

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)

Pablo Sáenz-Arias / Carlos Navarro-Barranco / José Manuel Guerra-García

Recibido: 1 de abril de 2020 / Revisado: 6 de abril de 2020 / Aceptado: 24 de abril de 2020 / Publicado: 30 de noviembre de 2020

RESUMEN

Los puertos deportivos desempeñan un papel fundamental en la dispersión de especies marinas exóticas. El presente estudio, realizado en el puerto de La Alcaidesa durante el periodo 2010-2019, reveló la presencia de trece especies de crustáceos anfípodos asociados al *fouling* de pantalanés flotantes. Aunque la composición de especies fue homogénea a lo largo del año, se registraron mayores abundancias en los meses más cálidos. El briozoo *Bugula neritina* resultó útil como sustrato para monitorizar los anfípodos exóticos presentes: *Jassa slatteryi*, *Stenothoe georgiana* y *Caprella scaura*. La llegada de esta última coincidió con la desaparición de la nativa *Caprella equilibra*.

Palabras clave: Anfípodos, *Bugula neritina*, fouling, especies exóticas, estrecho de Gibraltar.

ABSTRACT

Marinas play a key role in the dispersal of exotic marine species. The present study, carried out in the port of La Alcaidesa during the period 2010-2019, revealed the presence of thirteen species of amphipod crustaceans associated with fouling of floating pontoons. Although the composition of species was homogeneous throughout the year, greater abundances were recorded in the warmer months. The bryozoan *Bugula neritina* was useful as a substrate to monitor the exotic amphipods present: *Jassa slatteryi*, *Stenothoe georgiana* and *Caprella scaura*. The arrival of the latter coincided with the disappearance of the native *Caprella equilibra*.

Keywords: Amphipod, *Bugula neritina*, fouling, exotic species, strait of Gibraltar.

1. INTRODUCCIÓN

El Mediterráneo es el mar con mayor número de especies invasoras, siendo los crustáceos uno de los grupos principales en cuanto a tasa de incremento anual y número total de especies invasoras registradas (Ulman *et al.*, 2017; Zenetos *et al.*, 2012). La navegación de recreo constituye uno de los principales vectores de dispersión de especies invasoras (Bax *et al.*, 2003). Los puertos deportivos contienen numerosos elementos flotantes que ofrecen una gran superficie para el establecimiento de organismos de las comunidades incrustantes o del *fouling* (Connell, 2000). Además, estas estructuras no suelen tratarse con productos *antifouling*, lo que favorece

el crecimiento de estos organismos (Minchin, 2007). De este modo, los puertos deportivos favorecen la rápida dispersión secundaria de las especies exóticas, pudiendo actuar como fuente de propágulos para la colonización de zonas naturales próximas y otras embarcaciones, las cuales transportarán dichas especies a otras regiones (Murray *et al.*, 2011; Ferrario *et al.*, 2017).

La bahía de Algeciras representa 30 km de la línea de costa del estrecho de Gibraltar, caracterizada por la presencia de numerosas áreas industriales (Wait *et al.*, 1990). La actividad de estas industrias ha generado un gradiente de polución a lo largo de la bahía que condiciona a

la comunidad macrobentónica sésil (Carballo *et al.*, 1996). El elevado grado de polución no solo favorece el dominio de especies generalistas, sino que, junto al intenso tráfico marítimo (Guerra-García *et al.*, 2015), hace de la bahía un *hotspot* de 'polución biológica' como consecuencia del asentamiento de especies exóticas (Ros *et al.*, 2015). La comunidad del *fouling* de la bahía de Algeciras está caracterizada por la dominancia del briozoo erecto *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) (Conradi *et al.*, 2000). Las principales características de este briozoo son: (1) presencia anual, (2) elevada complejidad estructural, (3) escasas estructuras defensivas, (4) baja compactación (Ros *et al.*, 2013) y (5) tolerancia a pinturas *antifouling* (Piola & Johnston, 2006). Estas características hacen de *B. neritina* un substrato capaz de albergar una comunidad epibionte muy diversa y una herramienta eficaz para el seguimiento temporal de las especies asociadas.

Los organismos dominantes en la comunidad vágil del *fouling* son los anfípodos (Crustacea, Peracarida) (Conradi *et al.*, 1997). Este orden de crustáceos está representado por casi 10000 especies, presentes en sistemas marinos, dulceacuícolas y terrestres (Lowry & Myers, 2017). Desempeñan un papel ecológico muy relevante, sirven de alimento a muchos peces y son útiles como bioindicadores de contaminación (Jiménez-Prada *et al.*, 2015; Guerra-García *et al.*, 2009).

Los objetivos de este estudio son (1) realizar un seguimiento estacional e interanual de la comunidad de anfípodos asociados a *B. neritina*, con especial atención a las especies exóticas y (2) comparar la composición de especies de anfípodos recolectados sobre el briozoo *B. neritina* (substrato seleccionado en el estudio) y los obtenidos mediante rascados de toda la comunidad del *fouling* de la pared de los pantalanes. De esta forma se podría verificar si el estudio de los anfípodos sobre *B. neritina* refleja la composición global de toda la comunidad de anfípodos de los pantalanes flotantes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio y recogida de muestras

El estudio se realizó en el puerto deportivo La

Alcaidesa (36°09'27.8"N 5°21'34.8"W), ubicado en el interior de la bahía de Algeciras.

Para el seguimiento estacional se tomaron tres réplicas al azar del briozoo *B. neritina* bimensualmente desde julio de 2010 hasta julio de 2011. Cada réplica consistió en una colonia bien desarrollada, separadas entre sí por, al menos, diez metros (Ros *et al.*, 2013b). Todas las muestras fueron tomadas del lateral de los pantalanes flotantes, cerca de la superficie del agua, y se fijaron en etanol 95%. Las variables temperatura (°C) y salinidad (psu) fueron medidas *in situ* con un conductivímetro CRISON MM40. Se tomaron tres réplicas al azar de ambas variables en cada muestreo, calculando su valor medio y desviación estándar.

Para el seguimiento interanual, se recolectaron tres réplicas al azar de *B. neritina* en julio de 2017 y a finales de abril en 2019. En julio de 2017 también se tomaron tres réplicas de toda la comunidad sésil. Las réplicas consistieron en cuadrículas de 15x15 cm de las que se retiró el *fouling* adherido a la superficie lateral del pantalán mediante rascado. Los organismos sésiles rascados fueron fijados en etanol 95%.

2.2 Procesamiento en el laboratorio

Cada réplica conservada en etanol se filtró mediante un tamiz de 0,5 mm de luz de malla. Los anfípodos se separaron y se identificaron hasta el nivel de especie y su abundancia se expresó en individuos/1000 ml de substrato. Dicho volumen se cuantificó mediante la diferencia entre el volumen final y el volumen inicial tras introducir el substrato en una probeta graduada rellena de agua.

2.3 Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) para comprobar si existían diferencias significativas en la abundancia (N), el número de especies (S), la diversidad expresada como el índice de Shannon-Wiener (H' , loge; Shannon & Weaver, 1963) y la equitatividad mediante el índice de Pielou (J' ; Pielou, 1966) entre las comunidades de *B. neritina* y del rascado en el año 2017. Previo a la ejecución del ANOVA, se realizó el test C de Cochran para estudiar la homocedasticidad entre los grupos. Los análisis

univariantes se realizaron con el programa GMAV 5. A nivel de comunidad, se realizaron análisis ANOVA multivariantes con permutaciones (PERMANOVA) con el objetivo de evaluar la existencia de diferencias en la estructura de la comunidad obtenida a partir de las rascados y la presente en las muestras de *B. neritina*. Los análisis PERMANOVA se basaron en una matriz de similaridad de Bray-Curtis a partir de los datos de abundancia de especies no transformados. Adicionalmente, para evaluar los cambios en la composición de especies, se realizó otro PERMANOVA basado en una matriz transformada por presencia/ausencia. Los análisis multivariantes se realizaron con el programa PRIMER v6 + PERMANOVA.

3. RESULTADOS

3.1 Seguimiento estacional

Durante el periodo 2010-2011, se recolectaron 4461 individuos asociados a *B. neritina*, pertenecientes a nueve especies de anfípodos (Tabla 1). La especie más abundante fue el anfípodo exótico *Jassa slatteryi* Conlan, 1990 con un 63,9%, seguida de los nativos *Caprella equilibra* Say, 1818 y *Elasmopus rapax* Costa, 1853, representando un 17,2% y un 6,3%, respectivamente. Estas tres especies estuvieron presentes en todos los meses de estudio.

El patrón de abundancia total mostró sus valores máximos durante los meses de mayo y julio (Lámina 1). Aunque este patrón estaba principalmente determinado por la dinámica temporal de *Jassa slatteryi*, otras

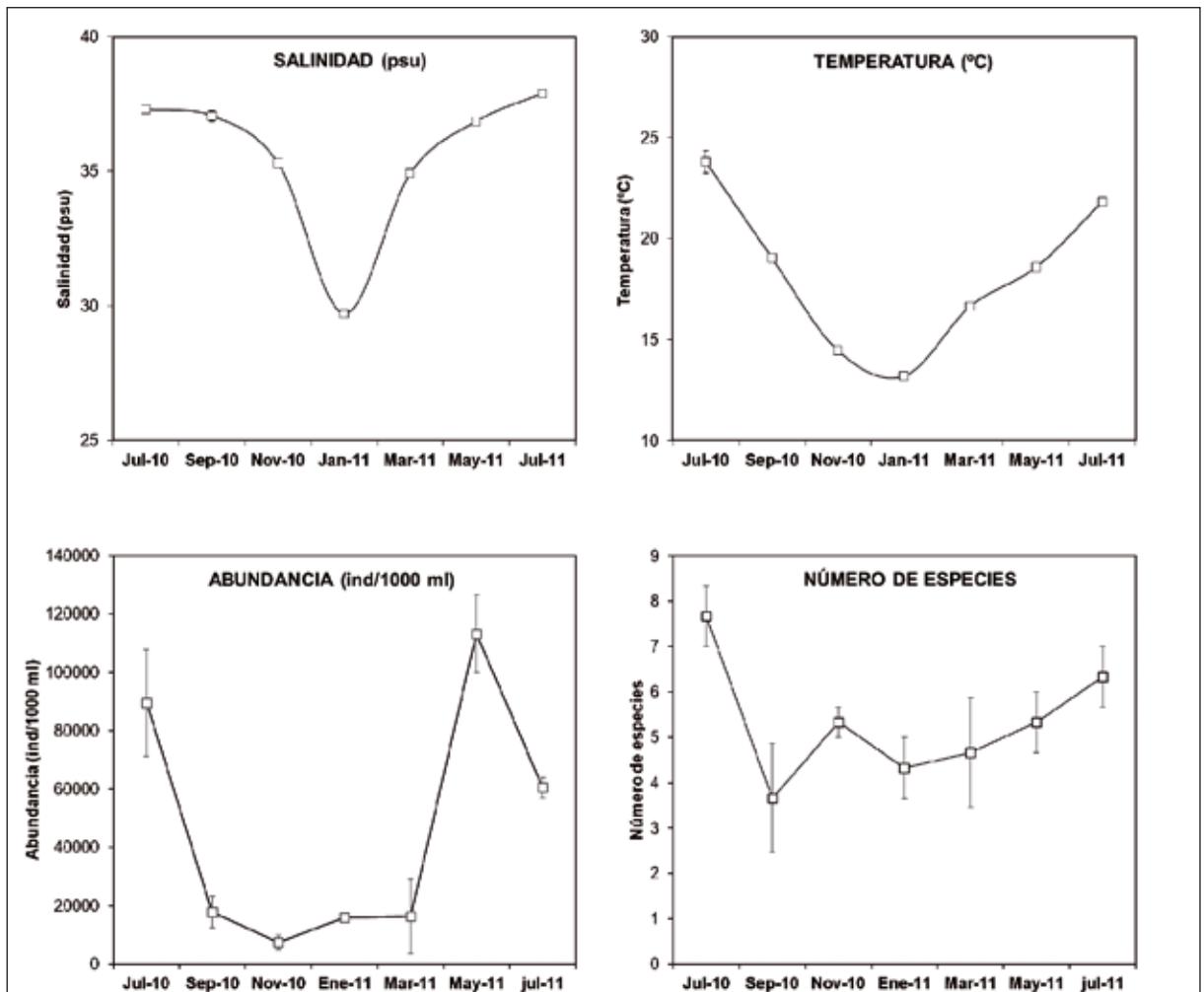


Lámina 1. Valores de salinidad, temperatura, abundancia y número de especies de anfípodos en el periodo julio 2010-julio 2011 (media ± desviación estándar).

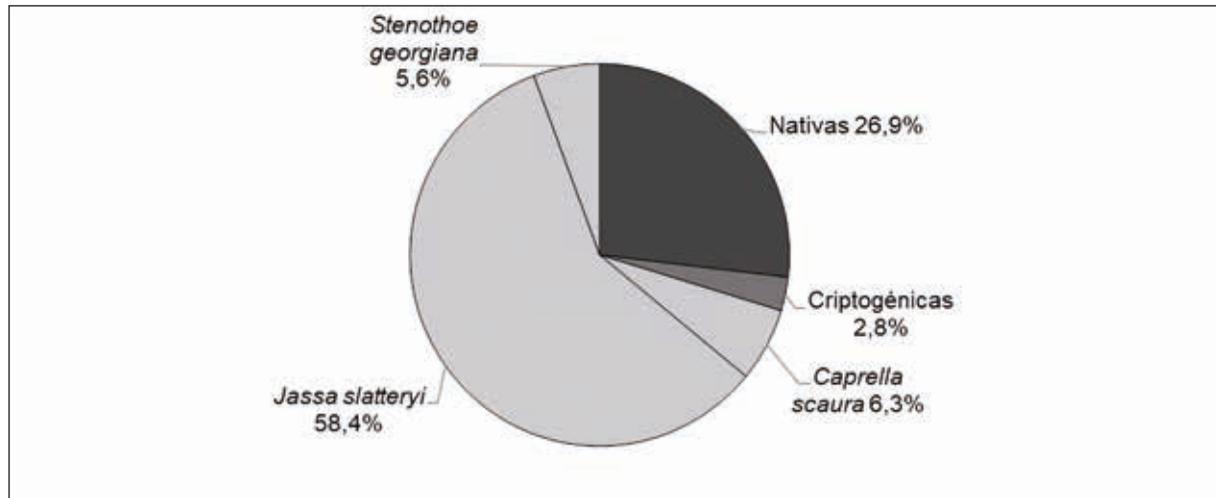


Lámina 2. Abundancia relativa (%) de especies nativas (gris oscuro), criptogénicas (gris) y exóticas (gris claro) presentes en *Bugula neritina* en el periodo julio 2010-julio 2011

especies dominantes tales como *C. equilibra*, *Apocorophium acutum* (Chevreux, 1908) o *Stenothoe georgiana* Bynum & Fox, 1977, también tuvieron las abundancias más altas durante estos meses.

Por otro lado, el número de especies de anfípodos alcanzó su máximo en julio de 2010, cuando las nueve especies estuvieron presentes simultáneamente. Se observó una tendencia creciente desde enero de 2010 hasta julio de 2011 (Lámina 1). Seis de las nueve especies estuvieron presentes en todos los meses de muestreo. *Gammaropsis maculata* (Johnston, 1828) solo apareció en julio de 2010 y *Coxischyrocerus inexpectatus* (Ruffo, 1959) estuvo ausente en septiembre de 2010 y en enero y mayo de 2011. Finalmente, la especie introducida *Stenothoe georgiana* fue encontrada en todos los meses de estudio, salvo en septiembre de 2010.

3.2 Variación interanual

Durante los muestreos interanuales se recolectaron 4970 anfípodos pertenecientes a diez especies. Nueve de estas especies fueron las mismas que las presentes en el seguimiento estacional del periodo 2010-2011. La décima especie fue el anfípodo caprelídeo exótico *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Tabla 2).

Cinco de las diez especies estuvieron presentes durante todos los años de estudio, entre ellas las exóticas *J. slatteryi* y *S. georgiana*. Las

especies *Erichthonius brasiliensis* (Dana, 1853) y *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1953) no se encontraron en las muestras de 2019. *Gammaropsis maculata* solo apareció en 2010. *C. equilibra* estuvo presente en 2010 y 2011, sin embargo, desapareció en 2017 y 2019, coincidiendo con la aparición en 2017 y 2019 de *C. scaura*.

Aunque solo tres de las diez especies presentes eran especies introducidas, *J. slatteryi*, *S. georgiana* y *C. scaura* representaron el 70,3% de los anfípodos asociados a *B. neritina* en el periodo de estudio (Lámina 2).

3.3 Comparación de la metodología

La contribución en porcentaje sobre el volumen total de cada uno de los substratos encontrados en el raspado fue la siguiente: *B. neritina* (66,4%), *Ellisolandia elongata* (26,2%), *Amathia verticillata* (5,6%), *Tricellaria inopinata* (0,9%) y *Mytilus* sp. (0,9%).

De las trece especies de anfípodos recolectadas en la comparación del raspado y de *B. neritina* de 2017, doce se encontraron en el raspado y ocho en el briozoo. *Monocorophium acherusicum* solo apareció en *B. neritina*, mientras que los anfípodos *Apolochus cf neapolitanus* (Della Valle, 1893), *Caprella acanthifera* Leach, 1814, *Lembos aff websteri* Spence Bate, 1857, *Phtisica marina* Slabber, 1769 y *Stenothoe monoculoides* (Montagu, 1813) estuvieron solo en el raspado. Sin embargo,

	Julio 2010	Septiembre 2010	Noviembre 2010	Enero 2011	Marzo 2011	Mayo 2011	Julio 2011
<i>Apocorophium acutum</i>	1283 ± 740	808 ± 467	588 ± 339	196 ± 113	368 ± 212	1381 ± 797	5541 ± 3199
<i>Caprella equilibra</i>	9731 ± 5618	11547 ± 6667	58 ± 33	1443 ± 833	236 ± 136	10426 ± 6019	10954 ± 6324
<i>Elasmopus rapax</i>	3736 ± 2157	8186 ± 4726	2567 ± 1482	505 ± 292	118 ± 68	962 ± 556	3250 ± 1876
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	2488 ± 1437	866 ± 500	263 ± 152	330 ± 190	56 ± 32	5364 ± 3097	938 ± 542
<i>Gammaropsis maculata</i>	160 ± 93	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Coxischyrocerus inexpectatus</i>	1224 ± 706	0 ± 0	110 ± 63	0 ± 0	1060 ± 612	0 ± 0	165 ± 95
<i>Jassa slatteryi</i>	27241 ± 15728	3006 ± 1736	1629 ± 941	2740 ± 1582	19693 ± 11370	35862 ± 20705	17198 ± 9930
<i>Monocorophium acherusicum</i>	577 ± 333	192 ± 111	801 ± 462	577 ± 333	589 ± 340	3546 ± 2047	1443 ± 833
<i>Stenothoe georgiana</i>	1728 ± 998	289 ± 167	0 ± 0	716 ± 413	333 ± 192	2778 ± 1604	1470 ± 849

Tabla 1. Abundancia (individuos/1000 ml) de anfípodos asociados a *Bugula neritina* en los años 2010, 2011, 2017 y 2019 (media ± error estándar).

	Estatus	2010	2011	2017	2019
<i>Apocorophium acutum</i>	N	✓	✓	✓	✓
<i>Caprella equilibra</i>	N	✓	✓	✗	✗
<i>Caprella scaura</i>	I	✗	✗	✓	✓
<i>Elasmopus rapax</i>	N	✓	✓	✓	✓
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	C	✓	✓	✓	✗
<i>Gammaropsis maculata</i>	N	✓	✗	✗	✗
<i>Coxischyrocerus inexpectatus</i>	N	✓	✓	✓	✓
<i>Jassa slatteryi</i>	I	✓	✓	✓	✓
<i>Monocorophium acherusicum</i>	C	✓	✓	✓	✗
<i>Stenothoe georgiana</i>	I	✓	✓	✓	✓

Tabla 2. Presencia/ ausencia y estatus de las especies de anfípodos asociados a *Bugula neritina* en los años 2010, 2011, 2017 y 2019 (N=nativa, C=criptogénica e I=introducida). Reemplazo por exclusión señalado en gris

todas las especies encontradas exclusivamente siguiendo una de las dos metodologías mostraron abundancias y frecuencias de aparición muy reducidas. Por otro lado, las tres especies introducidas se encontraron en ambas comunidades.

Los análisis multivariantes realizados no mostraron diferencias significativas en la estructura de la comunidad del rascado y la presente en *B. neritina*. Esta ausencia de diferencias fue obtenida tanto en el PERMANOVA realizado con los valores de abundancia sin transformar ($Pseudo-F=3,16$, $P=0,06$) como en el análisis realizado con los valores de presencia-ausencia (en este caso de una forma aún más evidente; $Pseudo-F=2,46$, $P=0,12$).

Los resultados del análisis ANOVA mostraron que no existían diferencias significativas entre la abundancia de anfípodos asociados a *B. neritina* (20366,67 ± 8717,86; media ± error estándar) y los correspondientes al rascado (6396,11 ± 2453,39) ($F=2,380$; $P=0,198$). Tampoco se encontraron

diferencias significativas en el número de especies (*B. neritina*: $6 \pm 0,58$; rascado: $8 \pm 0,58$, $F=6,000$; $P=0,070$), en la diversidad de Shannon H' (*B. neritina*: $1,16 \pm 0,29$; rascado: $1,37 \pm 0,04$, $F=1,468$; $P=0,292$) ni en la equitatividad de Pielou J' (*B. neritina*: $0,50 \pm 0,30$; rascado: $0,66 \pm 0,03$, $F=0,848$; $P=0,409$).

4. DISCUSIÓN

4.1 Seguimiento estacional

Las mayores abundancias de anfípodos se recolectaron durante los meses más cálidos, coincidiendo con el periodo de mayor abundancia del briozoo *B. neritina* (Ros *et al.*, 2015). Estudios previos en la bahía mostraron una correlación positiva entre la temperatura del agua y el número de colonias de *B. neritina*, así como entre el número de individuos de crustáceos peracáridos y el peso seco del briozoo (Conradi *et al.*, 2000). Por otra parte, individuos de una misma especie de anfípodo pueden mostrar diferentes patrones de abundancia estacional según la localización y

el substrato sobre el que se encuentren (Guerra-García *et al.*, 2015). No obstante, se han reportado patrones de abundancia similares para las especies aquí dominantes (*J. slatteryi*, *C. equilibra*, *A. acutum*) en otras áreas geográficas y sobre diferentes tipos de substratos (Crawford, 1937; Sconfiatti & Luparia, 1994; Jeong *et al.*, 2007). Por tanto, la dinámica poblacional de estas especies en la bahía de Algeciras parece deberse a las características intrínsecas de dichas especies, y no a la influencia del substrato.

El gradiente de contaminación de la bahía de Algeciras condiciona la abundancia y composición de la comunidad bentónica, marcando dos zonas: una externa en la entrada de la Bahía, caracterizada por un elevado hidrodinamismo y poca materia orgánica en suspensión, y una interna con poco hidrodinamismo y mucha materia en suspensión (Carballo *et al.*, 1996). El puerto de la Alcaidesa se dispone en una zona relativamente interna de la bahía de Algeciras. Estudios previos han demostrado que los anfípodos asociados a *B. neritina* más abundantes en las estaciones internas de la bahía de Algeciras pertenecían a la familia *Ischyroceridae*, salvo en los meses de invierno (Conradi *et al.*, 1997). De hecho, los miembros de esta familia en el periodo 2010-2011, *J. slatteryi*, *C. inexpectatus* y *E. brasiliensis*, representaron el 67,7% de la comunidad de anfípodos. Una hipótesis para explicar la dominancia de esta familia puede ser la cantidad de materia orgánica en suspensión. Muchas especies de la familia *Ischyroceridae*, como el género *Jassa*, son tubícolas semisésiles, filtradores y detritívoros que construyen tubos con materia orgánica y suelen encontrarse asociados a briozoos (Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Jerez, 2017). De esta manera, el elevado nivel de materia orgánica en suspensión de la estación interna de la Bahía favorecería la creación de numerosos microhábitats por este tipo de anfípodos. Sin embargo, otras especies igualmente tubícolas y detritívoras, como *A. acutum*, no alcanzan abundancias tan elevadas como las observadas para *J. slatteryi*, por lo que deben de existir otros factores, además de la materia en suspensión, que expliquen la elevada abundancia de esta especie. El éxito en la dominancia de esta especie puede deberse a

tres características: (1) elevada tasa reproductiva, (2) ciclo de vida anual con dos periodos de reclutamiento y (3) elevada tolerancia a la polución (Jeong *et al.*, 2007; Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Jerez, 2017).

El número de especies y la composición específica a lo largo de los meses de estudio es bastante similar. Estudios previos indican que, a diferencia de la comunidad de las estaciones externas, las estaciones internas de la Bahía presentan comunidades más homogéneas, con especies adaptadas a la turbidez y a los elevados niveles de polución (Conradi *et al.*, 2000).

4.2 Variación interanual

4.2.1 *Caprella scaura*

En el presente estudio, la especie no se encontró en 2010 ni en 2011. Sin embargo, ya estuvo presente en 2017 y se mantuvo en 2019 por lo que parece que *C. scaura* llegó al puerto de la Alcaidesa en el período comprendido entre 2011 y 2017. Aunque el origen de *C. scaura* es desconocido, la especie fue descrita por Templeton en 1816 a partir de ejemplares de Mauricio, en el suroeste del océano y hoy día se ha extendido a numerosas localizaciones, donde se considera una especie invasora Índico (Ros *et al.*, 2013a). *C. scaura* fue detectada por primera vez en el Mediterráneo en 1994, Italia (Krapp *et al.*, 2006). En 2005, fue identificada por primera vez en la península ibérica en la bahía de Roses (Girona) (Martinez & Adarraga, 2008), siendo detectada posteriormente (2009-2010) en varios puertos de la provincia de Cádiz, como en el puerto de Chipiona o en puerto América (Guerra-García *et al.*, 2011). Actualmente, es uno de los epibiontes dominantes asociados a briozoos y cnidarios en los puertos del sur de la Península (Ros *et al.*, 2015).

Como sucede en muchos otros crustáceos peracáridos, la capacidad de dispersión de los caprelidos es muy reducida, ya que tienen desarrollo directo, sin fase larvaria, y sus apéndices abdominales, utilizados para nadar en otros anfípodos, están muy reducidos (Ros *et al.*, 2013b). Uno de los principales vectores de dispersión para este tipo de especies exóticas marinas es el transporte asociado a las especies sésiles que componen el *fouling* del casco de los

barcos recreativos (Bax *et al.*, 2003). Aunque dichas embarcaciones son un vector eficaz para la dispersión secundaria entre ecosistemas muy transformados, no parecen ser exitosos en la expansión hacia ambientes naturales (Ros, 2015). Esto es debido a que los hábitats artificiales son muy homogéneos entre sí, con estructuras, grado de turbidez y composición del *fouling* similares, lo que favorece la dispersión de especies exóticas entre puertos deportivos (Ros *et al.*, 2014).

Los pantalanes flotantes ofrecen una gran superficie, siempre sumergida y susceptible de ser colonizada (Minchin, 2012). Aunque los barcos deportivos pasan más tiempo amarrados que los comerciales (Floerl, 2002), sus desplazamientos exponen a la comunidad del *fouling* de su casco a fuertes corrientes. Por tanto, los pantalanes podrían actuar como un reservorio estable para *C. scaura*, y las boyas de amarre como intermediaria entre las estructuras artificiales del puerto y el casco del barco (Molina *et al.*, 2017).

La afinidad entre el briozoo *B. neritina* y *C. scaura* puede deberse a la similitud morfológica y cromática entre ambas especies y al bajo grado de compactación de *Bugula*, lo que permite a los caprélidos penetrar en el briozoo y evitar la depredación (Ros *et al.*, 2013b). Por otro lado, la estructura tridimensional del briozoo permite a estos caprélidos ascender en la columna de agua y obtener la materia orgánica en suspensión de la cual esta especie se alimenta (Guerra-García & Tierno de Figueroa, 2009; Ros *et al.*, 2014; Cunha *et al.*, 2017).

Hasta la llegada de *C. scaura*, *C. equilibra* era uno de los caprélidos más abundantes en el *fouling* de los puertos del Mediterráneo (Ruffo & Bellan-Santini, 1993), observándose las abundancias más altas en asociación con *B. neritina* (Conradi *et al.*, 1997, 2000; Ros *et al.*, 2013b). Estudios previos revelaron que ambas especies de caprélidos eran ecológicamente similares y que existía una marcada segregación espacial en los puertos de la península ibérica, con escasa coexistencia (Ros *et al.*, 2015). En aquellas estaciones donde llegaba *C. scaura*, su congénere *C. equilibra* estaba ausente (Guerra-García *et al.*, 2011). Ros *et al.* (2015) sugirieron que las causas de la competencia entre *C. scaura* y *C. equilibra* eran: (1) ambas habitan climas tropicales y

templados, (2) se asocian a sustratos similares, (3) son detritívoros y oportunistas, (4) tienen alta capacidad de dispersión a través de vectores similares y (5) su dinámica reproductiva coincide. Posiblemente el éxito ecológico de *C. scaura* frente a *C. equilibra* sea multifactorial. Las características que hacen a *C. scaura* más competitiva pueden estar relacionadas con la existencia de cuidado parental, un comportamiento más agresivo y la mejor capacidad para adaptar su dieta según el ambiente que habite (Ros *et al.*, 2014; Gavira-O'Neill *et al.*, 2016).

El estrecho de Gibraltar es una zona de especial interés para el estudio de la coexistencia y exclusión de estos dos caprélidos. Los puertos ubicados en el Estrecho están influenciados por mezcla de aguas procedentes del océano Atlántico y del mar Mediterráneo, siendo esta una zona de transición entre áreas dominadas por una y otra especie. Los muestreos de Ros *et al.* (2015) en 2011 relevaron que *C. scaura* dominaba los puertos del golfo de Cádiz, mientras que *C. equilibra* dominaba el mar de Alborán, incluyendo al puerto de La Alcaidesa. El presente estudio refleja una clara sustitución de *C. equilibra* por *C. scaura*, reforzando por tanto los resultados obtenidos por Ros *et al.* (2015) referentes a la escasa capacidad de las dos especies para coexistir en una misma localidad. En el puerto de la Alcaidesa esta sustitución se produjo entre los años 2011 y 2017.

4.2.2 *Jassa slatteryi*

J. slatteryi fue la especie dominante en todos los años de muestreo. Este anfípodo, originario del océano Pacífico, fue registrado por primera vez en el Mediterráneo en Rovinj (Croacia) (Conhlan, 1990). Recientemente también ha sido identificado en las costas de España, Malta y Croacia (Bonifazi *et al.*, 2018). Sin embargo, ya había sido detectado durante muestreos en 2011, asociada a sustrato artificial en cuevas submarinas del mar de Alborán, en el sureste de la península ibérica (Navarro-Barranco *et al.*, 2015). Por tanto, el presente estudio, con individuos recolectados en 2010, constituiría el registro más antiguo de *J. slatteryi* en la costa española del Mediterráneo. Algunos autores afirman que su presencia en el Mediterráneo

había sido subestimada en estudios previos por las similitudes morfológicas entre especies del género *Jassa* (Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Jerez, 2017). Su elevada tolerancia a la polución y su dominancia en el *fouling* hacen que los barcos recreativos y comerciales sean el vector más probable para su entrada en el Mediterráneo (Bonifazi *et al.*, 2018).

A diferencia de lo ocurrido con *C. scaura*, se desconoce el efecto del establecimiento de *J. slatteryi* en especies bentónicas ecológicamente similares.

4.2.3 *Stenothoe georgiana*

Otra de las especies exóticas detectadas en este estudio fue *S. georgiana*, nativo de la costa americana del océano Pacífico y descrito originalmente asociado a esponjas y briozoos. El primer registro de este anfípodo en el Mediterráneo fue en el *fouling* de granjas de peces en Alicante y Murcia en 2010 (Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Jerez, 2017). Estudios posteriores revelaron su presencia en la costa italiana del Mediterráneo, desde el Mar Liguria hasta Sardinia (Ferrario *et al.*, 2017). A pesar de su reciente registro en el Mediterráneo, se cree que *S. georgiana* ha estado siendo subestimada, de manera similar a lo sucedido con *J. slatteryi* (Ulman *et al.*, 2017).

La acuicultura parece ser el vector más probable para su entrada en el Mediterráneo (Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Jerez, 2017), aunque los barcos recreativos pueden haber contribuido a su dispersión (Ulman *et al.*, 2017).

4.3 Comparación de la metodología

La comunidad del *fouling* de la bahía de Algeciras muestra una clara dominancia de *B. neritina* sobre estructuras artificiales, típica del *fouling* de aguas cálidas (Conradi *et al.*, 2000).

Tal y como refleja Guerra-García *et al.* (2015), la composición de la comunidad del *fouling* puede ser característica de cada puerto. Minchin (2012) remarca la utilidad de los puertos deportivos como zonas de muestreo, debido a que el *fouling* queda restringido a los laterales de los pantalanes, siempre sumergidos al desplazarse con la marea. La heterogeneidad de especies sésiles del *fouling* y su facilidad para la recolección en los puertos

deportivos (Guerra-García *et al.*, 2015) hacen del rascado de la comunidad sésil un método sencillo y eficaz para estudiar la comunidad epibionte de la zona. Sin embargo, la composición y abundancia de la comunidad sésil varían tanto espacial como temporalmente (Gavira-O'Neill *et al.*, 2016). Por tanto, las diferencias estacionales en la comunidad vágil debidas a su ciclo de vida o a los cambios ambientales pueden quedar enmascaradas por la influencia de los cambios en el substrato sésil. Por ello, la recolección de un único substrato puede favorecer la comparación espacio-temporal de las comunidades vágiles epibiontes.

Los análisis uni y multivariantes reflejaron la ausencia de diferencias significativas entre los dos métodos de muestreo (rascado vs recolección de *B. neritina*). Por tanto, podemos considerar que las dos metodologías ofrecen la misma información sobre la macrofauna de la bahía. Utilizar a *B. neritina* en lugar de toda la comunidad ofrece varias ventajas: (1) no requiere tener que identificar varias especies sésiles que forman el substrato, (2) está presente durante todo el año y en muchos puertos deportivos y (3) evita las diferencias en la comunidad vágil inherentes a las variaciones en la comunidad sésil.

5. CONCLUSIONES

Los puertos deportivos juegan un papel fundamental en la dinámica de invasión de especies marinas, actuando como reserva de muchos organismos exóticos. El estudio de una única especie sésil presente durante todo el año, como *B. neritina*, permite monitorizar la comunidad vágil del puerto, determinando los momentos de entrada y establecimiento de especies invasoras. El seguimiento estacional de *B. neritina* reveló un aumento de la abundancia de anfípodos asociados durante los meses más cálidos, coincidiendo con el momento de mayor abundancia de la especie dominante *J. slatteryi*. Por otro lado, durante el seguimiento interanual se detectó la presencia de los anfípodos invasores *C. scaura*, *J. slatteryi* y *S. georgiana*. Este estudio constituiría la cita más antigua de *J. slatteryi* en las costas españolas del Mediterráneo. Además, también sitúa el establecimiento de *C. scaura* en el puerto de la Alcadesa entre los años 2011 y 2017. Finalmente, la comparación entre la comunidad

asociada a *B. neritina* y toda la comunidad sésil no mostró diferencias significativas, lo que, junto con su sencilla recolección, hacen de este briozoo un substrato adecuado para evaluar el estado de las comunidades de epifauna vágil de puertos deportivos. ■

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a Irene Cueva, Ángela Saavedra, Manuel Gonzalo-Macías, Sofía Ruiz de Velasco, María Pastor, Gemma Martínez-Laiz y Macarena Ros por la recogida y la separación de las muestras del presente estudio.

También agradecemos al Ministerio de Economía y Competitividad (Proyecto CGL 2017-82739-P, cofinanciado por la Agencia Estatal de Investigación y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional FEDER).

REFERENCIAS

- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., González, E. and Geeves, W. (2003). "Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity". *Marine Policy*, 27(4), pp. 313-323.
- Bonifazi, A., Mancini, E. and 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, pp. 37-41.
- Conlan, K. (1990). "Revision of the crustacean amphipod genus *Jassa* Leach (*Corophioidea: Ischyroceridae*)". *Canadian Journal of Zoology*, 68(10), pp. 2031-2075.
- Connell, S. (2000). "Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247(2), pp. 183-194.
- Conradi, M., López-González, P. and García-Gómez, C. (1997). "The Amphipod Community as a Bioindicator in Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula) Based on a Spatio-Temporal Distribution". *Marine Ecology*, 18(2), pp. 97-111.
- Conradi, M., López-González, P., Cervera, J. and García-Gómez, J. (2000). "Seasonality and spatial distribution of peracarids associated with the bryozoan *B. neritina* in Algeciras Bay, Spain". *Journal of Crustacean Biology*, 20(2), pp. 334-349.
- Crawford, G.I. (1937). "A review of the amphipod genus *Corophium*, with notes on the British species". *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 21(2), pp. 589-630.
- Cunha, A., Maruyama, P. and Jacobucci, G. (2017). "Epiphytic hydroids (*Cnidaria, Hydrozoa*) contribute to a higher abundance of caprellid amphipods (*Crustacea, Peracarida*) on macroalgae". *Hydrobiologia*, 808(1), pp. 251-264.
- Fernandez-Gonzalez, V. and Sanchez-Jerez, P. (2017). "Fouling assemblages associated with off-coast aquaculture facilities: an overall assessment of the Mediterranean Sea". *Mediterranean Marine Science*, 18(1), p. 87.
- Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A. and Marchini, A. (2017). "Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species". *Biofouling*, 33(8), pp. 651-660.
- Floerl, O. (2002). "Intracoastal spread of fouling organisms by recreational vessels". PhD. James Cook University.
- Gavira-O'Neill, K., Guerra-García, J., Moreira, J. and Ros, M. (2016). "Mobile epifauna of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata*: is there a potential invasional meltdown?" *Marine Biodiversity*, 48(2), pp. 1169-1178.
- Guerra-García, J. and Tierno de Figueroa, J. (2009). "What do caprellids (*Crustacea: Amphipoda*) feed on?" *Marine Biology*, 156(9), pp. 1881-1890.
- Guerra-García, J., Ros, M. and Baeza-Rojano, E. (2015). "Seasonal fluctuations and dietary analysis of fouling caprellids (*Crustacea: Amphipoda*) from marinas of southern Spain". *Marine Biology Research*, 11(7), pp. 703-715.
- Guerra-García, J.M., Baeza-Rojano, E., Cabezas, Díaz-Pavón J.J., Pacios, I., García-Gómez, J.J., (2009). "The amphipods *Caprella penantis* and *Hyale schmidtii* as biomonitors of trace metal contamination in intertidal ecosystems of Algeciras Bay, Southern Spain". *Marine Pollution Bulletin* 58, pp. 765-786.
- Guerra-García, J., Ros, M., Dugo-Cota, A., Burgos, V., Flores-León, A., Baeza-Rojano, E., Cabezas, M. and Núñez, J. (2011). "Geographical expansion of the invader *Caprella scaura* (*Crustacea: Amphipoda: Caprellidae*) to the East Atlantic coast". *Marine Biology*, 158(11), pp. 2617-2622.

- Jeong, S., Yu, O. and Suh, H. (2007). "Life History and Reproduction of *Jassa slatteryi* (Amphipoda, Ischyroceridae) on a Seagrass Bed (*Zostera Marina* L.) in Southern Korea". *Journal of Crustacean Biology*, 27(1), pp. 65-70.
- Jiménez Prada, P., Hachero Cruzado, I., & Guerra García, J. M. (2015). "Importancia de los anfípodos en la dieta de especies de interés acuícola del litoral andaluz". *Zoologica baetica*, 26, 3-29.
- Krapp, T., Lang, C., Libertini, A. and Mezler, R., (2006). "*Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Amphipoda: Caprellidae) in the Mediterranean". *Organisms Diversity & Evolution*, 6(2), pp. 77-81.
- Lowry, J. and Myers, A. (2017). "A Phylogeny and Classification of the Amphipoda with the establishment of the new order *Ingolfiellida* (Crustacea: Peracarida)". *Zootaxa*, 4265(1), p. 1.
- Martínez, J. and Adarraga, I. (2008). "First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Iberian Peninsula". *Aquatic Invasions*, 3(2), pp. 165-171.
- Micael, J., Jardim, N., Núñez, C., Occhipinti-Ambrogi, A. and Costa, A. (2016). "Some Bryozoa species recently introduced into the Azores: reproductive strategies as a proxy for further spread". *Helgoland Marine Research*, 70(1), p. 7.
- Minchin, D. (2007). "Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland". *Aquatic Invasions*, 2(1), pp. 63-70.
- Minchin, D. (2012). "Rapid assessment of the bryozoan, *Zoobotryon verticillatum* (Delle Chiaje, 1822) in marinas, Canary Islands". *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), pp. 2146-2150.
- Molina, S., Ros, M. and Guerra-García, J. (2017). "Distribution of the Invasive Caprellid *Caprella scaura* (Crustacea: Amphipoda) in Cádiz Marina, Southern Spain: Implications for its Dispersal". *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 33(2), pp. 81-86.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W. (2011) "Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species". *Biodiversity Research*, 17(6), pp. 1161-1172.
- Navarro-Barranco, C., Guerra-García, J., Sánchez-Tocino, L., Ros, M., Florido, M. and García-Gómez, J. (2015). "Colonization and successional patterns of the mobile epifaunal community along an environmental gradient in a marine cave". *Marine Ecology Progress Series*, 521, pp. 105-115.
- Pielou, E. (1966). "The measurement of diversity in different types of biological collections". *Journal of Theoretical Biology*, 13, pp. 131-144.
- Piola, R. and Johnston, E. (2005). "Differential tolerance to metals among populations of the introduced bryozoan *B. neritina*". *Marine Biology*, 148(5), pp. 997-1010.
- Ros, M. (2015). "Dinámica de distribución de los caprelidos (Crustacea: Amphipoda) introducidos en el Mar Mediterráneo y en aguas adyacentes. Distribución global, ecología y vectores de propagación". Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.
- Ros, M., Guerra-García, J., González-Macías, M., Saavedra, Á. and López-Fe, C. (2013b). "Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain". *Marine Biology Research*, 9(3), pp. 261-273.
- Ros, M., Guerra-García, J., Navarro-Barranco, C., Cabezas, M. and Vázquez-Luis, M. (2013a). "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), p. 145.
- Ros, M., Tierno de Figueroa, J., Guerra-García, J., Navarro-Barranco, C., Lacerda, M., Vázquez-Luis, M. and Masunari, S. (2014). "Exploring trophic strategies of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda): Comparison between habitat types and native vs introduced distribution ranges". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139, pp. 88-98.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M. and Guerra-García, J. (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(1-2), pp. 247-258.
- Ruffo, S. and Bellan-Santini, D. (1993). "The Amphipoda of the Mediterranean". Monaco: Institut Oceanographique, Part 4.

- Sconfietti, R. and Luparia, P. (1995) "Population Ecology of the Amphipod *Caprella equilibra* Say in a Lagoon Estuary (Northern Adriatic Sea, Italy)". *Marine Ecology*, 16(1), pp. 1-11.
- Shannon C.E. and Weaver W. (1963). "The mathematical theory of communication". University of Illinois Press, Urbana.
- Ulman, A., Ferrario, J., Occhpinti-Ambrogi, A., Arvanitidis, C., Bandi, A., Bertolino, M., Bogi, C., Chatzigeorgiou, G., Çiçek, B., Deidun, A., Ramos-Esplá, A., Koçak, C., Lorenti, M., Martinez-Laiz, G., Merlo, G., Princisgh, E., Scribano, G. and Marchini, A. (2017). "A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas". *PeerJ*, 5, p. e3954.
- Wait, C., M. Suárez Castaño, and J. A. Muñoz Leyva. (1990). "Balance de materia contaminante a la Bahía de Algeciras". *Seminarios de Química Marinas*, 5, pp. 229-241.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., García-Raso, J.E., Çinar, M.E., Almogi-Labin, A., Ates, A.S., Azurro, E., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., *et al.* (2012). "Alien species in the Mediterranean by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways". *Mediterranean Marine Science*, 13(2), pp. 328-352.

Pablo Sáenz-Arias / Carlos Navarro-Barranco / José Manuel Guerra-García

Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla

Cómo citar este artículo:

Pablo Sáenz-Arias, Carlos Navarro-Barranco y José Manuel Guerra-García (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 Campogibaltareños* (53), noviembre 2020. Algeciras: Instituto de Estudios Campogibaltareños, pp. 183-194
