

# El papel del poliqueto *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica: ingeniero del ecosistema y hospedador de briozoos exóticos

Sofía Ruiz de Velasco<sup>1</sup>, José Manuel Guerra García<sup>1</sup>, Carlos María López-Fe de la Cuadra<sup>1</sup> & Macarena Ros<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Sevilla, España.

<sup>2</sup> Socia SGHN

Recibido: 7 de abril de 2022. Aceptado (versión revisada): 5 de mayo de 2022. Publicado en línea: 6 de junio de 2022.

## The role of the polychaete *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) in marinas in the south of the Iberian Peninsula: ecosystem engineer and alien bryozoan host

**Palabras claves:** puertos deportivos; epifauna; biofouling; poliqueto; briozoos; especies ingenieras.

**Keywords:** marinas; epifauna; biofouling; polychaete; bryozoans; engineer species.

### Resumen

Los puertos deportivos suponen una vía crucial para la introducción de especies exóticas. Además, las estructuras artificiales que los conforman facilitan el establecimiento y proliferación de las especies del biofouling. Una de las especies más comunes del biofouling de puertos deportivos es *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791), un poliqueto nativo del Mediterráneo y de la costa atlántica de Europa, que se considera ingeniero del ecosistema. Sin embargo, su fauna asociada, así como su potencial para albergar especies exóticas en la Península Ibérica, se conoce poco. Por ello, el objetivo principal de este estudio fue determinar la composición y riqueza a nivel de grandes grupos de la macrofauna asociada a *S. spallanzanii* y detectar posibles especies exóticas de los briozoos, muy abundantes en puertos deportivos. Para ello se muestrearon individuos de *S. spallanzanii* en 12 puertos deportivos del sur de la Península Ibérica y se analizó su macrofauna asociada, tanto sésil como vágil, así como los factores implicados en su distribución. La comunidad sésil asociada estuvo compuesta mayoritariamente por briozoos, tres de ellos exóticos, mientras que en la comunidad vágil destacaron los crustáceos peracáridos. Sin embargo, se observó una alta variabilidad en los patrones de abundancia y riqueza de macrofauna asociada a *S. spallanzanii* entre puertos deportivos, por lo que se sugiere una gestión individualizada de estas áreas. Por otra parte, *S. spallanzanii* mostró una densidad superior en zonas con mayor turbidez, lo que podría facilitar el asentamiento de macrofauna asociada detritívora.

### Introducción

Actualmente, los hábitats costeros son frecuentemente destruidos y reemplazados por infraestructuras urbanas, lo que desencadena cambios en la ecología de dichas zonas (Connell 2000). Una de las instalaciones en mayor crecimiento son los puertos deportivos (Ferrario *et al.* 2017), los cuales constituyen zonas de bajo hidrodinamismo y una pobre calidad del agua, características que se traducen en un incremento en el estrés de los organismos que albergan

### Abstract

Marinas are a crucial vector for the introduction of non-indigenous species. Moreover, structures of marinas facilitate the establishment and proliferation of biofouling species. *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) is one of the most common fouling species in marinas. This species is a polychaete native to the Mediterranean Sea and the Atlantic coast of Europe, that acts as an ecosystem engineer. However, little is known about its associated fauna and its potential to harbor non-indigenous species in the Iberian Peninsula. Therefore, the main objective of the present study was to determine the composition and species richness of the epifaunal community attached to *S. spallanzanii* and to detect non-indigenous species from the sessile groups of the bryozoans, dominant in marinas. To address this aim, *S. spallanzanii* individuals were sampled along 12 marinas in the south of the Iberian Peninsula, and its associated fauna (sessile and vagile) was analyzed. The associated sessile community was mainly integrated of bryozoans, including three non-indigenous species, while peracaridean crustaceans were the dominant in the vagile community. The community associated with *S. spallanzanii* showed a high variability among marinas; therefore an individualized management is required in these areas. Moreover, the density of *S. spallanzanii* was higher in areas with greater turbidity, which could facilitate the establishment of detritivorous associated macrofauna.

(Kenworthy *et al.* 2018; Ulman *et al.* 2019; Ros *et al.* 2021). Además, el tráfico marítimo y las estructuras portuarias asociadas facilitan la introducción de especies exóticas, que tienen una mayor tolerancia a ambientes estresados, contribuyendo a su establecimiento en estos hábitats (Kenworthy *et al.* 2018).

Dentro del tráfico marítimo destacan dos vectores principales de introducción de especies, el agua de lastre (utilizada por grandes buques para equilibrar su carga) y el *biofouling* (comunidades incrustantes que crecen en estructuras

sumergidas) (Bax *et al.* 2003). Mientras que el agua de lastre está regulada, el *biofouling* constituye uno de los mayores vectores de introducción de especies exóticas sin regulación en Europa (IMO 2012; Martínez-Laiz *et al.* 2019). El *biofouling* es muy extenso en puertos deportivos porque las infraestructuras para el amarre de las embarcaciones de recreo aportan mayor superficie de colonización que los puertos comerciales (Minchin *et al.* 2006). Además, dichas embarcaciones suelen mantenerse en los puertos más tiempo que los barcos de puertos comerciales (Floerl 2002). Las embarcaciones de recreo participan en la dispersión primaria y secundaria de especies exóticas a través del *biofouling* asociado. Estas comunidades están compuestas por especies sésiles que aumentan la complejidad estructural del hábitat, facilitando el asentamiento y posterior propagación de sus especies asociadas (Glasby *et al.* 2007; Gavira-O'Neill *et al.* 2016).

Uno de los invertebrados sésiles más abundantes en el *biofouling* de puertos deportivos del sur de Europa es el poliqueto *Sabella spallanzanii* (Gmelin 1791), también conocido como “espirógrafo” o “plumero de mar”. Este poliqueto, nativo del mar Mediterráneo y la costa atlántica de Europa, ha sido introducido como invasor en lugares como Australia, Nueva Zelanda y Brasil (Atalah *et al.* 2019). Se encuentra en zonas naturales y artificiales (Atalah *et al.* 2019), aunque muestra preferencia por aguas ricas en nutrientes y protegidas del oleaje, tales como las de puertos deportivos (Currie *et al.* 2000). Es capaz de soportar elementos tóxicos como el arsénico (Fattorini y Regoli 2004) y de persistir en los cascos de las embarcaciones a pesar de sus altas velocidades y del uso de sustancias *antifouling* (Read *et al.* 2011). Forma tubos a partir de *mucus* que pueden ser colonizados por otros organismos (Douglas *et al.* 2020).

Las especies ingenieras, donde se incluye *S. spallanzanii*, son aquellas que estructuran los componentes de su ambiente, tanto físicos como biológicos, aumentando la complejidad del sistema y creando hábitats susceptibles de ser colonizados por otras especies (Jones *et al.* 1994). Además, el establecimiento de otras especies ingenieras sobre el tubo de *S. spallanzanii*, como los briozoos, daría lugar a un aumento de complejidad adicional del sistema (Wood *et al.* 2012; Marchini *et al.* 2015).

Los briozoos son componentes del *biofouling* muy comunes en puertos deportivos (Kocak 2008; Ros *et al.* 2015; Ramalhosa *et al.* 2017; Fernández-Romero *et al.* 2018; Martínez-Laiz *et al.* 2019). Muestran una alta tolerancia a sustancias contaminantes de manera general (Kocak 2008), lo que permite que presenten una elevada abundancia.

Aunque la biología de *S. spallanzanii* es bien conocida, la composición de la fauna que alberga (*i.e.* epibiontes) ha sido menos estudiada. Su fauna asociada ha sido estudiada especialmente en las áreas donde *S. spallanzanii* se considera invasora (Ross *et al.* 2007; Douglas *et al.* 2020), mientras que en España todavía no se conoce bien. Este conocimiento es

indispensable para entender el papel de esta especie en el establecimiento y propagación de especies epibiontes exóticas.

Por otra parte, un estudio previo mostró que *Branchiomma luctuosum* (Grube 1870), un poliqueto sabélido invasor, presentaba una menor tasa de colonización de sustratos en áreas con una mayor turbidez (Fernández-Romero *et al.* 2021). Es de interés conocer el comportamiento de *S. spallanzanii* en este sentido, teniendo en cuenta la posibilidad de una competencia entre ambas especies (Fernández-Romero *et al.* 2021).

El principal objetivo del estudio consistió, por tanto, en determinar la composición y riqueza a nivel de grandes grupos taxonómicos de la macrofauna asociada a *S. spallanzanii* en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica, así como los factores (tanto biológicos como ambientales) que influyen en su composición. Además, se analizó la presencia de epibiontes exóticos en el grupo sésil dominante. Por último, se comprobó si la turbidez, variable que afecta a otros sabélidos (Fernández-Romero *et al.* 2021), tiene relación con la densidad de *S. spallanzanii*.



Figura 1. Estaciones de muestreo, correspondiéndose los números con los puertos citados en el texto. (Modificado de Daniel Dalet, d-maps.com)

## Material y métodos

### 1. Área de muestreo.

Para el presente estudio se seleccionaron un total de 12 puertos deportivos del sur de la Península Ibérica (figura 1). En la vertiente atlántica, se tomaron muestras de Albufeira (1), Faro (2), Isla Canela (3), Isla Cristina (4), El Rompido (5), Rota (6), Puerto América (7) y Sancti Petri (8); y en la vertiente mediterránea de Fuengirola (9), Málaga (10), Motril (11) y Almería (12).

### 2. Muestreo.

Se seleccionaron tres pantalanes al azar en cada puerto, y en cada uno se tomó una réplica, sumando un total de tres

réplicas por puerto. Cada réplica, consistente en un ejemplar de *S. spallanzanii* junto a su comunidad asociada (figura 2), fue fijada de manera inmediata en etanol al 96%. En cada puerto se midieron *in situ* la salinidad (psu), temperatura (°C) y turbidez (ntu) mediante tres mediciones al azar en los diferentes pantalanes de cada puerto. Los parámetros temperatura y conductividad se midieron con el conductímetro WTW LF 323-A/Set, y para la turbidez se utilizó un turbidímetro WTW TURB 355 IR. Por otro lado, para estimar la densidad de *S. spallanzanii*, se realizaron diez medidas por pantalán con una cuadrícula de 20x20 cm<sup>2</sup>.



Figura 2. Ejemplares de *Sabella spallanzanii* en pantalanes flotantes del puerto deportivo de Puerto América, Cádiz. Puede apreciarse la abundante fauna asociada a los tubos del poliqueto. Fotografía: M Ros.

### 3. Procesamiento en el laboratorio.

En el laboratorio, cada réplica se filtró utilizando un tamiz de 0,5 mm con el objetivo de retener la macrofauna asociada. La comunidad sésil asociada al tubo del poliqueto se separó a nivel de filo. En este caso, se cuantificó su volumen mediante el cálculo de la diferencia del volumen inicial y final usando una probeta graduada llena de agua. Asimismo, en cada réplica se midió su cobertura asociada al tubo de *S. spallanzanii*, expresándola como un porcentaje. La comunidad vágil se separó a nivel de grandes grupos taxonómicos (Sedano *et al.*, 2020), y se cuantificó el número de individuos perteneciente a cada grupo. Además, se midió el tamaño (longitud) y el diámetro de cada ejemplar de *S. spallanzanii* en centímetros, para el cálculo de la superficie del tubo del poliqueto, considerado como un cilindro.

Para evaluar el posible papel de *S. spallanzanii* como hospedador de especies exóticas se seleccionó el grupo de los briozoos, los cuales fueron identificados hasta el nivel de especie. Se escogió dicho grupo porque frecuentemente constituye el sustrato sésil dominante en muchos puertos deportivos. Además, se trata del grupo más abundante en las marinas estudiadas (obs. pers.). La abundancia relativa de cada una de las especies exóticas se estimó de manera semicuantitativa entre uno y tres, haciendo alusión a la presencia en una, dos o las tres réplicas del poliqueto, respectivamente (Fernández-Romero *et al.* 2021).

### 4. Análisis estadísticos.

Los datos obtenidos de la comunidad asociada a *S. spallanzanii* se procesaron mediante análisis estadísticos univariantes y multivariantes considerando un único factor "Puerto" con doce niveles (cada uno correspondiendo a cada puerto muestreado), y tres réplicas en cada puerto. Antes de la ejecución de los análisis de la varianza (ANOVA), se llevó a cabo el test de Cochran para estudiar la homocedasticidad de los grupos, y su resultado demostró que no se requería transformación en los datos. Se realizaron ANOVAs para comprobar si existían diferencias significativas entre la abundancia (N) y la riqueza de grandes grupos (S) de epibiontes asociados a *S. spallanzanii* entre los diferentes puertos. Para las variables que presentaron diferencias significativas entre cada puerto, se llevó a cabo el test *post-hoc* SNK (*Student Newman Keuls*) para efectuar comparaciones entre cada uno de los niveles del factor "Puerto". Estos análisis univariantes se llevaron a cabo con el programa GMAV-5. A continuación, se realizaron análisis multivariantes con el programa PRIMER v6 + PERMANOVA, siguiendo el mismo diseño con el factor ("Puerto"). Inicialmente, se llevó a cabo un análisis de varianza multivariante con permutaciones (PERMANOVA) empleando la matriz de similitud de Bray-Curtis realizada a partir de los datos de abundancia. Posteriormente, se hicieron análisis *pair-wise* sometidos a simulaciones de Monte Carlo. Por último, para llevar a cabo las correlaciones de las diferentes variables abióticas con los datos biológicos se usó el software IBM SPSS.

## Resultados y discusión

### 1. Comunidad asociada a *S. spallanzanii* en puertos deportivos.

Con respecto a la comunidad sésil, el filo más abundante (en términos de biovolumen) fue el de los briozoos (43,64%), seguido de cnidarios (21,65%), cordados (12,75%), artrópodos (11,10%) y poríferos (10,85%) (figura 3). Los cnidarios encontrados fueron principalmente hidrozooos, todos los

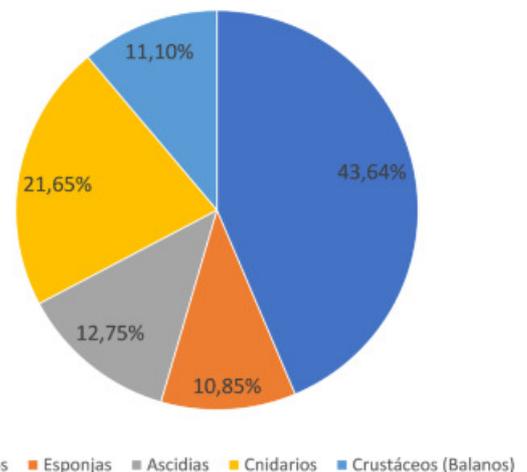


Figura 3. Porcentajes globales de abundancia obtenidos a partir de los datos de volumen (ml/cm<sup>2</sup>) de cada uno de los grupos constituyentes de la comunidad sésil asociada a *S. spallanzanii* en el conjunto de puertos deportivos.

cordados encontrados fueron ascidias y los artrópodos crustáceos cirrípedos (balanos).

La mayor parte de los grupos sésiles asociados a *S. spallanzanii* estuvieron presentes tanto en los puertos deportivos del Atlántico como en los del Mediterráneo, a excepción de los balanos, que solo se encontraron en los puertos más orientales del estudio (Málaga, Motril y Almería) (figura 4). Los briozoos estuvieron presentes en un 61,11% de las réplicas, y no se encontraron diferencias significativas en su abundancia en los diferentes puertos. Así, los briozoos constituyeron el grupo faunístico más abundante además de aparecer en más de la mitad de las réplicas. La presencia de este grupo es común en ambientes portuarios debido a su preferencia por establecerse sobre estructuras artificiales (Pinochet *et al.* 2020) y por su capacidad de crecer en hábitats con gran influencia antrópica (Kocak 2008). Esta gran abundancia se traduce en un aumento en la complejidad espacial asociada a *S. spallanzanii*, contribuyendo a la generación de microhábitats que pueden ser colonizados por diversas especies. De hecho, los briozoos generan hábitat de manera directa y también modificando procesos físicos, por ejemplo, alterando las condiciones ambientales de manera local mediante su alimentación. Por otro lado, esta estructura física generada puede modificar las interacciones bióticas como la competencia o la depredación. Así, la presencia de briozoos sobre *S. spallanzanii* puede aumentar la abundancia y riqueza de otros epibiontes (Wood *et al.* 2012). Por lo tanto, en el presente estudio se podría establecer un incremento de la complejidad estructural a dos niveles: 1) estructura generada por el tubo de *S. spallanzanii* y 2) formación creada por otras especies sésiles establecidas sobre el tubo, donde destacan los briozoos.

En cuanto a la comunidad vágil, se encontraron un total de 4304 organismos asociados al tubo de *S. spallanzanii*. Los artrópodos constituyeron el filo dominante (87,09%), y fueron seguidos de anélidos (6,74%), moluscos (4,32%), nematodos (1,56%) y finalmente equinodermos (0,29%). (figura 5A). Dentro del filo Arthropoda, la mayor parte de taxones pertenecían al subfilo Crustacea (99,51% del total del filo), y dentro de este taxón, la mayoría se incluía en el superorden Peracarida. Los anfípodos gammarideos fueron los más abundantes (89,63%), seguidos de anfípodos caprélidos (5,09%), tanaidáceos (4,55%), isópodos (0,67%) y por último decápodos (0,06%) (figura 5B). Del total de réplicas, los anfípodos gammarideos estuvieron ausentes en una, y por debajo del 50% de la abundancia total de los grupos en trece réplicas (figura 6).

Diversos estudios también coinciden en que los anfípodos son uno de los grupos dominantes en las comunidades de *biofouling* de puertos deportivos del sur de España (Guerra-García *et al.* 2021; Saenz-Arias *et al.* 2022). Éstos habitan sobre una gran variedad de sustratos (Martínez-Laiz *et al.* 2019), además de *S. spallanzanii*. A pesar de que los puertos deportivos ofrecen condiciones estresantes a sus organismos

asociados (Guerra-García *et al.* 2015), algunas especies de anfípodos, al igual que los anélidos, en general presentan una gran tolerancia a estas perturbaciones (Fernández-Romero *et*

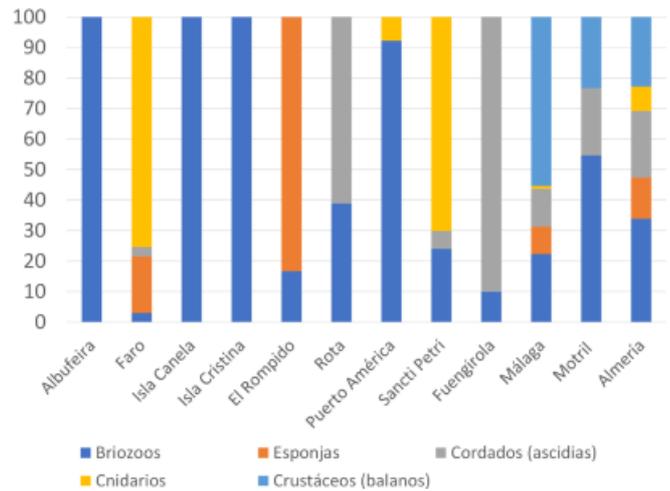


Figura 4. Porcentajes de abundancia obtenido a partir de los datos de volumen (ml/cm2) de los diferentes grupos sésiles en cada uno de los puertos muestreados. )

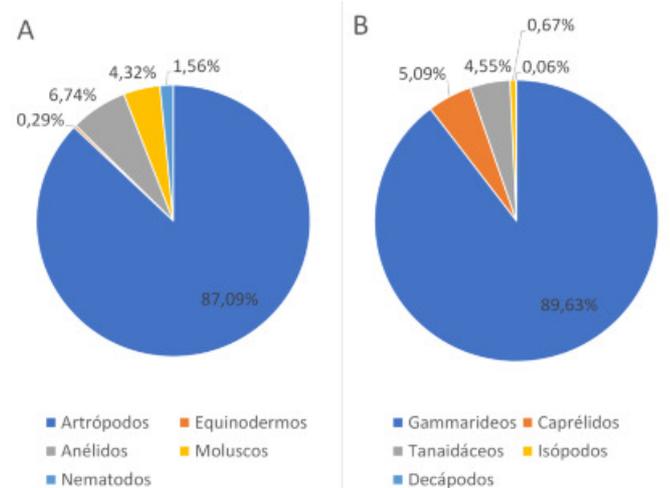


Figura 5. Porcentajes globales de abundancia calculados a partir del número de individuos/cm2 de los filos (A) y grandes grupos de crustáceos (B) asociados a *S. spallanzanii* en puertos deportivos.

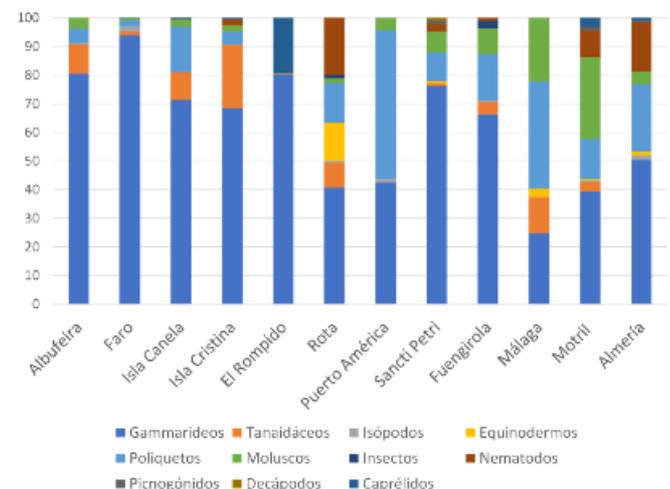


Figura 6. Porcentajes de abundancia calculados a partir del número de individuos/cm2 de los grupos de macrofauna vágil por puerto.

al. 2021). Además, la complejidad estructural que proporciona *S. spallanzanii* podría contribuir a tamponar el estrés causado por estas perturbaciones a través de la formación de diferentes microhábitats. Así, *S. spallanzanii* podría contribuir al aumento de la biodiversidad en áreas portuarias donde las especies ingenieras nativas son menos abundantes.

Los análisis univariantes no indicaron diferencias significativas para los patrones de abundancia ( $F=0,85$ ;  $P=0,5935$ ) (figura 7A) ni para los de riqueza de filos de la comunidad sésil ( $F=1,92$ ;  $P=0,0873$ ) (figura 7B). La ausencia de diferencias significativas puede deberse a la baja resolución taxonómica de la comunidad sésil, llegando tan solo a nivel de filo. Por lo tanto, es probable que para detectar posibles diferencias de manera notable sea necesario aumentar la resolución taxonómica.

La comunidad vágil se separó a nivel de grandes grupos, lo que equivale generalmente al nivel de orden, por lo que la resolución taxonómica obtenida en esta comunidad es mayor que la alcanzada en la comunidad sésil. Esto facilita la detección de diferencias entre puertos. Así, en la comunidad

vágil, a pesar de la clara dominancia de los anfípodos (principalmente gammarideos), los análisis univariantes mostraron diferencias significativas en los patrones de abundancia de macrofauna vágil entre puertos ( $F=3,93$ ;  $P=0,0024$ ), destacando Faro como el puerto con una mayor abundancia (figura 8A). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los patrones de riqueza de grupos de la comunidad vágil asociada a *S. spallanzanii* ( $F=1,83$ ;  $P=0,1045$ ) (figura 8B).

Tabla 1. Resultado del PERMANOVA de un factor de la comunidad sésil (A) y vágil (B) asociada a *S. spallanzanii*. Df= grados de libertad, MS= media cuadrática, P= grado de significación, Res= residual, pu = puerto.

Comunidad sésil (A)

Fuente de variación	Df	MS	Pseudo-F	P
pu	11	4318,5	1,1039	0,195
Res	24	3811,5		
Total	35			

Comunidad vágil (B)

Fuente de variación	Df	MS	Pseudo-F	P
pu	11	3763,3	2,0238	0,0037
Res	24	1859,5		
Total	35			

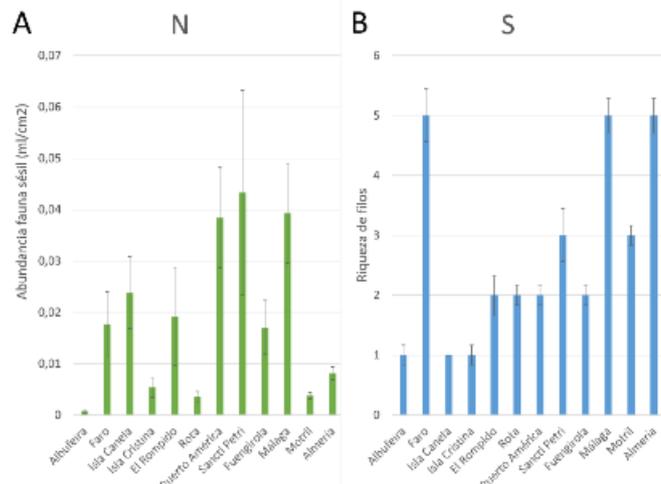


Figura 7. Abundancia media (ml/cm2) (A) y riqueza de filos (B) de la comunidad sésil asociada a *S. spallanzanii* ( $\pm$  error estándar)

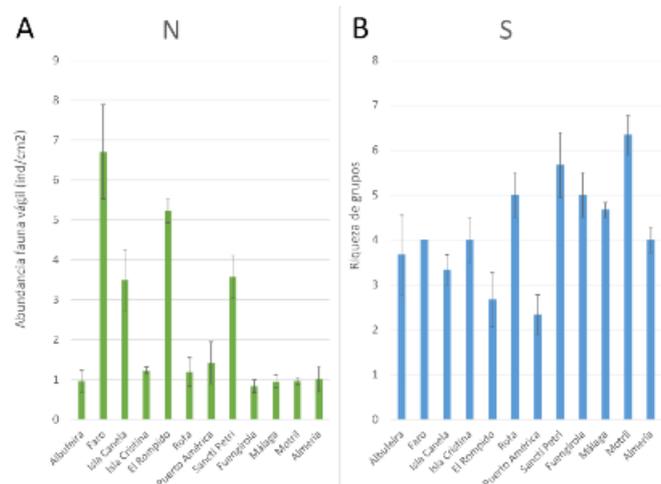


Figura 8. Abundancia media (ind/cm2) (A) y riqueza de grandes grupos (B) de la comunidad vágil asociada a *S. spallanzanii* ( $\pm$  error estándar).

Los resultados del PERMANOVA indicaron que la estructura de la comunidad sésil no varió de manera significativa entre puertos (tabla 1A). La ausencia de diferencias en la comunidad sésil puede deberse, como se mencionó previamente, a una baja resolución taxonómica en el estudio. Sin embargo, sí se apreciaron diferencias significativas en la estructura de la comunidad vágil entre puertos (tabla 1B). Esta heterogeneidad entre puertos, ya señalada por otros autores (Guerra-García *et al.* 2021; Saenz-Arias *et al.* 2022), puede deberse a factores locales, como el diseño del propio puerto, sus características ambientales, el tráfico marítimo al que está sometido, la cantidad de sustrato susceptible de ser colonizado (Guerra-García *et al.* 2021) o a variaciones temporales (Ros *et al.* 2013). Así, puertos cercanos pueden presentar diferencias en sus características ambientales, y por ende, en su biota asociada. Considerando que esta heterogeneidad se ha visto a nivel de grandes grupos taxonómicos en la comunidad vágil, es posible que a nivel de especie la heterogeneidad entre puertos sea todavía mayor. Por ello se sugieren estrategias de gestión individualizadas para cada puerto (Guerra-García *et al.* 2021).

2. Correlaciones entre parámetros biológicos y ambientales.

La correlación entre la temperatura y la abundancia de anfípodos gammarideos fue la que presentó el mayor valor de coeficiente  $R$  ( $R=0,551$ ;  $P<0,01$ ) (figura 9). Además, se ha comprobado que existe una correlación significativa entre la abundancia de anfípodos gammarideos asociados a *S.*

*spallanzanii* y la turbidez ( $R=0,479$ ;  $P<0,01$ ) (figura 10). Estudios del contenido estomacal de anfípodos por parte de Guerra-García *et al.* (2014) mostraron que la mayor parte de las especies estudiadas tenían como alimento principal el *detritus*. Saenz-Arias *et al.* (2022) propusieron que la riqueza de materia orgánica en suspensión de los puertos deportivos podría ser beneficiosa para anfípodos que aprovechan el

*detritus* para su alimentación y supervivencia. Por lo tanto, la dominancia de los gammarídeos en zonas que presentan un mayor grado de turbidez puede deberse a la riqueza en materia orgánica de dichas áreas.

En este trabajo no se observó una correlación significativa entre la abundancia de anélidos y la turbidez, pero sí con la salinidad ( $R=0,388$ ;  $P<0,05$ ), variable que también es de gran importancia para determinar la distribución de pequeños invertebrados asociados a sustratos arborescentes en puertos deportivos (Ros *et al.* 2015; Fernández-Romero *et al.* 2018). La abundancia de anélidos también se relacionó positivamente con la abundancia (medida como biovolumen) de organismos sésiles asociados a *S. spallanzanii* ( $R=0,465$ ;  $P<0,01$ ) (figura 11A), especialmente de cnidarios ( $R=0,485$ ;  $P<0,01$ ) y briozoos ( $R=0,391$ ;  $P<0,05$ ), y con la cobertura sésil general ( $R=0,509$ ;  $P<0,01$ ) (figura 11B). Como se mencionó anteriormente, estos grupos contribuyen a aumentar la complejidad del hábitat generado por *S. spallanzanii*, lo que permite un aumento en la abundancia de otros organismos (Douglas *et al.* 2020).

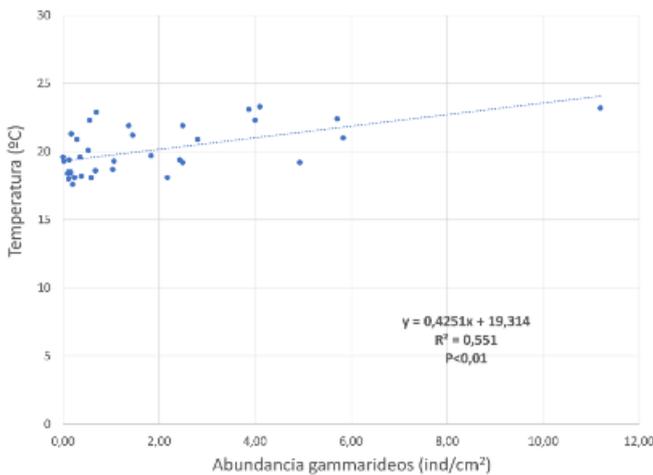


Figura 9. Relación entre la abundancia de anfípodos gammarídeos (ind/cm<sup>2</sup>) y la temperatura (°C).

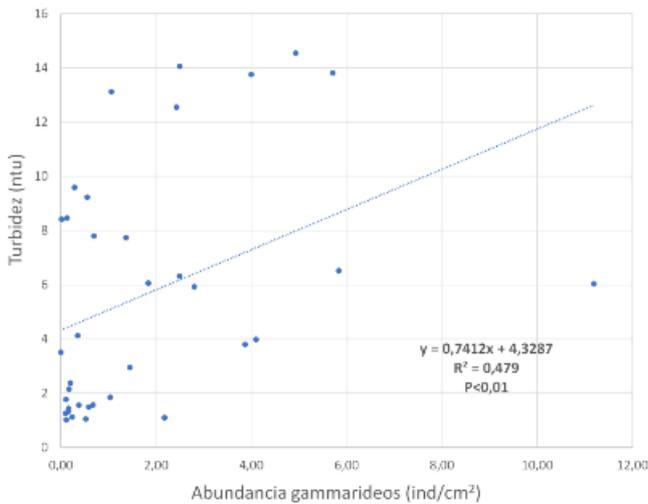


Figura 10. Relación entre la abundancia de anfípodos gammarídeos (ind/cm<sup>2</sup>) y la turbidez (ntu).

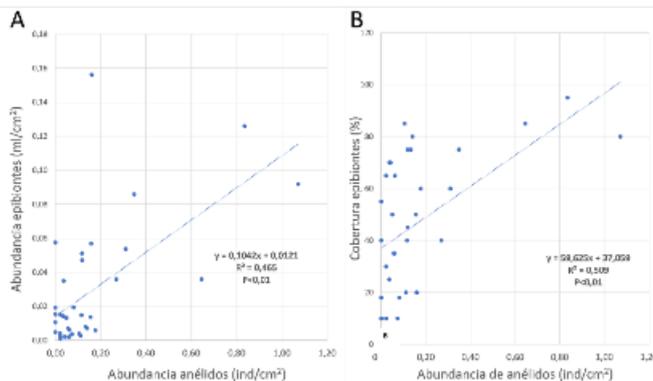


Figura 11. Relación entre la abundancia de anélidos (ind/cm<sup>2</sup>) y la abundancia de epibiontes sésiles sobre *S. spallanzanii* (A) y la cobertura de organismos sésiles (%) (B).

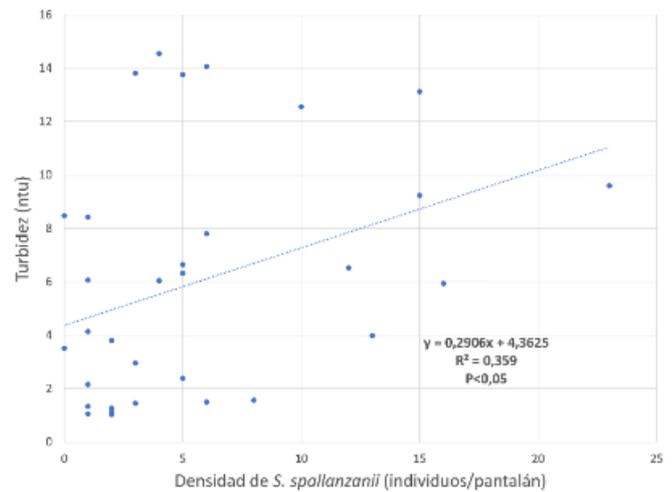


Figura 12. Relación entre la turbidez (ntu) y la densidad de *S. spallanzanii* por pantalán (individuos/pantalán) en los puertos deportivos estudiados con excepción de Fuengirola.

Por estos motivos mencionados, se puede establecer que la turbidez, la salinidad y la temperatura trabajan de manera sinérgica permitiendo el éxito de determinados grupos.

Por otro lado, a diferencia de los patrones observados para el poliqueto invasor *B. luctuosum*, que muestra preferencia por aguas con menor turbidez (Fernández-Romero *et al.* 2021), este estudio mostró que la densidad de *S. spallanzanii* aumenta de forma directa con dicho parámetro ( $R=0,359$ ;  $P<0,05$ ) (figura 12), al igual que en otros estudios (Currie *et al.* 2000). Fernández-Romero *et al.* (2021) propusieron que la presencia de *B. luctuosum* podría afectar de manera negativa a especies nativas con requerimientos similares, tales como *S. spallanzanii*. Por lo tanto, esto podría ser una estrategia para evitar la competencia por alimento y por espacio con *B. luctuosum*, ya que se ha encontrado a ambas especies coexistiendo.

Tabla 2. Representación de la abundancia semicuantitativa de especies exóticas de briozoos en las diferentes estaciones del muestreo. Azul oscuro = presente en dos réplicas de *S. spallanzanii*, azul claro = presente en una réplica.

Puertos/especies exóticas	<i>Bugula neritina</i>	<i>Watersipora subatra</i>	<i>Amathia verticillata</i>
Albufeira			
Faro			
Isla Canela			
Isla Cristina			
El Rompido			
Rota			
Puerto América			
Sancti Petri			
Fuengirola			
Málaga			
Motril			
Almería			

### 3. *Sabella spallanzanii* como hospedador de briozoos exóticos.

Se detectaron tres especies exóticas de briozoos asociadas a los tubos de *S. spallanzanii*, las cuales se consideran frecuentes formando parte del *biofouling* en ambientes portuarios: *Amathia verticillata* (delle Chiaje, 1822), *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) y *Watersipora subatra* (Ortmann, 1890) (Ryland *et al.* 2011; Prakash Jebakumar *et al.* 2017; Reverter-Gil y Souto 2019). Estas especies se encontraron de manera generalizada en tubos de los poliquetos en todos los puertos muestreados, a excepción de tres en los que no se hallaron especies exóticas (Isla Canela, Fuengirola y Almería) (tabla 2). Sin embargo, teniendo en cuenta la prevalencia de especies exóticas en los ecosistemas portuarios (Glasby *et al.* 2007), es probable que puedan encontrarse en estos puertos, pero asociados a otro tipo de estructuras, ya que los briozoos muestran una preferencia por establecerse en sustratos artificiales (Pinochet *et al.* 2020). Además, cabe mencionar que trabajos previos han encontrado variaciones en la abundancia y especies de briozoos en diferentes puertos deportivos según sus condiciones ambientales (Kocak 2008). Los briozoos tienen una gran importancia estructurando la comunidad asociada a *S. spallanzanii*. De hecho, a nivel de grandes grupos taxonómicos se encontró una correlación significativa entre la abundancia de anélidos (el segundo grupo más abundante del estudio) y la abundancia de epibiontes sésiles, de los cuales los briozoos fueron mayoritarios. Estos briozoos exóticos pueden facilitar el establecimiento de otras especies no nativas (Marchini *et al.* 2015; Martínez-Laiz *et al.* 2018), proceso conocido como *invasional meltdown* (Simberloff y Von Holle 1999; Gavira-O'Neill *et al.* 2016). De hecho, algunas especies de crustáceos peracáridos exóticos muy comunes en puertos deportivos como *Caprella scaura* Templeton, 1836, *Jassa slatteryi* Conlan, 1990, y *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904), suelen encontrarse en briozoos introducidos como *B. neritina* y *A. verticillata* (Ros *et al.* 2013; Fernández-González y Sánchez-Jerez 2017; Martínez-Laiz *et al.* 2018). Por ejemplo, se ha comprobado que *C. scaura* muestra preferencia por sustratos arborescentes con baja compactación, especialmente *B. neritina*, especie de briozoo con la que además comparte una

similitud morfológica y cromática. Estas características pueden proteger a *C. scaura* de la depredación (Guerra-García *et al.* 2011; Ros *et al.* 2013).

Por lo tanto, el presente estudio demuestra que *S. spallanzanii* hospeda especies exóticas en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica, pudiendo facilitar su establecimiento en esta zona. Además, también cabe la posibilidad de que *S. spallanzanii* albergue especies no nativas de otros taxones, tanto sésiles como vágiles. El papel de esta especie como hospedadora de especies exóticas fue detectado también en el área donde *S. spallanzanii* se considera invasora (Douglas *et al.* 2020).

A nivel de grandes grupos, la macrofauna asociada a *S. spallanzanii* en el presente estudio es similar a la del poliqueto invasor *B. luctuosum* en puertos deportivos (Fernández-Romero *et al.* 2021). Por lo tanto, las especies exóticas asociadas a *B. luctuosum* podrían utilizar también a *S. spallanzanii* como basibionte. Sin embargo, Navarro-Barranco *et al.* (2019) sugirieron que especies ingenieras invasoras y nativas pueden presentar una diferente composición de especies. En este caso, ambas especies de poliquetos comparten, al menos, la presencia de los tres briozoos exóticos detectados en el presente estudio: *B. neritina*, *A. verticillata* y *W. subatra* (Fernández-Romero *et al.* 2021). Proponemos para el futuro (1) llevar a cabo el estudio completo de la comunidad epibionte con identificaciones a nivel taxonómico de especie, y (2) estudiar la abundancia de epifauna de la comunidad vágil completa en ambas especies de poliquetos en zonas naturales. De este modo, se podrían comparar los resultados entre puertos deportivos y zonas naturales, y entender mejor el papel de ambas especies en el establecimiento de especies exóticas en estos hábitats, para poder llevar a cabo una gestión adecuada.

### Conclusiones

La comunidad sésil asociada a *S. spallanzanii* en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica está dominada por briozoos, y la comunidad vágil por anfípodos gammarideos, seguidos por el grupo de los anélidos en términos de abundancia. Existen diferencias significativas entre las comunidades asociadas al poliqueto en los diferentes puertos, por lo que, a pesar de encontrarse próximos en el espacio, pueden presentar comunidades faunísticas distintas. Por esta razón, se propone elaborar planes de gestión de la fauna presente en los puertos deportivos de manera individualizada. Las comunidades presentes en estos ambientes dependen tanto de sus características físicoquímicas (turbidez, salinidad, temperatura), como de características biológicas (abundancia de epibiontes sésiles sobre *S. spallanzanii* y su cobertura), influyendo cada variable de manera diferente en cada grupo de fauna considerado. *S. spallanzanii* hospeda especies exóticas y además muestra una mayor densidad en zonas con una turbidez más elevada.

## Agradecimientos

Un agradecimiento y recuerdo especial a nuestro compañero Alejandro Fernández, cuya memoria ha estado presente a lo largo de todo el trabajo, por iniciar este proyecto centrado en la fauna asociada a *S. spallanzanii*. Agradecemos a Carlos Navarro-Barranco, Pablo Sáenz-Arias y María Pastor-Montero por su ayuda y apoyo durante la recolección, separación e identificación de las muestras. Este estudio formó parte del trabajo de fin de grado de la primera autora, Sofía Ruiz de Velasco, y fue financiado en el marco del proyecto CGL2017-82739-P del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades cofinanciado por la Agencia Estatal de Investigación y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional -FEDER-.

## Bibliografía

- Atalah J, Floerl O, Pochon X, Townsend M, Tait L, Lohrer AM. 2019. The introduced fanworm, *Sabella spallanzanii*, alters soft sediment macrofauna and bacterial communities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(481): 1-12. doi:10.3389/fevo.2019.00481
- Bax N, Williamson A, Aguerob M, Gonzalez E, Geeves W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27(4): 313-323. doi:10.1016/S0308-597X(03)00041-1
- Connell SD. 2000. Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247(2): 183-194. doi:10.1016/S0022-0981(00)00147-7
- Currie DR, McArthur MA, Cohen BF. 2000. Reproduction and distribution of the invasive European fanworm *Sabella spallanzanii* (Polychaeta: Sabellidae) in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Biology*, 136(4): 645-656. doi:10.1007/s002270050724
- Douglas EJ, Townsend M, Tait LW, Greenfield BL, Graeme IJ, Lohrer, AM. 2020. *Sabella spallanzanii* and Seafloor Biodiversity Enhancement in a Marine Soft-Sediment System. *Diversity*, 12(228): 1-14. doi:10.3390/d12060228
- Fattorini D, Regoli F. 2004. Arsenic speciation in tissues of the Mediterranean polychaete *Sabella spallanzanii*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(8): 1881-1887. doi:10.1897/03-562
- Fernández-González V, Sánchez-Jerez P. 2017. Fouling assemblages associated with off-coast aquaculture facilities: an overall assessment of the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 18(1): 87-96. doi:10.12681/mms.1806
- Fernández-Romero A, Moreira J, Guerra-García JM. 2018. Marinas: An overlooked habitat for exploring the relation among polychaete assemblages and environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, 138: 584-597. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.11.064
- Fernández-Romero A, Navarro-Barranco C, Ros M, Arias Rodríguez A, Moreira J, Guerra-García JM. 2021. To the Mediterranean and beyond: An integrative approach to evaluate the spreading of *Branchiomma luctuosum* (Annelida: Sabellidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254: 107357. doi:10.1016/j.ecss.2021.107357
- Ferrario J, Caronni S, Occhipinti-Ambrogi A, Marchini A. 2017. Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*, 33(8): 651-660. doi:10.1080/08927014.2017.1351958
- Floerl O. 2002. Intracoastal spread of fouling organisms by recreational vessels. PhD Dissertation, James Cook University, Townsville.
- Gavira-O'Neill K, Guerra-García JM, Moreira J, Ros M. 2016. Mobile epifauna of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata*: is there a potential invasional meltdown? *Marine Biodiversity*, 48: 1169-1178. doi:10.1007/s12526-016-0563-5
- Glasby TM, Connell SD, Holloway MG, Hewitt CL. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151: 887-895. doi:10.1007/s00227-006-0552-5
- Guerra-García JM, Navarro-Barranco C, Ros M, Sedano F, Espinar R, Fernández-Romero A, Martínez-Lai G, Cuesta JA, Giraldez I, Morales E, Florido M, Moreira J. 2021. Ecological quality assessment of marinas: An integrative approach combining biological and environmental. *Journal of Environmental Management*, 286: 112237. doi:10.1016/j.jenvman.2021.112237
- Guerra-García JM, Ros M, Baeza-Riojano E. 2015. Seasonal fluctuations and dietary analysis of fouling caprellids (Crustacea: Amphipoda) from marinas of southern Spain. *Marine Biology Research*, 11(7): 703-715. doi:10.1080/17451000.2014.985231
- Guerra-García JM, Ros M, Dugo-Cota A, Burgos V, Flores-León AM, Baeza-Rioja E, Cabezas MP, Núñez J. 2011. Geographical expansion of the invader *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) to the East Atlantic coast. *Marine Biology*, 158(11): 2617-2622. doi:10.1007/s00227-011-1754-z

Guerra-García JM, Tierno de Figueroa JM, Navarro-Barranco C, Ros M, Sánchez-Moyano JE, Moreira J. 2014. Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracaida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85: 508-517. doi:10.1016/j.seares.2013.08.006

IMO (International Maritime Organization). 2012. Guidance for Minimizing the Transfer of Invasive Aquatic Species as Biofouling (Hull Fouling) for Recreational Craft. *Marine Environment Protection Committee* (1/Circ.792. 12 November 2012).

Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386. doi:10.2307/3545850

Kenworthy JM, Rollanda G, Samadi S, Lejeune C. 2018. Local variation within marinas: Effects of pollutants and implications for invasive species. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 98-106. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.001

Kocak F. 2008. Bryozoan assemblages at some marinas in the Aegean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 1(45): 1-6. doi: 10.1017/S1755267207005325

Marchini A, Ferrario J, Minchin D. 2015. Marinas may act as hubs for the spread of the pseudo-indigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) and its associates. *Scientia Marina* 79(3): 355-365. doi:10.3989/scimar.04238.03ª

Martínez-Laiz G, Ros M, Guerra-García JM. 2018. Marine exotic isopods from the Iberian Peninsula and nearby waters. *PeerJ*, 6(E4408): 1-40. doi:10.7717/peerj.4408

Martínez-Laiz G, Ulman A, Ros M, Marchini A. 2019. Is recreational boating a potential vector for non-indigenous peracarid crustaceans in the Mediterranean Sea? A combined biological and social approach. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 403-415. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.01.050

Minchin D, Floerl O, Savini D, Occhipinti-Ambrogi A. 2006. Small craft and the spread of exotic species. *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*, 10: 99-118. doi:10.1007/1-4020-4504-2\_6

Navarro-Barranco C, Muñoz-Gómez B, Saiz D, Ros M, Guerra-García JM, Altamirano M, Ostalé-Valriberas E, Moreira J. 2019. Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. *Biological Invasions*, 21(11): 3319-3334. doi:10.1007/s10530-019-02049-y

Pinochet J, Urbina MA, Lagos ME. 2020. Marine invertebrate larvae love plastics: Habitat selection and settlement on artificial structures. *Environmental Pollution*, 257: 113571. doi:10.1016/j.envpol.2019.113571

Prakash Jebakumar J, Nandhagopal G, Babu BR, Ragumaran S, Ravichandran V, Marchini A, Michin D. 2017. The bryozoan *Amathia verticillata* (delle Chiaje, 1822) fouling harbours of the southeast coast of India: re-evaluating its status. *Bioinvasions Records*, 6(3): 211-216. doi:10.3391/bir.2017.6.3.05

Ramalhos P, Souto J, Canning-Clode J. 2017. Diversity of Bugulidae (Bryozoa, Cheilostomata) colonizing artificial substrates in the Madeira Archipelago (NE Atlantic Ocean). *Helgoland Marine Research*, 71(4): 1-20. doi:10.1186/s10152-016-0465-8

Read GB, Inglis G, Stratford P, Ah Yong ST. 2011. Arrival of the alien fanworm *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) (Polychaeta: Sabellidae) in two New Zealand harbours. *Aquatic Invasions*, 6(3): 273-279. doi:10.3391/ai.2011.6.3.04

Reverter-Gil O, Souto J. 2019. Watersiporidae (Bryozoa) in Iberian waters: an update on alien and native species. *Marine Biodiversity*, 49: 2735-2752. doi:10.1007/s12526-019-01003-4

Ros M, Guerra-García JM, Lignot JH, Ingraham GR. 2021. Environmental stress responses in sympatric congeneric crustaceans: Explaining and predicting the context-dependencies of invader impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 170(3): 112621. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112621

Ros M, Guerra-García JM, Macías M, Saavedra A, López-Fe C. 2013. Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain. *Marine Biology Research*, 9: 293-305. doi:10.1080/17451000.2012.739695

Ros M, Vázquez-Luis M, Guerra-García JM. 2015. Environmental factors modulating the extent of impact in coastal invasions: The case of a widespread invasive caprellid (Crustacea: Amphipoda) in the Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*, 98: 247-258. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.06.041

Ross JD, Keough MJ, Longmore AR, Knott NA. 2007. Impacts of two introduced suspension feeders in Port Phillip Bay, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 41-53. doi:10.3354/meps340041

Ryland JS, Bishop JD, De Blauwe H, El Nagar A, Michin D, Wood CA, Yunnice, ALE. 2011. Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions*, 6(1): 17-31. doi:10.3391/ai.2011.6.1.03

Saenz-Arias P, Navarro-Barranco C, Guerra-García JM. 2022. Influence of environmental factors and sessile biota on vagile epibionts: The case of amphipods in marinas across a regional scale. *Mediterranean Marine Science*, 23(1): 1-13. doi:10.12681/mms.26800

Sedano F, Navarro-Barranco C, Guerra-García JM, Espinosa F. 2020. Understanding the effects of coastal defence structures on marine biota: The role of substrate composition and roughness in structuring sessile, macro and meiofaunal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 157: 111334. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111334

Simberloff D, von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown. *Biological Invasions*, 1: 21–32. doi:10.1023/A%3A1010086329619

Ulman A, Ferrario J, Forcada A, Arvanitidis C, Occhipinti-Ambrogia A, Marchini A. 2019. A Hitchhiker's guide to Mediterranean marina travel for alien species. *Journal of Environmental Management*, 241: 328-339. doi:10.1016/j.jenvman.2019.04.011

Wood ACL, Probert PK, Rowden AA, Smith AM. 2012. Complex habitat generated by marine bryozoans: a review of its distribution, structure, diversity, threats and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 547-563. doi:10.1002/aqc.2236