

# **El papel del poliqueto *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) en la introducción de especies exóticas: los crustáceos peracáridos (Crustacea: Peracarida) como modelo de estudio**

Sofía Ruiz de Velasco Fernández de Loaysa



Trabajo de Fin de Máster (Septiembre de 2022)

Tutores: Dr. José Manuel Guerra García y Dra. Macarena Ros Clemente

Departamento de Zoología – Universidad de Sevilla

## Índice

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	2
3. Material y métodos.....	5
3.1 Área de estudio.....	5
3.2 Muestreo.....	6
3.3 Procesamiento en el laboratorio.....	6
3.4 Análisis estadísticos.....	7
4. Resultados.....	8
5. Discusión.....	16
5.1 Variabilidad de la comunidad asociada según hábitat y puerto.....	16
5.2 Peracáridos exóticos asociados a <i>S. spallanzanii</i> .....	19
6. Conclusiones.....	23
7. Bibliografía.....	23

## **El papel del poliqueto *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) en la introducción de especies exóticas: los crustáceos peracáridos como modelo de estudio**

Sofía Ruiz de Velasco Fernández de Loaysa, correspondencia: [sofruifer@alum.us.es](mailto:sofruifer@alum.us.es)

Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España

### **1. Resumen.**

Las embarcaciones recreativas participan de manera significativa en la dispersión primaria y secundaria de especies exóticas en sistemas marinos y estuarinos, convirtiendo a los puertos deportivos en puntos calientes para su introducción. Las estructuras portuarias son colonizadas por componentes del *biofouling*, entre los que figuran especies ingenieras como *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791). Este poliqueto aumenta la complejidad estructural del sistema, sirviendo como basibionte para diversos grupos de macrofauna, destacando los crustáceos peracáridos, dentro de los que figuran especies exóticas. A pesar de ello, su comunidad asociada no se ha estudiado a fondo. Tampoco se conoce si el hábitat en el que se encuentra el puerto influye en la comunidad. El principal objetivo del estudio consistió en determinar la composición de la comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii* en puertos deportivos estuarinos y costeros, así como la influencia del hábitat en dicha comunidad. Para ello, se muestrearon individuos de *S. spallanzanii* en diferentes puertos deportivos del sur de la Península Ibérica y se analizó la comunidad de crustáceos peracáridos asociada. Los resultados del estudio evidenciaron la dominancia de los gammarideos en la comunidad de peracáridos y la relevancia de las especies exóticas. Se registraron un total de siete especies exóticas, cuyas abundancias constituyeron el 57,87% del total de la comunidad de peracáridos. La abundancia de la comunidad total y de exóticas fueron mayores en puertos estuarinos. La riqueza de especies, la diversidad de Shannon y la estructura de la comunidad total, así como la estructura de la comunidad de exóticas, dependieron tanto del puerto como del hábitat. La riqueza de especies, la diversidad de Shannon y el porcentaje de riqueza de la comunidad de exóticas dependieron únicamente del puerto. Por lo tanto, las medidas de gestión para estas especies deben ser individualizadas, integradoras y multidisciplinarias.

**Palabras claves:** puertos deportivos, especies exóticas, especies ingenieras, *biofouling*, estuarios.

## 2. Introducción.

La introducción de especies exóticas constituye uno de los pilares fundamentales del proceso actual de cambio global, suponiendo una de las mayores amenazas para la biodiversidad a escala mundial (Glasby *et al.*, 2007; Evans *et al.*, 2011; Pyšek *et al.*, 2020). Estas especies son aquellas que se introducen fuera de su área de distribución natural, y pasado un tiempo de latencia, pueden pasar a ser invasoras (Bax *et al.*, 2003), ocasionando graves alteraciones en las comunidades nativas y en el funcionamiento de los ecosistemas (Bellard *et al.*, 2016). El calentamiento global, la fragmentación de hábitats y las actividades antropogénicas han condicionado que el número de especies exóticas haya aumentado drásticamente en las últimas décadas en sistemas marinos y estuarinos (Bax *et al.*, 2003; Bailey *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021).

El intenso desarrollo de actividades y estructuras antropogénicas tiene lugar incluso en hábitats tan sensibles y susceptibles a las invasiones como los estuarios (Williams & Grosholz, 2008), que actualmente albergan un gran número de puertos a nivel internacional (European Commission, 2011). Los estuarios son sistemas de transición entre aguas fluviales y costeras, y destacan por el elevado número de servicios ecosistémicos que ofrecen y la alta biodiversidad que acogen (O'Higgins *et al.*, 2010; Barbier *et al.*, 2011; Pinto *et al.*, 2014), a la vez que se consideran puntos calientes para la introducción de especies. Esto se debe a la presencia de vías de introducción y dispersión secundaria, así como de perturbaciones tanto naturales como antropogénicas (Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003; Afonso *et al.*, 2020). Por lo que los puertos pueden tener impactos severos en la dinámica de los estuarios, así como en su biodiversidad asociada (Dauvin *et al.*, 2006; Dauvin *et al.*, 2010; Prumm & Iglesias, 2016).

Los mayores vectores de introducción de especies exóticas en aguas marinas y salobres están asociados con el tráfico marítimo, destacando el agua de lastre (utilizada para equilibrar la carga de los grandes buques) y el *biofouling* (comunidades incrustantes que se establecen en estructuras sumergidas) (Bailey *et al.*, 2020). Mientras que el agua de lastre es un vector regulado en Europa, el *biofouling*, a pesar de su importante papel en las introducciones, no presenta actualmente una regulación asociada (IMO, 2012).

La construcción de puertos es una de las actividades humanas en mayor crecimiento en la actualidad (Ferrario *et al.*, 2017). Estos puertos constituyen hábitats

con un bajo hidrodinamismo y una pobre calidad del agua, favoreciendo así el asentamiento de especies tolerantes a ambientes estresados y generalistas (Ros *et al.*, 2013a; Ulman *et al.*, 2019; Guerra-García *et al.*, 2021a). Así, los puertos se consideran puntos calientes para la introducción de especies exóticas, que suelen presentar una mayor tolerancia a ambientes estresados, mientras que las nativas son más frecuentes en hábitats menos perturbados (Connell, 2000; Kenworthy *et al.*, 2018). En concreto, los puertos deportivos destacan por la facilitación en el establecimiento de especies exóticas, ya que las embarcaciones de recreo generalmente se mantienen por más tiempo en el puerto que las comerciales, haciendo que la composición de especies encontradas en el *biofouling* de los cascos de las embarcaciones sea similar a la del puerto en sí (Martínez-Laiz *et al.*, 2019). Además, los puertos deportivos ofrecen una mayor superficie para ser colonizada por las comunidades del *biofouling* (Minchin *et al.*, 2006). Las embarcaciones de recreo tienen gran importancia en la dispersión primaria y secundaria de especies exóticas a través del *biofouling* asociado, facilitando así el establecimiento y la posterior propagación de especies epibiontes asociadas (Glasby *et al.*, 2007; Gavira-O'Neill *et al.*, 2016). De esta forma los puertos deportivos y sus embarcaciones asociadas crean una eficaz red de dispersión, pudiendo facilitar que las especies sésiles y su epifauna asociada se introduzcan en otros puertos e incluso en zonas naturales cercanas (Zabin *et al.*, 2014). Por ello, son enclaves de extrema relevancia para el monitoreo de especies exóticas (Ros *et al.*, 2014; Fernández-Romero *et al.*, 2021; Tamburini *et al.*, 2021).

Dentro de la comunidad del *biofouling* de los puertos deportivos marinos y estuarinos se encuentran especies ingenieras (Marchini *et al.*, 2015; Afonso *et al.*, 2020; Fernández-Romero *et al.*, 2021). Estas especies son aquellas que aumentan la complejidad del sistema estructurando los componentes de su ambiente, creando así hábitats que pueden ser colonizados por otras especies (Jones *et al.*, 1994). Una de las especies ingenieras más comunes en la Península Ibérica es *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791), un poliqueto nativo de la costa atlántica de Europa y del mar Mediterráneo. Este poliqueto ha sido introducido en otros países como Brasil, Australia y Nueva Zelanda como especie exótica invasora (Currie *et al.*, 2000; Douglas *et al.*, 2020). Esta especie es capaz de resistir en los cascos de las embarcaciones a pesar de las altas velocidades que alcanzan y al uso de pinturas *antifouling* (Read *et al.*, 2011). Además, *S. spallanzanii* muestra una preferencia por aguas con una mayor turbidez

(Currie *et al.*, 2000; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022), como las de puertos deportivos. Este poliqueto genera un aumento de complejidad del hábitat en dos niveles: en primer lugar, forma un tubo a partir de *mucus*; y en segundo lugar, en dicho tubo se asientan epibiontes sésiles que a su vez suponen un incremento en la complejidad espacial de la comunidad (briozoos, cnidarios, ascidias...) (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). Así, produce un aumento de biodiversidad en puertos deportivos, donde las especies ingenieras nativas generalmente son poco abundantes (Kenworthy *et al.*, 2018; Douglas *et al.*, 2020). De hecho, *S. spallanzanii* alberga especies exóticas tanto sésiles como vágiles (Douglas *et al.*, 2020; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022), pudiendo facilitar su establecimiento y posterior dispersión a otras áreas.

El grupo de los peracáridos destaca por ser uno de los más abundantes en la comunidad asociada a *S. spallanzanii* (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). Además, este grupo incluye algunas especies invasoras que han tenido graves consecuencias en ecosistemas y economías (Ros *et al.*, 2015; Borza *et al.*, 2018). Estas especies pueden ser dispersadas a larga distancia de manera polivéctica (asociados a varios vectores de introducción) anclándose a componentes arborescentes del *biofouling* (Ros *et al.*, 2013a; Marchini *et al.*, 2015) y son muy comunes en puertos deportivos por su alta capacidad para colonizar sustratos artificiales (Ros *et al.*, 2013a; Martínez-Laiz *et al.*, 2018). Además, presentan una gran diversidad respecto a su estilo de vida, hábitat y tamaño, mostrando también atributos que favorecen la invasión, presentando una elevada tolerancia ambiental, capacidad reproductiva, plasticidad trófica y agresividad (Ros *et al.*, 2015; Ros *et al.*, 2021). Cabe recalcar que este grupo carece de etapa larvaria (Johnson *et al.*, 2001), por lo que la dispersión a larga distancia se debe fundamentalmente a vectores antropogénicos, no a una dispersión natural (Martínez-Laiz *et al.*, 2019). Aunque estas características convierten a los peracáridos en un modelo interesante para la biología de las invasiones, muchas de las especies epibiontes móviles son poco estudiadas debido a su pequeño tamaño y compleja taxonomía, lo que se traduce en que la introducción de estas especies sea infraestimada (Marchini & Cardeccia, 2017).

Aunque el papel de *S. spallanzanii* en la introducción de especies exóticas se haya estudiado en áreas donde se considera invasora (Douglas *et al.*, 2020), todavía no se conoce bien en la Península Ibérica. Esta área se considera un punto caliente para la introducción de especies debido al elevado tráfico marítimo que presenta por su

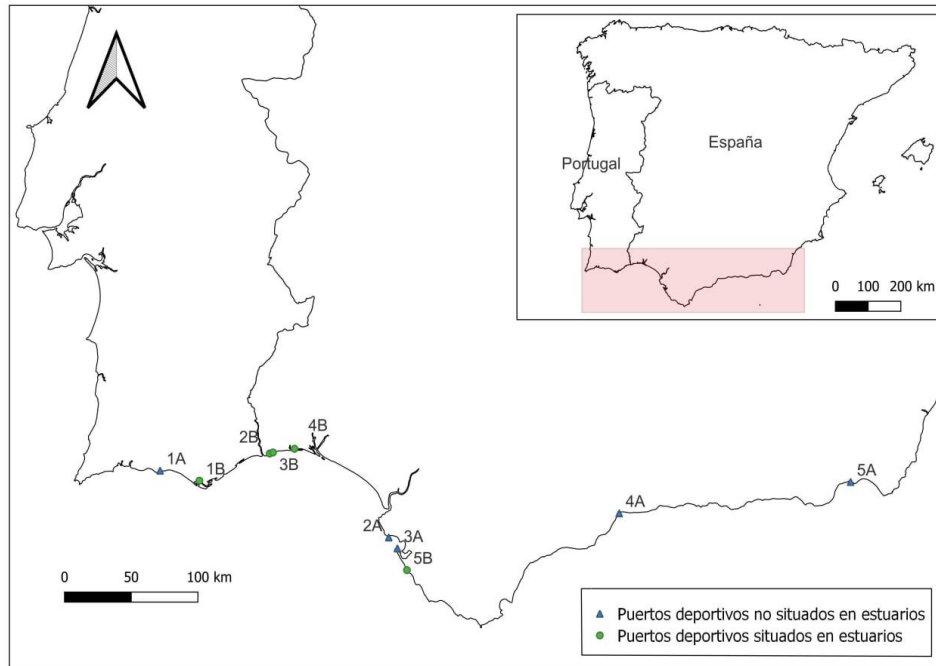
estratégica posición biogeográfica (Nunes *et al.*, 2020). En este sentido, los crustáceos peracáridos ofrecen una buena oportunidad para estudiar el papel de *S. spallanzanii* en la dinámica de invasión de diferentes especies exóticas en nuestras aguas. Además, aportan información sobre la fauna asociada que podría establecerse junto al poliqueto en áreas donde se considera invasor. Por ello, el principal objetivo del presente estudio consistió en determinar la composición de la comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii* en sustratos artificiales de diferentes puertos deportivos del sur de la Península Ibérica, analizando si el hábitat en el que se encuentra el puerto (estuarino o marino) y/o las características de cada puerto, implican un mayor éxito en el establecimiento de peracáridos exóticos asociados.

Cabe esperar que la comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii* en puertos deportivos dependa de las características del puerto en sí (Guerra-García *et al.*, 2021b; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022; Saenz-Arias *et al.*, 2022), así como del hábitat donde se sitúen, ya que los estuarios se consideran altamente susceptibles a las invasiones (Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003; Preisler *et al.*, 2009). Concretamente se espera que la comunidad de peracáridos esté dominada por especies exóticas, y esta dominancia sea más destacada en hábitats estuarinos.

### **3. Material y métodos.**

#### **3.1 Área de estudio.**

Para el presente estudio se tomaron muestras de un total de diez puertos deportivos del sur de la Península Ibérica, distinguiendo entre aquellos que se encontraron en sistemas estuarinos y los de zonas costeras abiertas. Para facilitar la comparativa, solo se seleccionaron puertos con salinidades oceánicas (i.e. mayores de 35 psu). Los puertos muestreados no ubicados en estuarios fueron: Albufeira (37°4'57.463"N 8°15'35.262"O) (1A), Rota (36°36'55.462"N 6°21'10.136"O) (2A), Puerto América (36°32'34.6"N 6°16'57.0"O) (3A), Málaga (36°42'29.728"N 4°24'45.592"O) (4A) y Almería (36°50'01.6"N 2°27'56.1"O) (5A); mientras que, Faro (37°0'58.329"N 7°56'7.577"O) (1B), Isla Canela (37° 11'13"N 7° 20'25"O) (2B), Isla Cristina (37°11'41.113"N 7°19'48.096"O) (3B), El Rompido (37°13'5.736"N 7°7'39.707"O) (4B) y Sancti Petri (36°23'45.462"N 6°12'31.264"O) (5B) se encontraron bajo influencia estuarina (figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de las estaciones de muestreo del presente estudio, correspondiéndose los números con los puertos citados en el texto.

### 3.2 Muestreo.

Los muestreos fueron realizados por integrantes del Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla desde el 30 de abril al 15 de mayo de 2019. En cada puerto se recolectaron seis réplicas. Cada réplica consistió en un ejemplar de *S. spallanzanii* junto a su comunidad asociada, que fue fijada de manera inmediata en etanol al 96%.

### 3.3 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. En primer lugar, la comunidad vágil se separó a nivel de grandes grupos taxonómicos, para luego identificar los crustáceos peracáridos (gammarídeos, caprélidos, isópodos y tanaidáceos) hasta el nivel de especie. Se contó el número de individuos perteneciente a cada especie y se evaluó su estatus (nativa, exótica o criptogénica) en el área de estudio consultando estudios previos (Ulman *et al.*, 2017; Zenetos & Galanidi, 2020) y *World Register of Introduced Marine Species* (WiRMS). Por otro lado, se midió el tamaño y el diámetro de cada ejemplar de *S. spallanzanii* en centímetros, para poder calcular la superficie del tubo de cada réplica, obtenida en  $\text{cm}^2$ . Así, la abundancia de los crustáceos peracáridos fue expresada en individuos/ $\text{cm}^2$ .



### 3.4 Análisis estadísticos.

Los datos obtenidos de la comunidad asociada a *S. spallanzanii* se procesaron mediante análisis estadísticos univariantes y multivariantes considerando dos factores: “Hábitat”, factor fijo con dos niveles (puerto ubicado en estuario o no) y “Puerto”, factor aleatorio anidado al anterior con diez niveles, cada uno correspondiendo a un puerto muestreado, y con seis réplicas en cada puerto.

Para los análisis univariantes se utilizó el software estadístico R versión 4.2.1. Antes de la ejecución de los análisis de la varianza (ANOVA), se llevó a cabo el test C de Cochran para estudiar la homocedasticidad de los grupos. Si dicho test resultaba significativo y persistía la significación tras la transformación de los datos, estos se analizaron sin transformar, estableciendo el nivel de significación en 0,01 para reducir los errores de tipo I. Los ANOVAs se consideran robustos a la no normalidad al ser el diseño balanceado (Underwood *et al.*, 2002). Así, se realizaron ANOVAs para comprobar si existían diferencias significativas para la abundancia (N) y la riqueza (S) totales y de especies exóticas asociadas a *S. spallanzanii*, así como para la diversidad (H') y el porcentaje de riqueza de especies exóticas (número de exóticas/total de especies x 100), entre el factor “Hábitat” y el factor “Puerto”. Para las variables que presentaron diferencias significativas entre cada puerto, se llevó a cabo el test *post-hoc* de Tukey para efectuar comparaciones entre cada uno de los niveles del factor “Puerto”.

Posteriormente, se realizaron análisis multivariantes con el programa PRIMER v6 + PERMANOVA, siguiendo el diseño mencionado. En primer lugar, se llevó a cabo un análisis de varianza multivariante con permutaciones (PERMANOVA) empleando la matriz de similaridad de Bray-Curtis, realizada a partir de los datos de abundancia. Después se hicieron análisis *pair-wise* que fueron sometidos a simulaciones de Monte Carlo. Seguidamente se efectuó un análisis multivariante de ordenación MDS (*Multidimensional Scaling*), utilizando la matriz de similaridad previamente usada. Por último, se realizó un análisis SIMPER para comprobar la contribución de las especies a la similitud según el hábitat.

#### 4. Resultados.

En el presente estudio se determinaron un total de 23 especies de crustáceos peracáridos, perteneciendo la mayoría al grupo de los gammarideos (11 especies). Les siguen los isópodos con siete especies, los caprélidos con tres, y por último los tanaidáceos con dos taxones. Del total de especies registradas, siete se consideran exóticas en la Península Ibérica: el caprélido *Caprella scaura* Templeton, 1836; los isópodos *Mesanthura* cf. *romulea* Poore & Lewton, 1986, *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) y *Paranthura japonica* Richardson, 1909; y los gammarideos *Jassa slatteryi* Conlan, 1990, *Laticorophium baconi* (Shoemaker, 1934) y *Stenothoe georgiana* Bynum & Fox, 1977 (tabla 1).

**Tabla 1.** Especies de crustáceos peracáridos asociadas a *S. spallanzanii* en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica.

Orden		Nombre científico	Estado
Anfípodos	Caprélidos	<i>Caprella</i> cf. <i>acanthifera</i> Leach, 1814	Indeterminada
		<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	Nativa
		<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	Exótica
	No caprélidos (Gammarideos)	<i>Apocorophium acutum</i> (Chevreux, 1908)	Nativa
		<i>Coxischyrocerus inexpectatus</i> (Ruffo, 1959)	Nativa
		<i>Erichthonius</i> cf. <i>argenteus</i> Krapp-Schickel, 1993	Indeterminada
		<i>Elasmopus rapax</i> Costa, 1853	Nativa
		<i>Gitana sarsi</i> Boeck, 1871	Nativa
		<i>Jassa slatteryi</i> Conlan, 1990	Exótica
		<i>Laticorophium baconi</i> (Shoemaker, 1934)	Exótica
		<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1853)	Nativa
		<i>Stenothoe georgiana</i> Bynum & Fox, 1977	Exótica
		<i>Stenothoe tergestina</i> (Nebeski, 1881)	Nativa
<i>Stenothoe valida</i> Dana, 1852	Nativa		
Isópodos	<i>Dynamene edwardsi</i> (Lucas, 1849)	Nativa	
	<i>Limnoria tripunctata</i> Menzies, 1951	Criptogénica	
	<i>Mesanthura</i> cf. <i>romulea</i> Poore & Lew Ton, 1986	Exótica	
	<i>Paracerceis sculpta</i> (Holmes, 1904)	Exótica	
	<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864)	Nativa	
	<i>Paranthura costana</i> Bate & Westwood, 1866	Nativa	
	<i>Paranthura japonica</i> Richardson, 1909	Exótica	
Tanaidáceos	<i>Condrochelia</i> cf. <i>savignyi</i> (Kroyer, 1842)	Indeterminada	
	<i>Zeuxo</i> sp. Templeton, 1840	Indeterminada	

**Tabla 2.** Abundancia media (calculada a partir de individuos/cm<sup>2</sup>) por puerto de las especies de peracáridos asociadas a *S. spallanzanii*.

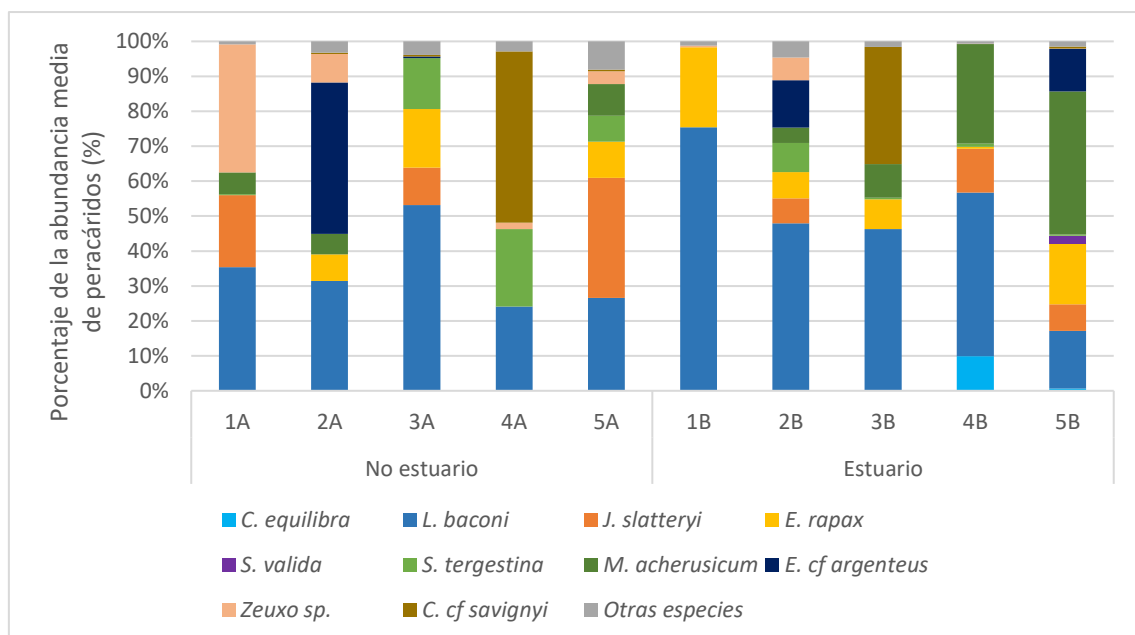
Taxones/puerto	No estuario						Estuario					
	Albufeira	Rota	Puerto América	Málaga	Almería	Faro	Isla Canela	Isla Cristina	El Rompido	Sancti Petri		
<i>C. cf acanthifera</i>	0	0	0	0	0	0,040	0	0	0	0		
<i>C. equibra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,577	0,023		
<i>C. scaura</i>	0	0	0	0	0,044	0	0	0,006	0	0		
<i>A. acutum</i>	0	0	0	0	0,002	0	0	0	0	0		
<i>C. inexpectatus</i>	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0,039		
<i>E. cf argenteus</i>	0	0,251	0,003	0	0	0	0,380	0	0	0,413		
<i>E. rapax</i>	0	0,044	0,110	0	0,093	1,456	0,212	0,073	0,030	0,592		
<i>G. sarsi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,011		
<i>J. slatteryi</i>	0,138	0	0,071	0	0,312	0	0,199	0	0,731	0,258		
<i>L. baconi</i>	0,236	0,182	0,350	0,078	0,241	4,812	1,342	0,395	2,732	0,557		
<i>M. acherusicum</i>	0,042	0,034	0	0	0,082	0	0,122	0,082	1,665	1,386		
<i>S. georgiana</i>	0,004	0	0	0,009	0	0	0,120	0,008	0,040	0		
<i>S. tergestina</i>	0,002	0	0,096	0,071	0,068	0	0,234	0,004	0,053	0,014		
<i>S. valida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,072		
<i>D. edwardsi</i>	0	0	0	0	0,013	0	0	0	0	0		
<i>L. tripunctata</i>	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>M. cf romulea</i>	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>P. sculpta</i>	0,002	0	0,026	0	0	0,037	0,007	0	0	0		
<i>P. fornica</i>	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0	0		
<i>P. costana</i>	0	0	0	0	0,008	0	0	0	0	0		
<i>P. japonica</i>	0	0,013	0	0	0,003	0	0	0	0	0		
<i>C. cf savignyi</i>	0	0,003	0,003	0,158	0,004	0	0	0,286	0	0,020		
<i>Zeuxo sp.</i>	0,245	0,047	0	0,006	0,033	0,033	0,183	0	0,004	0,002		

Se determinaron un total de 6196 individuos de crustáceos peracáridos. El grupo de los gammarideos destacó por su abundancia, representando el 91,80% de la comunidad de peracáridos asociados a *S. spallanzanii*. Estuvieron seguidos de tanaidáceos (4,58%), caprélidos (3,10%) e isópodos (0,52%) (figura 2).



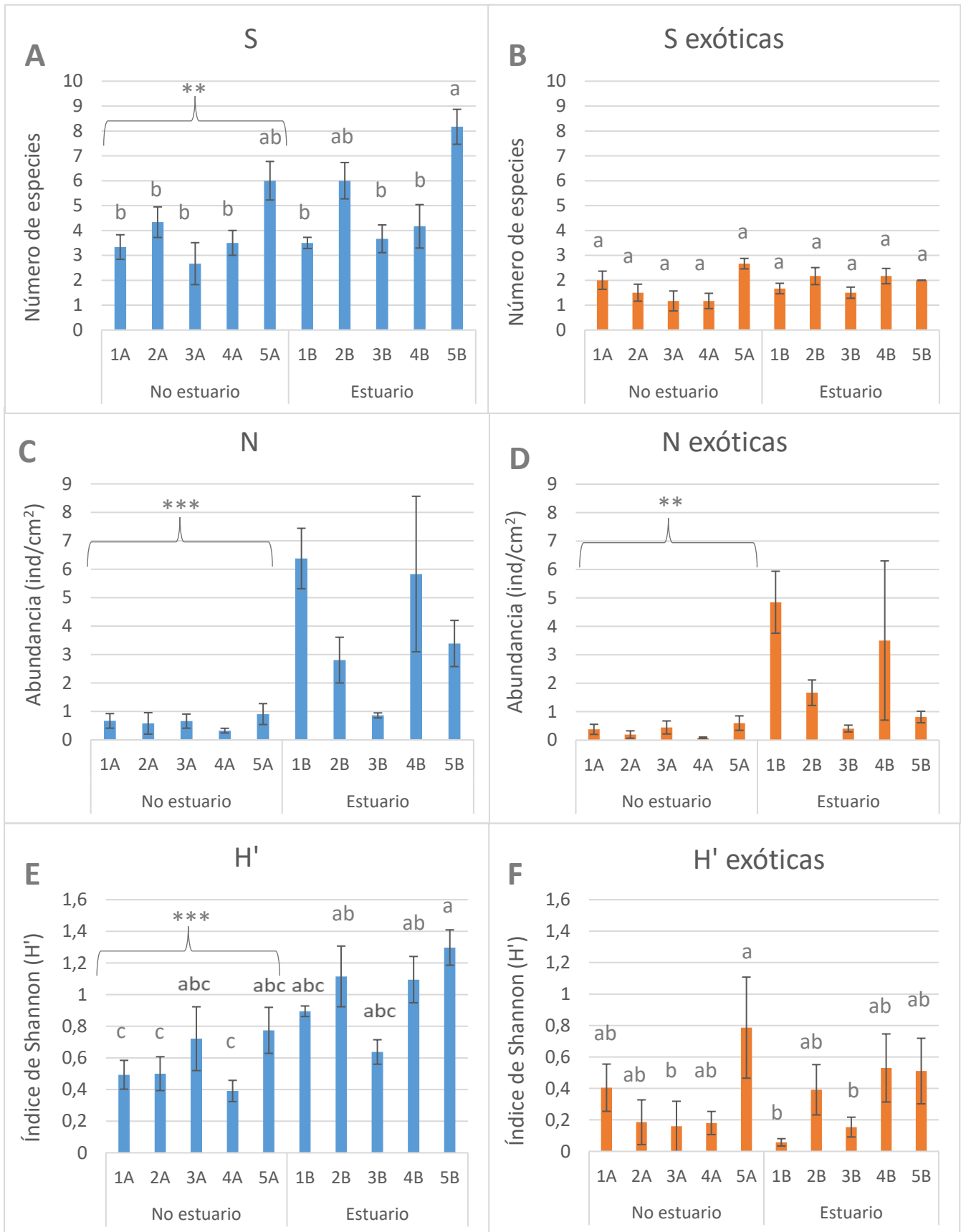
**Figura 2.** Porcentaje de abundancia (calculado a partir de individuos/cm<sup>2</sup>) de los grupos de crustáceos peracáridos asociados a *S. spallanzanii* en puertos deportivos del sur de la Península Ibérica.

La especie más abundante del estudio fue *L. baconi*, representando un 48,81% de la abundancia total de peracáridos. También fue la más frecuente, apareciendo en los diez puertos muestreados. Le siguieron en abundancia *Monocorophim acherusicum* (Costa, 1853) y *Elasmopus rapax* Costa, 1853, que representaron respectivamente el 15,25% y el 11,66% de la abundancia de peracáridos (figura 3).



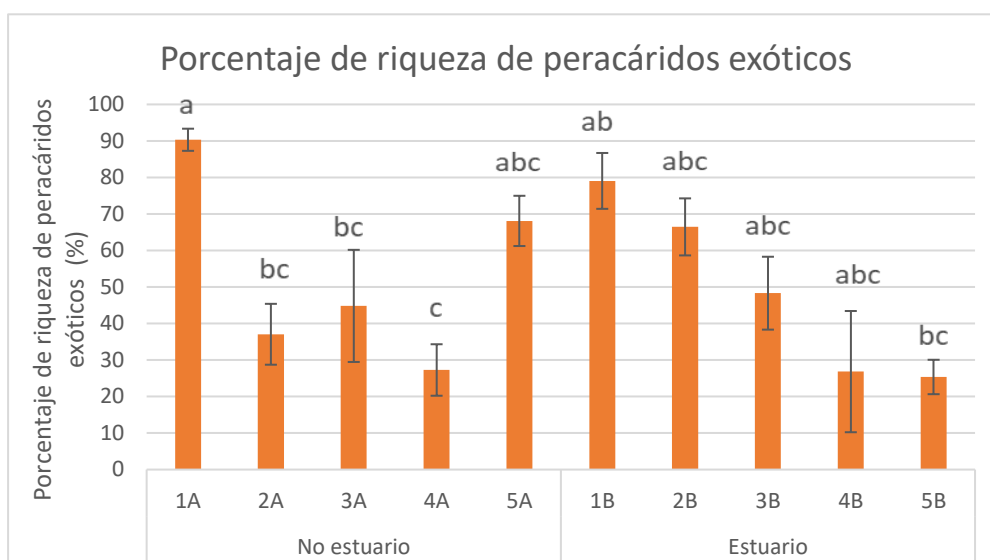
**Figura 3.** Porcentaje de la abundancia media (calculada a partir de individuos/cm<sup>2</sup>) de las especies de peracáridos por puerto. Aquellas cuya abundancia representó menos del 1% de la abundancia de la comunidad se englobaron en “otras especies”. El código de números y letras se corresponde con los puertos de la figura 1.

Los análisis univariantes indicaron diferencias significativas en el número de especies de la comunidad total para el factor “Hábitat” ( $F=7,410$ ;  $P=0,0089$ ) y también para el factor “Puerto” ( $F=6,426$ ;  $P=1 \times 10^{-5}$ ). Sancti Petri destacó como el puerto con un mayor número de especies, teniendo una media de 8,17 especies por réplica. De hecho, fue significativamente diferente al resto ( $P<0,05$ ) a excepción de Isla Canela y Almería (figura 4A). El número de especies exóticas no mostró diferencias notables según el hábitat, pero sí según el puerto ( $F=2,771$ ;  $P=0,0129$ ) (figura 4B). Por otro lado, se detectaron diferencias significativas en la abundancia total de peracáridos para el factor “Hábitat” ( $F=25,18$ ;  $P=6,98 \times 10^{-6}$ ), siendo mayor en puertos estuarinos, pero no para el factor “Puerto” (figura 4C). Sucedió lo mismo para la abundancia de peracáridos exóticos, encontrando diferencias significativas únicamente según el hábitat ( $F=9,614$ ;  $P=0,00317$ ) (figura 4D). La diversidad de Shannon de la comunidad total presentó diferencias significativas atendiendo al hábitat, siendo mayor en puertos estuarinos, ( $F=28,464$ ;  $P=2,31 \times 10^{-6}$ ) y al puerto ( $F=2,748$ ;  $P=0,0135$ ). Sancti Petri fue el puerto con una mayor diversidad de Shannon, siendo diferente de Albufeira ( $P<0,01$ ), Rota ( $P<0,01$ ) y Málaga ( $P<0,01$ ) (figura 4E). Sin embargo, la diversidad de Shannon de especies exóticas solo presentó diferencias significativas para el factor “Puerto” ( $F=4,206$ ;  $P=0,000657$ ), siendo esta variable diferente entre Almería y Puerto América ( $P<0,05$ ), Faro ( $P<0,05$ ) e Isla Cristina ( $P<0,05$ ) (figura 4F).



**Figura 4.** Número de especies medio de peracáridos totales (4A) y exóticos (4B), abundancia total (4C) y de exóticas (4D) (calculada a partir de los individuos/cm<sup>2</sup>), y diversidad de Shannon total (4E) y de exóticas (4F) de la comunidad total en los diferentes puertos deportivos de ambos hábitats. Los puertos que muestran la misma letra no presentaron diferencias significativas entre sí. \*\*\*= $P<0,001$ , \*\*= $P<0,01$ .

El porcentaje de riqueza de peracáridos exóticos mostró diferencias significativas únicamente atendiendo al “Puerto” ( $F=6,205$ ;  $P=1,49 \times 10^{-5}$ ). Albufeira destacó por ser el puerto con un porcentaje de riqueza de peracáridos exóticos superior al resto, mostrando diferencias significativas con Rota ( $P<0,05$ ), Puerto América ( $P<0,05$ ), Málaga ( $P<0,01$ ) y Sancti Petri ( $P<0,01$ ) (figura 5).



**Figura 5.** Porcentaje medio de riqueza de peracáridos exóticos de la comunidad total en los diferentes puertos deportivos de ambos hábitats. Los puertos que muestran la misma letra no presentaron diferencias significativas entre sí.

En cuanto a los análisis multivariantes, los resultados del PERMANOVA indicaron diferencias significativas para el factor “Hábitat” ( $F=2,19$ ;  $P=0,032$ ) y también para el factor “Puerto” ( $F=3,9018$ ;  $P=0,001$ ) (tabla 3). Al igual que la estructura de la comunidad de exóticas, mostrando diferencias según el factor “Hábitat” ( $F=2,6034$ ;  $P=0,021$ ) y “Puerto” ( $F=3,3495$ ;  $P=0,001$ ) (tabla 4).

**Tabla 3.** PERMANOVA de dos factores de la comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii*. Df = grados de libertad, SS = suma de cuadrados, MS = media cuadrática,  $P$  = grado de significación, Ha = factor “Hábitat” y Pu = factor “Puerto”.

Fuente de variación	Df	SS	MS	Pseudo-F	P
Ha	1	19301	19301	2,19	0,032
Pu(Ha)	8	70506	8813,2	3,9018	0,001
Res	50	112940	2258,7		
Total	59	202740			

**Tabla 4.** PERMANOVA de dos factores de la comunidad de peracáridos exóticos asociada a *S. spallanzanii*. Df = grados de libertad, SS = suma de cuadrados, MS = media cuadrática, P = grado de significación, Ha = factor “Hábitat” y Pu = factor “Puerto”.

Fuente de variación	Df	SS	MS	Pseudo-F	P
Ha	1	17974	17974	2,6034	0,021
Pu(Ha)	8	55231	6903,9	3,3495	0,001
Res	50	103060	2061,2		
Total	59	176200			

Los análisis *pair-wise* para el factor “Puerto” indicaron diferencias significativas entre Puerto América y los puertos restantes de zonas costeras abiertas (Albufeira ( $P=0,01$ ), Rota ( $P=0,002$ ), Málaga ( $P=0,003$ ) y Almería ( $P=0,011$ )), al igual que entre Rota y Málaga ( $P=0,049$ ). En los puertos de estuario se encontraron diferencias significativas entre El Rompido e Isla Canela ( $P=0,009$ ), Isla Cristina ( $P=0,006$ ) y Sancti Petri ( $P=0,015$ ). En cuanto a la comunidad de exóticas, se detectaron diferencias entre Albufeira y Rota ( $P=0,023$ ), Rota con Málaga ( $P=0,027$ ) y Almería ( $P=0,046$ ), y Málaga y Almería ( $P=0,029$ ) en la zona no estuarina. En estuario se encontraron diferencias entre Faro y el resto de puertos (Isla Canela ( $P=0,003$ ), Isla Cristina ( $P=0,001$ ), El Rompido ( $P=0,002$ ) y Sancti Petri ( $P=0,001$ )), y entre Isla Cristina e Isla Canela ( $P=0,017$ ), El Rompido ( $P=0,023$ ) y Sancti Petri ( $P=0,02$ ).

Por otro lado, los resultados del análisis multivariante de ordenación MDS reflejaron un gradiente de la estructura de la comunidad en los puertos según el hábitat. Aun así, Isla Cristina parece romper el patrón, situándose de manera próxima a los puertos no situados en estuario (figura 6).





**Figura 6.** MDS bidimensional realizado a partir de los datos de la abundancia de peracáridos asociados a *S. spallanzanii* en puertos deportivos.

Sobre los resultados del SIMPER, estos indicaron que las réplicas de puertos situados en estuarios presentan una mayor similitud media (60,08) respecto a los puertos de zonas costeras abiertas (39,37). Las especies más discriminantes entre hábitats fueron *L. baconi*, *M. acherusicum* y *E. rapax*, que fueron más abundantes en estuarios (tabla 5).

**Tabla 5.** Resultados del análisis SIMPER para la abundancia según el factor “Hábitat” de la comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii*, donde se incluye la abundancia promedio de las especies, la similitud en ambas situaciones, la disimilitud entre ambas y la contribución acumulada hasta conseguir como mínimo un 90% de similitud.

**No estuario**  
Similitud media: 39,37

Especies	Abundancia media	Similitud media	Contribución (%)
<i>L. baconi</i>	0,36	14,44	36,69
<i>C. cf. savignyi</i>	0,09	4,49	11,41
<i>E. rapax</i>	0,13	4,38	11,12
<i>Zeuxo</i> sp.	0,14	4,22	10,71
<i>S. tergestina</i>	0,13	3,64	9,24
<i>J. slatteryi</i>	0,17	3,48	8,83
<i>P. japonica</i>	0,03	2,3	5,84

**Estuario**  
Similitud media: 60,08

Especies	Abundancia media	Similitud media	Contribución (%)
<i>L. baconi</i>	1,12	25,99	43,27
<i>E. rapax</i>	0,51	9,47	15,77
<i>M. acherusicum</i>	0,51	7,81	12,99
<i>C. cf. savignyi</i>	0,13	5,9	9,81
<i>J. slatteryi</i>	0,28	3,59	5,98
<i>E. cf. argenteus</i>	0,21	2,98	4,96

**No estuario y estuario**

Disimilitud media:  
84,43

Especies	Abundancia media No Estuario	Abundancia media Estuario	Disimilitud media	Contribución (%)
<i>L. baconi</i>	0,22	1,97	33,16	39,27
<i>M. acherusicum</i>	0,03	0,65	14,60	17,29
<i>E. rapax</i>	0,05	0,47	9,98	11,82
<i>J. slatteryi</i>	0,10	0,24	5,88	6,96
<i>C. cf. savigni</i>	0,03	0,06	5,36	6,35
<i>E. cf. argenteus</i>	0,05	0,16	4,57	5,41
<i>Zeuxo sp.</i>	0,07	0,04	3,22	3,81

## 5. Discusión.

### 5.1 Variabilidad de la comunidad asociada según el hábitat (estuario vs no estuario) y el puerto.

*Sabella spallanzanii* y otros poliquetos similares en cuanto a morfología y ecología, como el invasor *Branchiomma luctuosum* (Grube, 1870) (Fernández-Romero *et al.*, 2021), permiten el establecimiento de otras especies sésiles del *biofouling* (como briozoos y cnidarios), aumentando la complejidad del sistema y su biomasa (Pierri *et al.*, 2019), y albergando a su vez una comunidad vágil asociada (Fernández-Romero *et al.*, 2021; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). Aunque se han registrado interacciones negativas entre la epifauna sésil y los sustratos biológicos por mecanismos químicos (Sellheim *et al.*, 2010), estos no han sido observados en poliquetos tubícolas (Holloway & Keough, 2002). A pesar de que *S. spallanzanii* presenta una menor abundancia de epibiontes vágiles en comparación con otros sustratos arborescentes (Saenz-Arias *et al.*, 2022), alberga una gran diversidad de grupos, entre los que destacan por su abundancia los crustáceos peracáridos (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). Este estudio demuestra, por primera

de vez, la importancia de *S. spallanzanii* en el establecimiento de especies exóticas de crustáceos peracáridos asociados a puertos deportivos de la Península Ibérica. Además, evidencia la contribución de los estuarios en el éxito de establecimiento de estas especies. Concretamente, la comunidad de crustáceos peracáridos asociados (tanto la total como la de exóticas) fue significativamente más abundante en puertos deportivos con influencia estuarina que en puertos costeros. No obstante, la diversidad de especies exóticas (tanto en número de especies como en diversidad de Shannon) así como su porcentaje, dependieron únicamente de las características propias de cada puerto (independientemente de la influencia estuarina).

Los estuarios se consideran áreas de gran productividad por la entrada de nutrientes procedentes de aguas fluviales que no se pierden hacia profundidades mayores (Hagy *et al.*, 2005), siendo muy relevantes para el desarrollo de la producción primaria y también para el reclutamiento de diversas especies (Mann & Lazier, 2005). Por ello, presentan una elevada turbidez y concentración de *detritus* (Etcheber *et al.*, 2007), variables que parecen ser de extrema importancia para la comunidad de epifauna presente en puertos deportivos (Fernández-Romero *et al.*, 2018), y también en concreto para los peracáridos (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). De hecho, la materia orgánica en suspensión parece influir en la riqueza de especies, favoreciendo el desarrollo de algunas concretas (Saenz-Arias *et al.*, 2022). Muchos anfípodos (que constituyeron un 94,90% de la comunidad total de peracáridos en el estudio) presentan una dieta mayoritariamente detritívora (Guerra-García *et al.*, 2014). Además, algunas especies registradas, como *M. acherusicum*, *L. baconi* y *J. slatteryi*, utilizan los *detritus* junto a secreciones corporales para crear tubos (Beermann, 2014; Gouillieux, 2019; Gouillieux & Sauriau, 2019). De hecho, en el análisis SIMPER se comprueba que los estuarios presentan una mayor contribución de especies tubícolas y detritívoras, como *L. baconi* y *M. acherusicum*. Por lo tanto, la elevada concentración de *detritus* en puertos con influencia estuarina posiblemente permita un incremento notable en la abundancia de peracáridos asociados a *S. spallanzanii*, tanto exóticos como nativos, siendo un factor muy relevante para su supervivencia. Así mismo, la elevada abundancia de especies exóticas en puertos con influencia estuarina puede contribuir no sólo a su éxito de establecimiento si no a su futura propagación, por lo que estos puertos deben ser tenidos en cuenta de cara a la gestión de estas especies.

El presente estudio también evidencia que variables como la riqueza de especies, la diversidad de Shannon y la estructura de la comunidad total difieren según dos factores: el hábitat y el puerto. Dentro de un mismo hábitat las variables ambientales pueden variar. Una de las más limitantes para determinar el rango de distribución de las especies de estuarios es la salinidad. De hecho, el número de especies generalmente aumenta en áreas estuarinas más salinas (Foster *et al.*, 2016; Afonso *et al.*, 2020). Por lo tanto, las condiciones que ofrecen los puertos estuarinos constituyen un filtro que favorece a determinadas especies, influyendo en el número de especies, en la abundancia y, por tanto, en la diversidad de la comunidad total y en su estructura.

En cuanto a la comunidad de exóticas, su estructura difiere según el hábitat y el puerto. Aun así, variables como la riqueza de especies exóticas, su diversidad y su porcentaje de riqueza dependen únicamente de las características propias de cada puerto, no del hábitat. Cada puerto se corresponde con un hábitat diferente debido a factores como las características ambientales donde se ubica, su diseño, la cantidad de superficie para ser colonizada y el tráfico marítimo al que está sometido (Guerra-García *et al.*, 2021b). Esto hace que puertos muy cercanos puedan presentar condiciones distintas, y por lo tanto, diferencias en su biota asociada (Guerra-García *et al.*, 2021b; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022; Saenz-Arias *et al.*, 2022). Esto explica que, por ejemplo, Rota y Puerto América, puertos sin influencia estuarina situados próximos entre sí, presenten diferencias en la estructura de la comunidad. Así, es probable que aquellos puertos que tengan un mayor porcentaje de exóticas, como Albufeira y Faro, presenten un tráfico marítimo más intenso y unas condiciones ambientales que favorezcan el establecimiento de exóticas (contaminación, escaso hidrodinamismo...) (Guerra-García *et al.*, 2021a). Además, es relevante destacar que estas condiciones intrínsecas de cada puerto pueden variar temporalmente además de espacialmente (Ros *et al.*, 2013b).

Esta heterogeneidad en las comunidades se traduce en la necesidad de establecer medidas individualizadas para los diferentes puertos, integrando información multidisciplinar (ecológica, ambiental, económica y social) (Guerra-García *et al.*, 2021a,b). El enfoque para la gestión de especies exóticas debe ser preventivo, priorizando una detección temprana de estas especies y observando el comportamiento de sus poblaciones mediante campañas de monitoreo periódicas (Martínez-Laiz *et al.*, 2019), ya que pueden colonizar áreas naturales próximas a los puertos deportivos (Afonso *et al.*, 2020). Por lo tanto, el presente estudio servirá para identificar aquellos

puertos que puedan suponer un mayor riesgo para las introducciones e implementar medidas adecuadas para minimizar su posterior dispersión a otras áreas (Ros *et al.*, 2013a; Foster *et al.*, 2016; Martínez-Laiz *et al.*, 2019). Además, este estudio demuestra la utilidad de *S. spallanzanii* como “especie objetivo” a la hora de detectar y monitorizar especies de epifauna exótica.

## **5.2 Peracáridos exóticos asociados a *S. spallanzanii*.**

Actualmente las detecciones de especies exóticas a nivel global están aumentando de manera drástica (Bailey *et al.*, 2020), tendencia que parece que se mantendrá a lo largo del tiempo, ya que se espera que el tráfico marítimo se vea incrementado como mínimo en un 240% para el año 2050 (Sardain *et al.*, 2019). Además, la introducción de especies se verá posiblemente favorecida por los efectos del cambio climático (Vilizzi *et al.*, 2021), modificando la distribución de las especies y reestructurando las comunidades globalmente (Pecl *et al.*, 2017; Azzuro *et al.*, 2019).

Las características de los puertos deportivos los convierten en reservorios de especies exóticas (Guerra-García *et al.*, 2021a). Las embarcaciones de recreo se mantienen un mayor tiempo en los puertos en comparación con las comerciales, produciendo que la composición de especies del *biofouling* sea similar entre los cascos de las embarcaciones y las estructuras portuarias (Martínez-Laiz *et al.*, 2019). Por lo tanto, estas especies que se introducen a través del tráfico marítimo se asientan sobre organismos basibiontes como *S. spallanzanii*, especie muy común en puertos deportivos debido a sus preferencias ecológicas (Currie *et al.*, 2000; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022). Además, este poliqueto puede facilitar el proceso de *invasional meltdown*, proceso en el que aumenta la probabilidad de que una especie exótica sea capaz de asentarse a través de los cambios generados por otras especies exóticas en el hábitat (Simberloff & von Holle, 1999; Gavira-O’Neill *et al.*, 2016). De hecho, *S. spallanzanii* comparte hábitat con poliquetos exóticos como *B. luctuosum*, que presenta una fauna asociada similar (Fernández-Romero *et al.*, 2021; Ruiz-Velasco *et al.*, 2022), de forma que las especies asociadas a *B. luctuosum* podrían establecerse posteriormente sobre *S. spallanzanii*. Además, la comunidad de exóticas asociada al poliqueto posiblemente se vea favorecida por la complejidad adicional que presentan las especies sésiles fijadas al tubo, muchas de ellas exóticas (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022), pudiendo así facilitar el proceso de *invasional meltdown* para otras especies.

Los crustáceos destacan por ser uno de los grupos marinos con más introducciones registradas (Molnar *et al.*, 2008), y de hecho su éxito de establecimiento en el Mediterráneo se ha visto incrementado en un 47% en el periodo 2011-2021 (Zenetos *et al.*, 2022). En la comunidad asociada a *S. spallanzanii* dentro de los crustáceos destacan los peracáridos por su abundancia y riqueza (Ruiz de Velasco *et al.*, 2022). De hecho, en el presente estudio se registraron siete peracáridos exóticos en la comunidad presente sobre *S. spallanzanii*, que constituyeron un 57,87% de la abundancia asociada. Esta elevada abundancia era esperable por las características intrínsecas de los puertos deportivos y por la importancia en términos cuantitativos de los peracáridos en la comunidad asociada a *S. spallanzanii*.

El gammarideo *L. baconi* destaca por su elevada abundancia y frecuencia en el presente estudio, llegando a representar el 48,81% de la abundancia de la comunidad de peracáridos y estando presente el total de puertos muestreados. Esta especie fue descrita por primera vez en la costa sureste del Océano Pacífico, y a lo largo del tiempo ha sido registrada en localidades dispersas a escala mundial, encontrándose individuos en América (Barnard, 1970; Valerio-Berardo & De-Souza, 2009; Ashton *et al.*, 2012); Oceanía (Storey, 1996; Acosta, 2013; Navarro-Barranco *et al.*, 2022); Asia, (Hirayama, 1986), y de manera más reciente en Europa (Gouillieux & Sauriau, 2019; Revanales *et al.*, 2022; Saenz-Arias *et al.*, 2022). Por lo tanto, parece ser capaz de dispersarse y establecerse de manera eficaz en nuevas áreas biogeográficas, llegando a conseguir elevadas abundancias sobre diferentes basibiontes en estructuras artificiales (Revanales *et al.*, 2022). Además, esta especie es un ejemplo de las introducciones silenciosas y la dificultad que supone la compleja taxonomía de los peracáridos (Marchini & Cardeccia, 2017), ya que, aunque fue registrada por primera vez en costas europeas en 2019 (Gouillieux & Sauriau, 2019), estudios más recientes demuestran que ya estaba presente en la Península Ibérica en 2011 (Revanales *et al.*, 2022).

En cuanto a los anfípodos restantes, en el presente estudio también se detectaron los gammarideos exóticos *J. slatteryi* y *S. georgiana*. *J. slatteryi* es una especie nativa del Noreste del Pacífico que se ha introducido en aguas europeas (Conlan *et al.*, 2021), encontrándose sobre el *biofouling* de sustratos artificiales en numerosas ocasiones (Fernández-González & Sánchez-Jerez, 2017, Bonifazi *et al.*, 2018; Saenz-Arias *et al.*, 2020). Su primera cita en las costas españolas procede de muestras del 2010, al igual que sucede con *S. georgiana* (Saenz-Arias *et al.*, 2020), especie procedente de la costa

norte atlántica de Estados Unidos (Bynum & Fox, 1977), cuyo primer registro en aguas mediterráneas procede de muestras del mismo año (Fernández-González & Sánchez-Jerez, 2017). Esta especie se ha detectado únicamente en sustratos artificiales fuera de su rango nativo (Martínez-Laiz *et al.*, 2020). También se registró al caprélido *C. scaura*, especie que fue descrita en Mauricio (Océano Índico), y que fue detectada por primera vez en el Mediterráneo en 1994 (Mizzan, 1999), invadiendo posteriormente esta área y las costas atlánticas del sur de la Península Ibérica (Guerra-García *et al.*, 2011; Saenz-Arias *et al.*, 2020). Los caprélidos en asociación con *S. spallanzanii* muestran una abundancia menor respecto a los gammarideos (91,80% frente a 3,10% de la comunidad total de peracáridos), por lo que *C. scaura* también es menos abundante y frecuente en comparación con los gammarideos exóticos. Esto puede ser debido a la heterogeneidad de los puertos, a factores temporales o incluso a la preferencia por sustratos determinados. De hecho, *C. scaura* aparece asociado muy frecuente a sustratos arborescentes con una baja compactación, como el briozoo *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), con el cual comparte una gran similitud morfológica y cromática, protegiéndole así de la depredación (Guerra-García *et al.*, 2011; Ros *et al.*, 2014). Esto podría explicar su menor abundancia sobre *S. spallanzanii*, basibionte de alta compactación que, aunque puede presentar colonias de *B. neritina* sobre su tubo, suelen alcanzar volúmenes escasos (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022).

Respecto a los isópodos, se encontraron tres taxones exóticos asociados a *S. spallanzanii*: *Mesanthura* cf. *romulea*, *Paracerceis sculpta* y *Paranthura japonica*. La abundancia de los isópodos fue la menor dentro de los peracáridos asociados a *S. spallanzanii* (0,52%), aunque cabe destacar que los isópodos exóticos representaron el 77,12% de la abundancia total del grupo. El más frecuente fue *P. sculpta* (Martínez-Laiz *et al.*, 2018), estando presente en cuatro puertos del presente estudio (Albufeira, Faro, Isla Canela y Puerto América). Esta especie es nativa de las costas del Pacífico de América Central y del Norte (Miller, 1968; Espinosa-Pérez & Hendrickx, 2001), y suele estar asociada con basibiontes exóticos (Martínez-Laiz *et al.*, 2018), que pueden encontrarse sobre el tubo de *S. spallanzanii* (Ruiz-Velasco *et al.*, 2022) en zonas con influencia antropogénica (Martínez-Laiz *et al.*, 2018). *P. japonica* fue registrada en Rota y Almería. Esta especie procede de las costas asiáticas del Pacífico, registrándose por primera vez en el Mediterráneo probablemente en el 2000 (Marchini *et al.*, 2014), y habiéndose introducido posiblemente de manera polivéctica (Martínez-Laiz *et al.*,

2018). Así mismo, se registró a *Mesanthura* cf. *romulea* en Rota, especie que fue descrita originalmente en Australia (Poore & Lew-Ton, 1986). El género *Mesanthura* se registró por primera vez en el Mediterráneo por Lorenti *et al.* (2009). En esta área también se ha citado a *Mesanthura pacoi* Castelló, 2017, descrita en Chipre (Castelló *et al.*, 2017). A pesar de que *M. pacoi* fue encontrada en el Mediterráneo, siguiendo el criterio de Chapman y Carlton (1991), es muy probable que el género *Mesanthura* haya sido introducido por vectores antrópicos, ya que, hasta el registro de Castelló *et al.* (2017), no se había detectado en el Mediterráneo. Además, suele encontrarse en áreas confinadas como puertos, y carece de habilidades para dispersarse a larga distancia activa o pasivamente (Ulman *et al.*, 2017). Por último, se registró al isópodo cosmopolita *Limnoria tripunctata* Menzies, 1951, considerado criptogénico en el Atlántico (Sen *et al.* 2010; Borges *et al.* 2013). Los isópodos registrados en el estudio son eficaces colonizadores, estableciéndose en diferentes hábitats y basibiontes (Martínez-Laiz *et al.*, 2018; Castelló *et al.*, 2020).

Los tanaidáceos representaron un 4,58% de la abundancia total de la comunidad de peracáridos asociados a *S. spallanzanii*, contando con dos taxones: *Condrochelia* cf. *savignyi*, especie muy común en las costas atlánticas de Europa (Bamber, 2010), y el género *Zeuxo*. A pesar de la relevancia ecológica y la amplia distribución de los tanaidáceos, han recibido poca atención por parte de la comunidad científica en comparación con otros grupos de crustáceos, por lo que su filogenia ha sido poco estudiada, a lo que se le suma su compleja taxonomía (Larsen & Froufe, 2013), estando por ello infravalorados en términos de biodiversidad (Appeltans *et al.*, 2012). El género *Zeuxo* presenta una especie posiblemente exótica en el Mediterráneo, *Zeuxo coralensis* Sieg, 1980, la cual presenta una distribución circumtropical (Bakalem *et al.*, 2021) y fue registrada por primera vez en el Mediterráneo en la bahía de Algeciras (Sánchez-Moyano & García-Gómez, 1998). Sin embargo, para evitar identificaciones erróneas se llegó tan solo al nivel de género. Esto constituye un ejemplo de que la taxonomía es un factor limitante en el avance en el conocimiento de especies exóticas (Ojaveer *et al.*, 2014), teniendo repercusiones negativas en su gestión (Martínez-Laiz *et al.*, 2020).

Por lo tanto, el presente estudio evidencia que las especies exóticas vágiles asociadas al *biofouling* de embarcaciones recreativas pueden utilizar a *S. spallanzanii* como basibionte, y son muy relevantes en términos de abundancia (superando la abundancia de especies nativas).



## 6. Conclusiones.

La comunidad de peracáridos asociada a *S. spallanzanii* está dominada por el grupo de los gammarídeos, constituyendo un 91,80% de la abundancia total. Además, *S. spallanzanii* alberga una elevada abundancia de especies exóticas, constituyendo un 57,87% del total de la comunidad de peracáridos. Dentro las siete especies exóticas registradas, destaca *L. baconi*, que fue la más abundante y frecuente del estudio. Por otro lado, la abundancia de la comunidad total y de exóticas fueron significativamente mayores en puertos estuarinos. La riqueza de especies, la diversidad de Shannon y la estructura de la comunidad total, así como la estructura de la comunidad de exóticas, dependieron tanto del puerto como del hábitat. La riqueza de especies exóticas, su diversidad de Shannon y el porcentaje de riqueza de la comunidad de exóticas dependieron únicamente del puerto. Por lo tanto, las medidas de gestión para estas especies deben ser individualizadas, integradoras y multidisciplinarias.

## 7. Bibliografía.

- Acosta, C. H. (2013). Regional spread of marine non-indigenous species, a pathway modelling approach in New Zealand. Doctoral dissertation, Auckland University of Technology, New Zealand.
- Afonso, I., Bercibar, E., Castro, N., Costa, J.L., Frias, P., Henriques, F., Moreira, P., Oliveira, P.M., Silva, G. & Chainho, P. (2020). Assesment of the colonization and dispersal success of non-indigenous species introduce in recreational marinas along the estuarine gradient. *Ecological Indicator*, 113:106147. DOI: doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106147
- Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., Bamber, R., Barber, A., Bartsch, I., Berta, A., Blazewicz-Paszkowyc, M., Bock, P., Boxshall, G., Boyko, C.B., Brandao, S.N., Bray, R.A., Bruce, N.L., Cairns, S.D. & Costello, M.J. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, 22:2189–2202. DOI: doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036
- Ashton, G., Zabin, C., Davidson, I. & Ruiz, G. (2012). Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments: Recreational vessels as vectors for non-native marine species in California. Final Report, The Aquatic Bioinvasion Research & Policy Institute.
- Azzuro, E., Sbragaglia, V., Cerri, J., Bariche, M., Bolognini, L., Souissi, J.B., Busoni, G., Coco, S., Chryssanthi, A., Fanelli, E., Ghanem, R., Garrabou, J., Gianni, F., Kolutari, J., Letterio, G., Lipej, L., Mazzoldi, C., Mione, N., Pannacciulli, F., Pešić, Rhoads, Y.S., Saponari, L., Tomanic, J., Topcu, N.E., Vargiu, G. & Moschella, P. (2019). Climate change, biological invasions, and the shifting distribution of Mediterranean fishes: A large-scale survey base don local ecological knowledge. *Global Change Biology*, 25(8):2779-2792. DOI: doi.org/10.1111/gcb.14670

- Bailey, S.A., Brown, L., Campbell, M.L., Canning-Clode, J., Carlton, J.T., Castro, N., Chainho, P., Chan, F.T., Creed, J.C., Curd, A. & Darling, J. (2020). Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Diversity and Distributions*, 26(12):1780-97. DOI: doi.org/10.1111/ddi.13167
- Bakalem, A., Pezy, J.P. & Dauvin, J.C. (2021). Inventory and geographical affinities of algerian Cumacea, Isopoda, Mysida, Lophogastrida and Tanaidacea (Crustacea: Peracarida). *Diversity*, 13:221. DOI: doi.org/10.3390/d13060221
- Bamber, R.N. (2010). In the footsteps of Henrik Nikolaj Kroyer: the rediscovery and redescription of *Leptochelia savignyi* (Kroyer, 1842) sensu stricto (Crustacea: Tanaidacea: Leptocheliidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 123(4):289-311. DOI: doi.org/10.2988/10-14.1
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2):169-193. DOI: doi.org/10.1890/10-1510.1
- Barnard, J.L. (1970). Sublittoral Gammaridea (Amphipoda) of the Hawaiian Islands. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 3:41–286. DOI: doi.org/10.5479/si.00810282.34
- Bax, N., Williamson, A., Aguerob, M., Gonzalez, E. & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27:313-323. DOI: doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1
- Bellard, C., Leroy, B., Thuiller, W., Rysman, J.F. & Courchamp, F. (2016). Major drivers of invasion risks throughout the world. *Ecosphere*, 7(3):e01241. DOI: doi.org/10.1002/ecs2.1241
- Bonifazi, A., Mancini, E. & Ventura, D. (2018). First record of the invasive and cryptogenic species *Jassa slatteryi* Conlan, 1990 (Crustacea: Amphipoda) in Italian coastal waters. *Journal of Sea Research*, 136: 37-41. DOI: doi.org/10.1016/j.seares.2018.03.005
- Borges, L.M.S. (2013). Biodegradation of wood exposed in the marine environment: Evaluation of the hazard posed by marine wood-borers in fifteen European sites. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 96:97-104. DOI: doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.10.003
- Borza, P., Huber, T., Leitner, P., Remund, N. & Graf, W. (2018). How to coexist with the ‘killer shrimp’ *Dikerogammarus villosus*? Lessons from other invasive Ponto-Caspian peracarids. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28:1441-1450. DOI: doi.org/10.1002/aqc.2985
- Bynum, K.H. & Fox, R. S. (1977). New and noteworthy amphipod crustaceans from North Carolina, USA. *Chesapeake Science*, 18:1-33. DOI: doi.org/10.2307/1350362
- Castelló, J. 2017. New and little-known species of isopods (Crustacea, Isopoda) from the Eastern Mediterranean. *Zootaxa*, 4311(2):151–182. DOI: doi.org/10.11646/zootaxa.4311.2.2

- Castelló, J., Bitar, G. & Zibrowius, H. (2020). Isopoda (Crustacea) from the Levantine Sea with comments on the biogeography of mediterranean isopods. *Mediterranean Marine Science*, 21(2):308-339. DOI: doi.org/10.12681/mms.20329
- Chapman, J.W. & Carlton, J.T. (1991). A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*, 11(3):386-400.
- Conlan, K.E., Desiderato, A. & Beermann, J. (2021). Jassa (Crustacea: Amphipoda): a new morphological and molecular assessment of the genus. *Zootaxa*, 4939(1):1-191. DOI: doi.org/10.11646/zootaxa.4939.1
- Connell, S.D. (2000). Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247:183-194. DOI: doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00147-7
- Currie, D.R., McArthur, M.A. & Cohen, B.F. (2000). Reproduction and distribution of the invasive European fanworm *Sabella spallanzanii* (Polychaeta: Sabellidae) in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Biology*, 136:645-656. DOI: doi.org/10.1007/s002270050724
- Dauvin, J.C., Alizier, S., Vallet, C. & Ruellet, T. (2010). Does the Port 2000 harbour construction have an effect on the Seine estuary suprabenthic community? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1):42-50. DOI: doi.org/10.1016/j.ecss.2009.10.005
- Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C. & Duhamel, S. (2006). Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 53:80-90. DOI: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.020
- Douglas, E.J., Townsend, M., Tait, L.W., Greenfield, B.L., Graeme, I.J. & Lohrer, A.M. (2020). *Sabella spallanzanii* and Seafloor Biodiversity Enhancement in a Marine Soft-Sediment System. *Diversity*, 12 (6):228. DOI: doi.org/10.3390/d12060228
- Espinosa-Pérez, M.C. & Hendrickx, M. (2001). The genus *Paracerceis* Hansen, 1905 (Isopoda, Sphaeromatidae) in the eastern tropical Pacific, with the description of a new species. *Crustaceana*, 74(11):1169-1187. DOI: doi.org/10.1163/15685400152885165
- Etcheber, H., Taillez, A., Abril, G., Garnier, J., Servais, P., Moatar, F. & Commarieu, M.C. (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity máxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*, 588:245-259. DOI: doi.org/10.1007/s10750-007-0667-9
- European Commission. (2011). Guidelines on the Implementation of the Birds and Habitats Directives in Estuaries and Coastal Zones with Particular Attention to Port Development and Dredging. DOI: doi.org/10.2779/44024

- Evans, M.C., Watson, J.E.M., Fuller, R.A., Venter, O., Bennett, S.C., Marsack, P.R. & Possingham, H.P. (2011). The spatial distribution of threats to species in Australia. *Bioscience*, 61:281–289. DOI: doi.org/10.1525/bio.2011.61.4.8
- 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: doi.org/10.12681/mms.1806
- Fernández-Romero, A., Moreira, J. & Guerra-García, J.M. (2018). Marinas: An overlooked habitat for exploring the relation among polychaete assemblages and environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*, 138:584-597. DOI: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.064
- Fernández-Romero, A., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Arias Rodríguez, A., Moreira, J. & Guerra-García, J.M. (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: doi.org/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: doi.org/10.1080/08927014.2017.1351958
- Foster, V., Giesler, R.J., Wilson, A.M.W., Nall, C.R. & Cook, E.J. (2016). Identifying the physical features of marina infrastructure associated with the presence of non-native species in the UK. *Marine Biology*, 163-173. DOI: doi.org/10.1007/s00227-016-2941-8
- Gavira-O'Neill, K., Guerra-García, J.M., 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: doi.org/10.1007/s12526-016-0563-5
- Glasby, T.M., Connell, S.D., Holloway, M.G. & Hewitt, C.L. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151:887-895. DOI: doi.org/10.1007/s00227-006-0552-5
- Gouillieux, B., & Sauriau, P.G. (2019). *Laticorophium baconi* (Shoemaker, 1934) (Crustacea: Amphipoda: Corophiidae: Corophiini): first record in European marine waters. *BioInvasions Records* 8:848-861. DOI: doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.13
- Guerra-García, J.M., Navarro-Barranco, C., Martínez-Laiz, G., Moreira, J., Giráldez, I., Morales, E., Fernández-Romero, A., Florido, M. & Ros, M. (2021a). Assessing environmental pollution levels in marinas. *Science of the Total Environment*, 762:144169. DOI: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144169
- Guerra-García, J.M., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Sedano, F., Espinar, R., Fernández-Romero, A., Martínez-Laiz, G., Cuesta, J.A., Giraldez, I., Morales, E., Florido, M. & Moreira, J. (2021b). Ecological quality assesment of marinas: An integrative approach combining biological and

- environmental. *Journal of Environmental Management*, 286:112237. DOI: doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112237
- Guerra-García, J.M., Ros, M., Dugo-Cota, A., Burgos, V., Flores-León, A.M., Baeza-Rioja, E., Cabezas, M.P. & Núñez, J. (2011). Geographical expansion of the invader *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) to the East Atlantic Coast. *Marine Biology*, 158:2617-2622. DOI: doi.org/10.1007/s00227-011-1754-z
- Guerra-García, J.M., Tierno de Figueroa, J.M., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Sánchez-Moyano, J.E. & Moreira, J. (2014). Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracaida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85: 508-517. DOI: doi.org/10.1016/j.seares.2013.08.006
- Hagy, J.D., Boynton, W.R. & Jasinski, D.A. (2005). Modelling phytoplankton deposition on the Chesapeake Bay sediments during winter-spring: interannual variability in relation to river flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(1):25-40. DOI: doi.org/ 10.1016/j.ecss.2004.08.004
- Hirayama, A. (1986). Marine gammaridean Amphipoda (Crustacea from Hong Kong: the family Corophiidae, genus *Corophium*. Proceedings of the Second International Marine Biological Workshop: The marine fauna and flora of Hong Kong and southern China. Hong Kong University Press, 449–484.
- Holloway, M.G. & Keough, M.J. (2002) An introduced polychaete affects recruitment and larval abundance of sessile invertebrates. *Ecological Applications*, 16(2): 1803-1823. DOI: doi.org/10.2307/3099939
- 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).
- Johnson, W.S., Stevens, M. & Watling, L. (2001). Reproduction and development of marine peracaridans. *Advances in Marine Biology*, 39:105-260. DOI: doi.org/10.1016/S0065-2881(01)39009-0
- Jones, C. G., Lawton, J. H., and Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69:373–386. DOI: doi.org/10.2307/3545850
- Kenworthy, J.M., Rollanda, G., Samadi, S. & Lejeusne, C. (2018). Local variation within marinas: Effects of pollutants and implications for invasive species. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 98-106. DOI: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.001
- Larsen, K. & Froufe, E. (2013). A new polymorphic species of *Leptochelia* (Crustacea: Tanaidacea) from Guinea Bissau, West Africa, with comments of genetic variation within *Leptochelia*. *African Invertebrates*, 54:105– 125. DOI: doi.org/10.5733/afin.054.0105

- Lorenti, M., Dappiano, M. & Gambi, M. (2009). Occurrence and ecology of *Mesanthura* (Crustacea: Isopoda: Anthuridea) in two Italian harbours. *Marine Biodiversity Records*, 2:e48. DOI: doi.org/10.1017/S1755267209000542
- Mann, K.H. & Lazier, J.R.N. (2005). Dynamics of marine ecosystems: biological–physical interactions in the oceans. Blackwell Publishing: 254-284. DOI: 10.1002/9781118687901
- 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: doi.org/10.3989/scimar.04238.03<sup>a</sup>
- Marchini, A. & Cardeccia, A. (2017). Alien amphipods in a sea of troubles: cryptogenis species, unresolved taxonomy and overlooked introductions. *Marine Biology*, 164(69). DOI: doi.org/10.1007/s00227-017-3093-1
- Marchini, A., Sorbe, J.C., Torelli, F., Lodola, A. & Occhipinti-Ambrogi. (2014). The non-indigenous *Paranthura japonica* Richardson, 1909 in the Mediterranean Sea: travelling with shellfish? *Mediterranean Marine Science*, 15(3):545-553. DOI: doi.org/10.12681/mms.779
- Martínez-Laiz, G., Ros, M. & Guerra-García, J.M. (2018). Marine exotic isopods from the Iberian Peninsula and nearby waters. *PeerJ*, [Online]. DOI: doi.org/10.7717/peerj.4408
- Martínez-Laiz, G., Ros, M., Guerra-García, J.M., Marchini, A., Fernández-González, V., Vázquez-Luis, M., Lionell, M., Scribano, G., Sconfiatti, R., Ferrario, J., Ulman, A., Costa, A.C., Micael, J., Poore, A., Cabezas, M.P. & Navarro-Barranco, C. (2020). Scientific collaboration for early detection of invaders results in a significant update on estimated range: lessons from *Stenothoe georgiana* Bynum & Fox 1977. *Mediterranean Marine Science*, 21(2): 464-48. DOI: doi.org/10.12681/mms.22583
- 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: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.050
- Miller, M.A. (1968). Isopoda and Tanaidacea from buoys in coastal waters of the continental United States, Hawaii, and the Bahamas (Crustacea). *Proceedings of the United States National Museum*, 125(3652):1-53. DOI: doi.org/10.5479/si.00963801.125-3652.1
- 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*, 99-118. DOI: doi.org/10.1007/1-4020-4504-2\_6
- Mizzan, L. (1999). Le specie alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia: il punto della situazione. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale de Venezia*, 49:145-17.

- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. & Spalding, M.D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(9):485-492. DOI: doi.org/10.1890/070064
- Navarro-Barranco, C., Gribben, P.E., Ledet J.J. & Poore, A.G. (2022). Habitat-complexity regulates the intensity of facilitation along an environmental stress gradient. *Oikos*, 2022(4):e08818. DOI: doi.org/10.1111/oik.08818
- Nunes, R.A.O., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., Calderay-Cayetano, F., Durán-Grados, V., Moreno-Gutiérrez, J.M., Jalkanen, J.P., Hannuniemi, H. & Sousa, S.I.V. (2020). Shipping emissions in the Iberian Peninsula and the impacts on air quality. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(15):9473-9489. DOI: doi.org/10.5194/acp-20-9473-2020
- O'Higgins, T.G., Ferraro, S.P., Dantin, D.D., Jordan, S.J. & Chintala, M.M. (2010). Habitat scale mapping of fisheries ecosystem service values in estuaries. *Ecology & Society*, 15(4):7. [Online]. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art7/>
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Gollasch, S., Marchini, A., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A. & Olenin, S. (2014). Identifying the top issues of marine invasive alien species in Europe. *Management of Biological Invasions*, 5(2):81-84. DOI: doi.org/10.3391/mbi.2014.5.2.01
- Pecl, G.T., Araujo, M.B., Bell, J.D., Blanchard J., Bonebrake, T.C., Clark, T.D., Colwell, R.K., Danielsen, F., Evengard, B., Falconi, L., Ferrer, S., Frusher, S., García, R.A., Griffis, R.B., Hobday, A.J., Scheepers, C.J., Jarzyna, M.A., Jennings, S., Lenoir, J., Linnetved, H.L., Martín, V.Y., McCormack, P.C., McDonald, J., Mitchell, N.J., Mustonen, T., Pandolfj, J.M., Pettorelli, N., Popova, E., Robinson, S.A., Scheffers, B.R., Shaw, J.D., Sorte, C.J.B., Strugnell, J.M., Sunday, J.M., Verges, A., Villanueva, C., Wernberg, T., Wapstra, E. & Williams, S.E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impact on ecosystems and human well-being. *Science*, 355:6332. DOI: doi.org/10.1126/science.aai9214
- Pierri, C., Colangelo, P., Del Pasqua, M., Longo, C. & Giangrande, A. (2019). Consequences of the experimental removal of *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) from the fouling assemblage of a Mediterranean harbour. *Mediterranean Marine Science*, 20(3):476-486. DOI: doi.org/10.12681/mms.19732
- Pinto, R., de Jonge, V.N. & Marques, J.C. (2014). Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: application of a conceptual framework. *Ecological Indicators*, 36:644-655. DOI: doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.015
- Poore G.C.B. & Lew-Ton H.M. (1986). Mesanthura (Crustacea: Isopoda: Anthuridae) from South-Eastern Australia. *Memoirs of the Museum of Victoria*, 47(1):87-104. URL: <http://biodiversitylibrary.org/page/39521490>

- Preisler, R.K., Wasson, K., Wolff, W.J. & Tyrrell, M.C. (2009). Invasions of Estuaries vs the Adjacent Open Coast: A Global Perspective. *Biological Invasions in Marine Ecosystems. Ecological Studies*, 204. DOI: doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9\_33
- Prumm, M. & Iglesias, G. (2016). Impacts of port development on estuarine morphodynamics: Ribadeo (Spain). *Ocean & Coastal Management*, 130:58-72. DOI: doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.05.003
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J. & Richardson, D.M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 95(6):1511-1534. DOI: doi.org/10.1111/brv.12627
- Read, G.B., Inglis, G., Stratford, P. & Ahyong, S.T. (2011). Arrival of the alien fanworm *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) (Polychaeta: Sabellidae) in two New Zealand harbours. *Aquatic Invasions*, 6(3): 273-279.
- Revanales, A.T., Saenz-Arias, P., Ruiz-Velasco, S., Pastor-Montero, M., Martínez-Laiz, G., Navarro-Barranco, C., Guerra-García, J.M. & Ros, M. (2022). Introducciones silenciosas en el Estrecho de Gibraltar y áreas próximas: el caso del crustáceo exótico *Laticorophium baconi* (Shoemaker, 1934). *Almoraima, Revista de Estudios Gibraltareños* [In Press].
- Ros, M., Guerra-García, J.M., Lignot, J.H. & Rivera-Ingraham, G.A. (2021). Environmental stress responses in sympatric congeneric crustaceans: Explaining and predicting the context-dependencies of invader impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 170:112621. DOI: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112621
- Ros, M., Guerra-García, J.M., Macías, M., Saavedra, A. & López-Fe, C. (2013b). Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain. *Marine Biology Research*, 9:293-305. DOI: doi.org/10.1080/17451000.2012.739695
- Ros, M., Guerra-García, J.M., Navarro-Barranco, C., Cabezas, M.P. & Vázquez-Luis, M. (2014). The spreading of the non-native caprellid (Crustacea: Amphipoda) *Caprella scaura* Templeton, 1836 into southern Europe and northern Africa: a complicated taxonomic history. *Mediterranean Marine Science*, 15(1):145-155. DOI: doi.org/10.12681/mms.469
- Ros, M., Vázquez-Luis, M. & Guerra-García, J.M. (2013a). The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *The Journal of Sea Research*, 83:94-103. DOI: doi.org/10.1016/j.seares.2013.04.004
- Ros, M., Vázquez-Luis, M. & Guerra-García, J.M. (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
- Ruiz-Velasco, S., Guerra-García, J.M., López-Fe de la Cuadra, C.M. & Ros, M. (2022). 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 *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, 16:13-22.
- Saenz-Arias, P., Navarro-Barranco, C. & Guerra-García, J.M. (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: doi.org/10.12681/mms.26800
- Saenz-Arias, P., Navarro-Barranco, C. & Guerra-García, J.M. (2020). Seguimiento temporal de la comunidad de anfípodos (Crustacea, Peracarida) asociada al briozoo *Bugula neritina* en el puerto deportivo de La Alcaidesa (La Línea de la Concepción, Cádiz). *Almoraima. Revista de Estudios Campogibraltareros*, 53:169-180.
- Sánchez-Moyano, J.E. & García, Gómez, J.C. (1998). The arthropod community, especially crustácea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. *Journal of Coastal Research*, 14(3):1119-1133.
- Sardain, A., Sardain, E. & Leung, B. (2019). Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability* 2(4):274-282. DOI: doi.org/10.1038/s41893-019-0245-y
- Sellheim, K., Stachowicz, J.J. & Coates, R.C. (2010). Effects of a nonnative habitat-forming species on mobile and sessile epifaunal communities. *Marine Ecology Progress Series*, 398: 69-80.
- Sen, S., Sivrikaya, H., Yalcin, M., Bakir, K. & Öztürk, B. (2010) Fouling and boring organisms deteriorating various European and tropical woods on the Turkish coast line. *African Journal of Biotechnology*, 9(17): 2566-2573. DOI: doi.org/10.5897/AJB09.1414
- Simberloff D. & von Holle B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown. *Biological Invasions*, 1: 21–32. DOI: doi.org/10.1023/A:1010086329619
- Storey, M. (1996). Native and introduced species of the genus *Corophium* (Crustacea:Amphipoda) in Southeastern Australia. Doctoral dissertation, University of Melbourne, Australia.
- Tamburini, M., Keppel, E., Marchini, A., Repetto, M.F., Ruiz, G.M., Ferrario, J. & Occhipinti-Ambrogi. (2021). Monitoring non-indigenous species in port habitats: first application of a standardized north american in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, [Online]. DOI: doi.org/10.3389/fmars.2021.700730
- Ulman, A., Ferrario, J., Forcada, A., Arvanitidis, C., Occhipinti-Ambrogi, A. & Marchini, A. (2019). A Hitchhiker's guide to Mediterranean marina travel for alien species. *Journal of Environmental Management*, 241: 328-339. DOI: doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.011

- Ulman, A., Ferrario, J., Occhipinti-Ambrogi, A., Arvanitidis, C., Bandi, A., Bertolino, M., Bogi, C., Chatzigeorgiou, G., Cicek, B.A., Deidun, A., Ramos-Esplá, A., Kocak, C., Lorenti, M., Martínez-Laiz, G., Merlo, G., Princisgh, E., Scribano, G. & Marchini, A. (2017). A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas. *PeerJ*, [Online]. DOI: doi.org/10.7717/peerj.3954
- Underwood, A.J., Chapman, M.G. & Richards, S.A. (2002). GMAV-5 for Windows. An analysis of variance programme. Centre for Research on Ecological Impacts of Coastal Cities. Marine Ecology Laboratories, University of Sydney, Australia.
- Valerio-Berardo, M.T. y De-Souza, A.M.T. (2009). Description of two new species of the Corophiidae (Amphipoda, Crustacea) and register of *Laticorophium baconi* (Shoemaker, 1934) from Brazilian waters. *Zootaxa*, 2215:55-68. DOI: doi.org/10.5281/zenodo.189937
- Vilizzi, L., Copp, G.H., Hill, J.E., Adamovich, B., Aislabie, L., Akin, D., Al-Faisal, A.J., Almeida, D., Azmai, M.A., Bakiu, R. & Bellati, A. (2021). A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of the Total Environment*, 788:147868. DOI: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147868
- Wang, X., Li, W., Xu, C., Wang, S., Wang, Y., Li, Y. & Liu, X. (2021). Anthropogenic habitat loss accelerates the range expansion of a global invader. *Diversity and Distributions*, 28(8):1610-1619. DOI: doi.org/10.1111/ddi.13359
- Williams, S.L. & Grosholz, E.D. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries and Coasts*, 31:3-20. DOI: doi.org/10.1007/s12237-007-9031-6
- World Register of Introduced Marine Species. [Online]. Último acceso: 15/08/2022. URL: <https://www.marinespecies.org/introduced/>
- World Register of Marine Species. [Online]. Último acceso: 12/08/2022. URL: <https://www.marinespecies.org/>
- Zabin, C., Ashton, G.V., Brown, C.W., Davidson, I.C., Sytsma, M.D. & Ruiz, G.M. (2014). Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5:97-112. DOI: doi.org/10.3391/mbi.2014.5.2.03
- Zenetos, A. & Galanidi, M. (2020). Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records*, 13(10). DOI: doi.org/10.1186/s41200-020-00191-4
- Zenetos, A., Albano, P.G., López-García, E., Stern, N., Tsiamis, K. & Galanidi, M. (2022). Established non-indigenous species increased by 40% in 11 years in Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 23(1). DOI: doi.org/10.12681/mms.29106