Accedido 15 octubre 2025].
- Junta de Andalucía. 2019. Informe Regional 2019. Programa de gestión sostenible del medio marino andaluz. Sevilla, Spain. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/landing-page-documento/-/asset_publisher/jXKpcWryrKar/content/informes-regionales-sobre-gesti-c3-b3n-sostenible-del-medio-marino-andaluz-2008-2018-20151. [Accedido 15 octubre 2025].
- Junta de Andalucía. 2020a. Programa Gestión Sostenible Medio Marino Andaluz. Informe anual 2020. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Sevilla. 124 pág. Disponible en: https://portalrediam.cica.es/descargas/index.php/s/mxHMXyHfrCxyNK?dir=/08_AMBITOS_INTERES_AMBIENTAL/02_LITORAL_MARINO/03_BIOLOGIA/InformesMedioMarino/Documentos. [Accedido 15 octubre 2025].
- Junta de Andalucía. 2020b. Resultados de los trabajos con *Rugulopteryx okamurae* en la ZEC y P.P. del Estrecho en el marco del convenio suscrito entre AMAYA, AGAPA y OCEAN CLEANER TECHNOLOGY SL. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Sevilla. 96 pág. https://portalrediam.cica.es/descargas/index.php/s/mxHMXyHfrCxyNK?dir=/08_AMBITOS_INTERES_AMBIENTAL/02_LITORAL_MARINO/03_BIOLOGIA/InformesMedioMarino/Documentos. [Accedido 15 octubre 2025].
- Junta de Andalucía. 2024. Programa Gestión Sostenible Medio Marino Andaluz. Informe anual 2023. Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul. Sevilla. 176 pág. <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/areas-temáticas/biodiversidad-y-vegetación/ecosistemas-y-capital-natural/medio-marino/seguimiento-de-invertebrados-marinos-amenazados/informes-regionales>. [Accedido 15 octubre 2025].
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çınar, M.E., Cardoso, C. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9(4): 391-423. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.01>
- Kennedy, T.A., Naemm, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilma, D., Reich, R. 2002. Biodiversity as barrier to ecological invasion. *Nature* 417: 636-638. <https://doi.org/10.1038/nature00776>
- Klein, J., Verlaque, M. 2008. The Caulerpa racemosa invasión: A critical review. *Marine Pollution boletín* 56: 205-225. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.043>
- Larson, E., Graham, B., Achury, R., Coon, J., Daniels, M., Gambrell, D., Jonassen, K., et al. 2020. From eDNA to citizen science: emerging tools for the early detection of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18: 194-202. <https://doi.org/10.1002/fee.2162>
- Mabey, A. L., Rius, M., Smale, D.A., Catford, J.A. 2023. The use of species traits in invasive seaweed research: a systematic review. *NeoBiota* 86: 123-149. <https://doi.org/10.3897/neobiota.86.97392>
- Maggi, E., Benedetti-Cecchi, L., Castelli, A., Chatzinikolaou, E., Crowe, T.P., Ghedini, G., Kotta, J., et al. 2015. Ecological impacts of invading seaweeds: A meta-analysis of their effects at different trophic levels. *Diversity and Distributions* 21(1), 1-12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12264>.
- MAGRAMA. 2013. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado* 185: 1-22. BOE-A-2013-8565. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/08/02/630>
- Mannino, A.M., Balistreri, P. 2018. Citizen science: a successful tool for monitoring invasive alien species (IAS) in Marine Protected Areas. The case study of the Egadi Islands MPA (Tyrrenian Sea, Italy). *Biodiversity* 19(1-2), 42-48. <https://doi.org/10.1080/14888386.2018.1468280>
- Meyerson, L.A., Mooney, H.A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4), 199-208. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIE]2.0.CO;2)
- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A.J., Engelen, A.H., Fernandes, F., Malta, E.J., et al. 2015. European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *Journal of sea research* 98:91-108. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.11.004>
- MITECO. 2022. Estrategia de gestión del alga *Rugulopteryx okamurae* en España. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. 93 pag. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategias/estrategia_rokamurae_cs_28072022_tcm30-543560.pdf
- Mogollón, S.L., Zilio, M.I., Buitrago, E.M., Caraballo, M.A., Yñiguez, R. 2024. Economic impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) along the Andalusian coastline: the case of Tarifa, Spain. *Wetlands Ecology and Management* 32, 19-32. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09951-2>
- Montgomery, W.I., Lundy, M.G., Reid, N. 2012. 'Invasional meltdown': evidence for unexpected consequences and cumulative impacts of multispecies invasions. *Biological Invasions* 14(6), 1111-1125. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0142-4>
- Muñoz, A.R., Martín-Taboada, A., De la Rosa, J., Carmona, R., Zanolla, M., Altamirano, M. 2019. La modelación de la distribución de especies como herramienta en la gestión de invasiones biológicas en el medio marino: el caso de *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotaceae, Ochrophyta) en el Mediterráneo. *Algas* 55e: 37-40.
- Navarro-Barranco, C., Muñoz-Gómez, B., Saiz, D., Ros, M., Guerra-García, J.M., Altamirano, M., Ostalé-Valriberas, E., et al. 2019. Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. *Biological Invasions* 21(11):3319-3334. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02049-y>
- Ocaña, O., Alfonso-Carrillo J.M., Ballesteros, E. 2016. Massive proliferation of a dictyotalean species (Phacophycaceae, Ochriohyta) through the strait of Gibraltar. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 1:165-169.
- Occhipinti-Ambrogi, A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55(7-9):342-352. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2006.11.014>
- Olden, J.D., Poff, N.L. 2004. Clarifying biotic homogenization. *TREE* 19: 282-283. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.024>
- Olden, J.D., Rooney, T.P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15 (2): 113-120. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>
- Otero, M., Cebrán, E., Francour, P., Galil, B., Savini, D. 2013. *Monitoreo de especies marinas invasoras en áreas marinas protegidas (AMP) del Mediterráneo: Estrategia y guía práctica para gestores*. UICN. 136 pág. Málaga. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-008-Es.pdf>

- Pacciardi, L., De Biasi A.M., Piazz, L. 2011. "Effects of *Caulerpa racemosa* invasion on soft-bottom assemblages in the Western Mediterranean Sea." *Biological invasions* 13: 2677-2690. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9938-5>
- Pereira, L. 2024. Non-indigenous seaweeds in the Iberian Peninsula, Macaronesia Islands (Madeira, Azores, Canary Islands) and Balearic Islands: Biodiversity, ecological impact, invasion dynamics, and potential industrial applications. *Algal Research* 78: 103407. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103407>
- Piazz, L., Balata, D. 2009. Invasion of alien macroalgae in different Mediterranean habitats. *Biological Invasions* 11: 193-204. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9224-3>
- Piazz, L., Ceccherelli, G. 2006. Persistence of biological invasion effects: Recovery of macroalgal assemblages after removal of *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 455-461. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.02.011>
- Piazz, L., Ceccherelli, G., Cinelli, F. 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 210: 149-159.
- Piazz, L., Balata, D., Cecchi, E., Cinelli, F. 2003. Co-occurrence of *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* in the Mediterranean Sea: inter-specific interactions and influence on native macroalgal assemblages. *Cryptogamie-Algologie* 24(3): 233-244.
- Piazz, L., Balata, D., Foresi, L., Cristaudo, C., Cinelli, F. 2007. Sediment as a constituent of Mediterranean benthic communities dominated by *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Scientia Marina* 71(1): 129-135. <https://doi.org/10.3989/scimar.2007.71n1129>
- Png-Gonzalez, L., Comas-González, R., Calvo-Manazza, M., Follana-Berná, G., Ballesteros, E., Díaz-Tapia, P., Carbonell, A. 2023. Updating the national baseline of non-indigenous species in Spanish marine waters. *Diversity* 15(5): 630. <https://doi.org/10.3390/d15050630>
- Png-Gonzalez, L., Follana-Berná, G., Cefali, M.E., Ballesteros, E., Carbonell, A. 2024. *Informe Mar balear. Especies Alóctonas*. https://informemarbalear.org/informes/es/Informe-Mar-Balear-es_2024.pdf.zip
- Pocock, M.J.O., Adriaens, T., Bertolino, S., Eschen, R., Essl, F., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., et al. 2024. Citizen science is a vital partnership for invasive alien species management and research. *IScience* 27(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.108623>
- Price-Jones, V., Brown, P.M.J., Adriaens, T., Tricarico, E., Farrow, R.A., Cardoso, A.C., Gervasini, E., et al. 2022. Eyes on the aliens: citizen science contributes to research, policy and management of biological invasions in Europe. *NeoBiota* 78, 1-24. <https://doi.org/10.3897/NEOBIOTA.78.81476>
- Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Moravcová, L., Chytrý, M., Kühn, I. 2014. Temperate trees and shrubs as global invaders: the relationship between invasiveness and native distribution depends on biological traits. *Biological Invasions* 16: 577-589. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0600-2>
- Ribera, M.A. 2003. Pathways of biological invasions of marine plants. In: Ruiz, G.M., Carlton, J.T. (Eds.), *Invasive species. Vectors and management strategies*, pp. 183-286. Ed. Island Press, Washington, DC., USA.
- Rivera-Ingraham, G.A., García-Gómez, J.C., Espinosa, F. 2010. Presence of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh in Ceuta (Northern Africa, Gibraltar Area). *Biological Invasions* 12: 1465-1466. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9576-3>
- Rodil, I.F., Lastra, M., López, J., Mucha, A.P., Fernandes, J.P., Fernandes, S.V., Olabarria, C. 2019. Sandy Beaches as Biogeochemical Hotspots: The Metabolic Role of Macroalgal Wrack on Low-productive Shores. *Ecosystems* 22(1), 49-63. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0253-1>
- Rodil, I.F., Rodriguez, V.P., Bernal-Ibáñez, A., Pardiello, M., Soccio, F., Gestoso, I. 2024. High contribution of an invasive macroalga species to beach wrack CO₂ emissions. *Journal of Environmental Management* 367 (September), 122021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122021>
- Ros, M. 2019. Importancia de los puertos deportivos en la propagación de especies exóticas: retos para la gestión de un vector emergente. *Algas* 55e: 7-9. <https://doi.org/10.18356/bd1b3729-es>
- Rosas-Guerrero, J., Carmona, R., Altamirano, M. 2020. Efecto de la temperatura y la irradiancia sobre el crecimiento, la propagación vegetativa y la actividad fotosintética del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta). *Algas* 56: 106.
- Rosas-Guerrero, J., Carmona, R., De la Rosa, J., Zanolla, M., Altamirano, M. 2025 A population dynamics approach to understand the invasiveness of the seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Ochrophyta, Dictyotales). *NeoBiota* 97: 1-17. <https://doi.org/10.3897/neobiota.97.137873>
- Rueda, J.L., Mena-Torres, A., Gallardo-Núñez, M., González-García, E., Martín-Arjona, A., Valenzuela, J., García-Ruiz, C., et al. 2023. Spatial Distribution and Potential Impact of Drifted Thalli of the Invasive Alga *Rugulopteryx okamurae* in Circalittoral and Bathyal Habitats of the Northern Strait of Gibraltar and the Alboran Sea. *Diversity* 15(12). <https://doi.org/10.3390/d15121206>
- Ruitton, S., Blanfuné, A., Boudouresque, C.-F., Guillemain, D., Michotey, V., Roblet, S., Thibaut, D., et al. 2021. Rapid Spread of the Invasive Brown Alga *Rugulopteryx*. *Water* 13(2306). <https://doi.org/10.3390/w13162306>
- Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Bernardeau-Esteller, J., Ramos-Segura, A., García-Muñoz, R., Sandoval-Gil, J.M. 2011. Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). *Animal Biodiversity and Conservation* 34(1), 73-82. <https://doi.org/10.32800/abc.2011.34.0073>
- Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Segura, A.R., Otero, M.M. 2015. *Atlas de las praderas marinas de España*. Instituto Español de Oceanografía, Madrid, España.
- Sangil, C., Juan, A.P.S. 2020. Spread of *Caulerpa cylindracea* impacts: The colonization of Atlantic intertidal communities. *Regional Studies in Marine Science*, 34, 100989. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2019.100989>
- Santini-Bellan, D., Arnaud, P.M., Bellan, G., Verlaque, M. 1996. The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*, on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76(1), 235-237. <https://doi.org/10.1017/S0025315400029180>
- Schaffelke, B., Hewitt, C. 2007. Impacts of introduced seaweeds. *Botanica Marina* 50: 397-417. <https://doi.org/10.1515/BOT.2007.044>
- Schaffelke, B., Smith, J.E., Hewitt, C.L. 2006. Introduced macroalgae – a growing concern. *J. Applied Phycology* 18: 529-541. <https://doi.org/10.1007/s10811-006-9074-2>
- Seno, H., Koshiba, S. 2005. A mathematical model for invasion range of population dispersion through a patchy environment. *Biological Invasions* 7: 757-770. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5211-0>
- Seoane, J. 1965. Estudios sobre las algas bentónicas en las costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Investigaciones Pesqueras* 29: 3-216.
- Sharp, R.L., Larson, L.R., Green, G.T. 2011 Factors influencing public preferences for invasive alien species management. *Biological Conservation* 144(8), 2097-2104. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2011.04.032>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176851>

- Stachowicz, J.J., Terwin, J.R., Whitlatch, R.B., Osman, R.W. 2002. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceeding National Academy Sciences. USA* 99: 15497-15500. <https://doi.org/10.1073/pnas.242437499>
- Streftaris, N., Zenetos, A. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean: the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* 7(1): 87-118. <https://doi.org/10.12681/mms.180>
- Terradas-Fernández, M., Valverde-Urrea, M., López-Moya, F., Fernández Torquemada, Y. 2022. On the presence and ubiquity of the exotic Batophora (J. Agardh) in the Mar Menor Lagoon (SE Spain). *Water* 14 (18), 2909. <https://doi.org/10.3390/w14182909>.
- Thomsen, M.S., Byers, J.E., Schiel, D.R., Bruno, J.F., Olden, J.D., Wernberg, T., Silliman, B.R. 2014. Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Marine Ecology Progress Series* 495, 39-47. <https://doi.org/10.3354/meps10566>.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pyšek, P., et al. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234-2250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x>
- Tsiamis, K., Zenetos, A., Deriu, I., Gervasini, E., Cardoso, A.C. 2018. The native distribution range of the European marine non-indigenous species. *Aquatic Invasions* 13(2), 187-198. <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.2.01>.
- UE. 2022. Reglamento de ejecución (UE) 2022/1203 de la comisión de 12 de julio de 2022 por el que se modifica el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 con el fin de actualizar la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión. *Diario Oficial de la Unión Europea* 186: 10-13. DOUE-L-2022-81053. <https://www.boe.es/DOUE/2022/186/L00010-00013.pdf>
- Valentine, J.P., Magierowski, R.H., Johnson, C.R. 2007. Mechanisms of invasion: establishment, spread and persistence of introduced seaweed populations. *Botanica Marina* 50: 351-360. <https://doi.org/10.1515/BOT.2007.040>
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6:18-23. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x>
- Wilkinson, D.M. 2004. The long history of the biotic homogenization concept. *TREE* 19: 283-284. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(04\)00080-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(04)00080-1)
- Williams, S.L., Smith, J.E. 2007. A global review of the distribution, taxonomy and impacts of introduced seaweeds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 327-359. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095543>
- Zanolla, M., Carmona, R., Altamirano, M. 2017. Reproductive ecology of an invasive lineage 2 population of *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) in the Alboran Sea (western Mediterranean Sea). *Botanica marina* 60 (6): 627-638. <https://doi.org/10.1515/bot-2017-0056>
- Zanolla, M., Altamirano, M., Carmona, R., De la Rosa, J., Souza-Egipsy, V., Sherwood, A., Tsiamis, K., et al. 2018a. Assessing global range expansion in a cryptic species complex: insights from the red seaweed genus *Asparagopsis* (Florideophyceae). *Journal of Phycology*, 54(1), 12-24. <https://doi.org/10.1111/jpy.12598>
- Zanolla, M., Altamirano, M., Carmona, R., De La Rosa, J., Altamirano, M. 2018b. Structure and temporal dynamics of a seaweed assemblage dominated by the invasive lineage 2 of *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) in the Alboran Sea. *Mediterranean Marine Science* 19(1), 147-155. <https://doi.org/10.12681/mms.1892>
- Zanolla, M., Altamirano, M., Niell, F.X., Carmona, R. 2019. There is more than meets the eye: primary production of the invasive seaweed *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) is provided by six cohorts with distinctive characteristics. *Aquatic Botany* 153, 24-28. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.11.007>
- Zanolla, M., Carmona, R., Mata, L., De la Rosa, J., Sherwood, A., Altamirano, M. 2022. Concise review of the genus *Asparagopsis* Montagne, 1840. *Journal of Applied Phycology* 34: 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02665-z>
- Zenetos, A., Gratsia, E., De Jesús Cardoso, A., Tsiamis, K. 2019. Time lags in reporting of biological invasions: the case of Mediterranean Sea, *Mediterranean Marine Science* 20(2): 469-475. <https://doi.org/10.12681/mms.20716>
- Žuljević, A., Thibaut, T., Despalatović, M., Cottalorda, J.M., Nikolić, V., Antolić, B. 2011. Invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* makes a strong impact on the Mediterranean sponge *Sarcotragus spinosulus*. *Biological Invasions* 13: 2303-2308. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0043-6>