



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE
LA FAUNA EXÓTICA EN EL
MEDITERRÁNEO, CON ESPECIAL
ATENCIÓN AL SUDESTE IBÉRICO

Andrés Izquierdo Muñoz



Tesis **Doctorales**

UNIVERSIDAD de ALICANTE

Unitat de Digitalització UA

Unidad de Digitalización UA



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Andrés Izquierdo Muñoz

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE
LA FAUNA EXÓTICA EN EL MAR
MEDITERRÁNEO, CON ESPECIAL
ATENCIÓN AL SUDESTE IBÉRICO.

Andrés Izquierdo Muñoz

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ED|UA Escola de Doctorat
Escuela de Doctorado
edua.ua.es

Tesis doctoral
Alicante, marzo 2022

Tesis doctoral
Alicante, marzo 2022



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada
Facultad de Ciencias

"CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA
FAUNA EXOTICA EN EL MAR MEDITERRÁNEO,
CON ESPECIAL ATENCIÓN AL SUDESTE IBÉRICO."

Andrés Izquierdo Muñoz

Tesis presentada para aspirar al grado de
doctor por la Universidad de Alicante

PROGRAMA DE DOCTORADO DE CIENCIAS DEL MAR Y
BIOLOGÍA APLICADA

Dirigida por:

Dr. ALFONSO ÁNGEL RAMOS ESPLÁ
Catedrático de Universidad

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

El que suscribe, Catedrático de Zoología del Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante, certifica que:

El Licenciado D. Andrés Izquierdo Muñoz ha realizado bajo su dirección la presente memoria titulada: “Contribución al conocimiento de la fauna exótica en el Mar Mediterráneo, con especial atención al Sudeste Ibérico”, por la cual opta al título de Doctor en Ciencias del Mar y Biología Aplicada.

Alicante, 13 de enero de 2022

Alfonso A.
Ramos Esplá

Firmado digitalmente por
Alfonso A. Ramos Esplá
Fecha: 2022.01.12
20:02:18 +01'00'

Fdo. Alfonso A. Ramos Esplá

Director de la tesis

Alicante, 13 de enero de 2022

AGRADECIMIENTOS

Prólogo: Estadísticamente el capítulo más leído de una tesis doctoral es el de agradecimientos, y es graciosamente el que menos tiempo suele llevar escribir. Por tanto, te sugiero que además de leer las líneas siguientes, ojees (u hojees) esta tesis; hay alguna foto bonita.

En el primer párrafo de este apartado, me siento en la obligación de agradecer a Alfonso A. Ramos Esplá, mi tutor a lo largo de esta tesis y al que considero de alguna forma como mi padre científico. Ha sido muy largo el camino recorrido desde que empecé con una beca de colaboración en el departamento, muchas experiencias y campañas compartidas juntos y proyectos finalizados. Al final el eterno manuscrito ha sido presentado, y si bien estoy seguro que no como a ambos nos gustaría, presentado está. Gracias por haber confiado en mí y haberme dado la oportunidad de trabajar en la profesión que era mi vocación.

Laboralmente quiero hacer mención a todos los compañeros del Departamento de Ciencias del Mar y Biología aplicada con los que he ido compartiendo trabajo, ya que gracias a algunos y *pese a otros*, esta tesis es como es. Podría dar una larguísima lista de compañeros con los que he compartido bancada, despacho, campañas, cafés, dudas o simplemente saludos, pero como estoy seguro que me olvidaría de alguien, todos sabréis en qué categoría caéis. Además, tengo que agradecer a las gestoras tanto del DCMBA como de Vicerrectorado el haber hecho más fácil el trabajo administrativo y las comisiones de servicio y papeleos en general; igualmente la lista vuelve a ser larga y mi memoria pequeña. Sí quiero agradecer especialmente a Yolanda el esfuerzo final realizado y el apoyo e interés mostrado, así como a J.J., I., M. y L.V. las bolas de partido salvadas.

Igualmente, todos los cimareños han contribuido de una u otra forma a este documento. En particular sobre esta tesis, con Esther buceé codo con codo en puertos y más adelante en zonas más agradables e Irene soportó largas letanías sobre ciencia y cualquier otra cosa que surgiera. Y a ti, José Miguel, tengo que agradecerte los cafés tomados, toda la turra que me has dado con acabar la tesis y mis opciones de futuro y el esfuerzo final realizado en paralelo, casi a modo de co-director postizo.

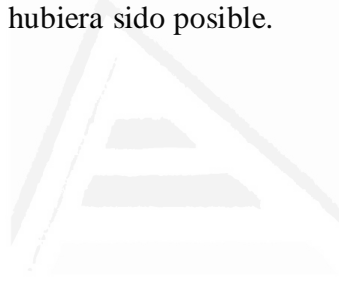
Parte de los muestreos realizados fueron dentro del Puerto de Alicante, donde desde Autoridad Portuaria y Capitanía Marítima nos facilitaron el trabajo; mención especial a Pedro Rojas, que lidió con toda la burocracia del buceo profesional y nuestro desconocimiento normativo. También quiero agradecer las enormes facilidades que nos dio el personal de la Escuela Marítimo Pesquera, tanto logísticas como a la hora de bucear delante de su pantalán. De la parte de trabajos y buceos en entornos naturales, quiero agradecer al personal del Ministerio de Agricultura y Pesca y en particular a Silvia Revenga, por las facilidades en los permisos de muestreo en Tabarca. Y si hablamos de Tabarca, hablamos del gran Felio Lozano y todo el equipo de guardapescas de la reserva marina, que no solo nos facilitaron muchísimo el trabajo, sino que contribuyeron en algunas tareas y observaciones y nos trataron como a iguales.

Una parte de las citas aparecidas en esta tesis han sido gracias a la *ciencia ciudadana*, de personas casi anónimas que me han ido comentando sus avistamientos. Gente como Paco *Efejota*, Jandro, Rafa *Rasub*, Álvaro *Aromero* y muchos otros han aportado su conocimiento del mar como amantes del mar y pescadores deportivos, casi todos pescasubs, aportando datos de nuevas citas, material gráfico y contactos propios que han añadido valiosa información sobre las distribuciones de algunas especies ya

conocidas, o incluso nuevas citas no existentes. Mención especial a José Manuel *Inspector* por todas las citas e informaciones que nos ha ido mandando puntualmente.

Todo lo agradecido arriba es circunstancial, ya que nada de esto hubiera sido posible sin la ayuda y el apoyo de **mis padres**. Aquellos paseos dando la vuelta al mundo en invierno y jugando con los charcos litorales, aquellos domingos de verano yendo a hacer pesca submarina con papá, mientras mamá se quedaba esperando preocupada en la orilla despertaron mi curiosidad por el mar. El llegar a casa y disponer de muchos libros de biología marina donde buscar las especies que habíamos visto o capturado, el tener el balcón lleno de bichos desde pequeño y las salidas de entomología afianzaron mi gusto por la zoología. Y por supuesto, el poder elegir libremente qué estudiar en el futuro y tener vuestro apoyo siempre, eligiera lo que eligiera. Sin vosotros no sería la persona que soy hoy; gracias desde el centro de mi alma.

Por último, pero no menos importante, queda agradecerte todo a ti. Eres el faro que me guía en las noches más oscuras, el rezón que me ancla en los momentos de calma, la mano fuerte que guía mi timón en las tormentas más duras y la vela que me empuja cuando el viento es favorable. Sin ti mi vida tal cual la conozco no sería posible, y menos todavía si metemos en la ecuación a Alberto e Isaac. Gracias por todo Merce; sin vosotros esta tesis tampoco hubiera sido posible.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	2
1.1 Antecedentes	4
1.2 Justificación y objetivos del trabajo	7
CAPÍTULO 2: CLASE ASCIDIACEA EN AMBIENTES PORTUARIOS	8
2.1 Introducción	10
2.2 Material y métodos	12
2.2.1 Área de estudio	12
2.2.2 Métodos de estudio y diseño experimental	14
2.2.3 Tratamiento de las muestras	15
2.3 Resultados	18
2.3.1 Proyecto PORTAL	18
2.3.2 Sucesión anual	22
2.3.3 Estudio cuantitativo	24
2.3.4 Ascidias epibiontes sobre otras ascidias	27
2.3.5 Endobiontes dentro de ascidias	29
2.4 Discusión	31
CAPÍTULO 3: ASCIDIAS EXÓTICAS RECIENTES EN EL MAR MEDITERRÁNEO	34
3.1 Introducción	36
3.1.1 Antecedentes	36
3.1.2 Justificación y objetivos	36
3.2 Material y métodos	37
3.3 Resultados	38
3.4 Discusión	44
CAPÍTULO 4: FAUNA EXÓTICA EN LA ZONA DEL SUDESTE IBÉRICO	46
4.1 Introducción	48
4.2 Material y métodos	49
4.2.1 Área de estudio	49
4.2.2 Métodos de muestreo y observación	49
4.2.3 Recopilación de información	50
4.3 Especies exóticas observadas	51
4.3.1 <i>Paraleucilla magna</i>	54
4.3.2 <i>Branchiomma bairdi</i>	56
4.3.3 <i>Branchiomma luctuosum</i>	58
4.3.4 <i>Bursatella leachii</i>	60
4.3.5 <i>Laprohaminoea ovalis</i>	62
4.3.6 <i>Fulvia fragilis</i>	64

4.3.7	<i>Callinectes sapidus</i>	66
4.3.8	<i>Percnon gibbesi</i>	68
4.3.9	<i>Microcosmus squamiger</i>	70
4.3.10	<i>Polyandrocarpa zorritensis</i>	72
4.3.11	<i>Fistularia commersonni</i>	74
4.3.12	<i>Lagocephalus sceleratus</i>	76
4.3.13	<i>Cephalopholis taeniops</i>	78
4.4	Discusión	80

CAPÍTULO 5: OCULINA PATAGONICA de Angelis D'Ossat, 1908 Y BOSTRYCAPULUS ODITES Collin, 2005 EN EL PUERTO DE ALICANTE.

5.1	Introducción	84
5.2	Material y métodos	86
5.2.1	Área de muestreo	86
5.2.2	Método de muestreo y diseño experimental	86
5.2.3	Análisis estadístico	88
5.3	Resultados	89
5.3.1	Población de <i>Oculina patagonica</i>	89
5.3.2	Población de <i>Bostrycapulus odites</i>	91
5.3.3	Interacción entre ambas especies	94
5.4	Discusión	96

CAPÍTULO 6: DISCUSIÓN GENERAL

6.1	Clase Ascidiacea en ambientes portuarios	100
6.2	Ascidas exóticas recientes en el Mar Mediterráneo	101
6.3	Fauna exótica del sudeste español	102
6.4	<i>Oculina patagonica</i> y <i>Bostrycapulus odites</i> en el puerto de alicante	104

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES

CAPÍTULO 8: BIBLIOGRAFÍA

CAPÍTULO 9: ANEXOS

CAPÍTULO 1:

INTRODUCCIÓN GENERAL





Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

1. INTRODUCCION GENERAL

1.1 Antecedentes

El mar Mediterráneo es un mar semicerrado con dos vías de comunicación de diferente origen: el Estrecho de Gibraltar, de origen natural, y el Canal de Suez, creado en 1869 de forma artificial. La superficie de su lámina de agua es de un 0,8% del total de los océanos, pero alberga un 6,4% del total de las especies conocidas (alrededor de 17.000), con un alto índice de endemismos (alrededor de un 20%, Coll *et al.* 2010). Tiene un marcado gradiente térmico superficial, tanto espacial (desde Alborán hasta el Mediterráneo Oriental), como temporal. Caso del SE Ibérico, alrededor de 29°C en agosto y unos 12°C en febrero (datos propios). Estas características de temperatura hacen que sea una zona susceptible de poder albergar tanto especies de origen templado como tropical.

Este mar es uno de los más transitados por barcos de todo el mundo. Según los datos de la CIESM (2020), se estima que alrededor de 220.000 buques de más de 100 toneladas cruzan el Mediterráneo anualmente, transportando el 30% del volumen del comercio marítimo internacional, así como alrededor del 20% del petróleo mundial, con unos 2.000 buques mercantes navegando a lo largo de este mar en todo momento.

La apertura del Canal de Suez puso en contacto el mar Rojo (región Indo-Pacífica) con el mar Mediterráneo, lo cual ha supuesto un gran impacto sobre la biodiversidad mediterránea, en particular sobre las especies del Mediterráneo Oriental (Por 1978, Galil 2000, 2007). En el año 2014 el Canal fue ampliado en anchura y profundidad para poder tener más tráfico marítimo (Galil *et al.* 2015), por lo que en los próximos años es plausible esperar un aumento de especies introducidas ligadas al propio canal.

Por otro lado, el cambio climático, en forma de calentamiento global está afectando de manera notable al Mar Mediterráneo, a través de olas de calor más frecuentes e intensas (Darmaraki *et al.* 2019). Aparte del aumento en el nivel del mar, los efectos están siendo muy evidentes a nivel del progresivo incremento de la temperatura del agua, en la producción primaria y en cambios en los rangos de distribución de especies (entre otros, Hoegh-Guldberg y Bruno 2010; Poloczanska *et al.* 2013; Ramirez *et al.* 2017). Este proceso se ha denominado ‘tropicalización’ del Mediterráneo (Bianchi *et al.* 2007, Lejeusne *et al.* 2010), y puede facilitar la supervivencia y establecimiento de especies de afinidades cálidas en nuestras costas (Stachowicz *et al.* 2002), ya sea por introducción antrópica directa (tráfico marítimo, acuicultura, cebos, etc.) como aquellas que puedan ampliar su rango de distribución por vías naturales (Estrecho de Gibraltar) o artificiales (Canal de Suez).

Podemos considerar al mar Mediterráneo como un mar excepcionalmente susceptible a la expansión de especies exóticas (Streftaris *et al.* 2005, Zenetos *et al.* 2010, 2012). Esta expansión se da principalmente asociada al tráfico de barcos (Zibrowius 2002, Abdulla y Linden 2008, Ferrario *et al.* 2017), siendo los puertos la primera puerta de entrada de estas introducciones (Zibrowius 1992, Coutts *et al.* 2003, López-Legentil *et al.* 2015). El auge de grandes barcos para el transporte de contenedores puede aumentar exponencialmente el riesgo de introducción de nuevas especies (Shenkar y Rosen 2018).

El tráfico de barcos es considerado el principal vector de introducción de especies, ya sea por mediación de aguas de lastre en forma de propágulos y larvas, o directamente adosados en el casco del barco (Carlton y Geller 1993, Carlton 2003). Otros vectores, como la suelta directa o la transferencia directa a través de cultivos de bivalvos, también son importantes. En múltiples ejemplos, las introducciones no se producen de forma puntual, sino varias veces y con diferentes vectores asociados (Ruiz *et al.* 2011)

Por otro lado, el desarrollo humano asociado a las costas y mares ha dado lugar a entornos litorales y marinos cada vez más dominados por estructuras artificiales; este desarrollo es conocido en su denominación inglesa como *ocean sprawl* (Firth *et al.* 2016). Las estructuras artificiales no solo modifican los hábitats litorales y marinos en los lugares donde se ubiquen, también pueden producir impactos a mayor escala alterando el movimiento de organismos y la aparición de especies no indígenas (Bishop *et al.* 2017); las ascidias representan un caso paradigmático dentro de este proceso (Arioldi *et al.* 2015).

Cualquier estructura sumergida en el mar es progresivamente colonizada por diferentes organismos, siguiendo una sucesión que se inicia con un *biofilm* bacteriano que modifica las propiedades del sustrato y, posteriormente, facilita una colonización progresiva por las esporas de algas y diversas larvas de invertebrados bentónicos (Monniot *et al.* 1985, Keough 1998). Al conjunto de organismos bentónicos que crecen formando bioincrustaciones marinas se le conoce por el nombre de *biofouling* (sinónimo de comunidades incrustantes marinas). Hay numerosos estudios que han tratado dicha sucesión (entre otros: Wahl 1989, Kocak *et al.* 1999, Theuerkauf *et al.* 2018).

Dentro del *ocean sprawl* destacan los puertos, cuya estructura física genera un ecosistema muy diferente al existente en mar abierto, con la variación de los factores oceanográficos y biológicos, entre los que podemos destacar:

a) Gran cantidad de sustrato artificial disponible: La propia estructura del puerto (diques, muelles, escolleras, pantalanes), junto con la infraestructura asociada al amarre (pilones, boyas, cadenas, cabos y fondeos) ofrecen una gran cantidad de sustrato sumergido disponible para ser colonizado. Dentro de esta categoría también podemos considerar la obra viva de las embarcaciones (parte del casco que permanece sumergida) fondeadas o en tránsito que pueden aportar nuevas especies al hábitat portuario. Es destacable apuntar que las estructuras artificiales aisladas en zonas arenosas (caso de escolleras y espigones de defensa de la costa) pueden tener de 2 a 3 veces más especies exóticas que aquellas situadas cerca de sustratos rocosos naturales (Airoldi *et al.* 2015).

b) Ambiente semicerrado: La propia estructura portuaria de espigones, diques, escolleras, etc., dado su carácter de refugio, representa un espacio relativamente cerrado y aislado, lo que supone un ambiente calmo. Normalmente, y en función del tamaño y tráfico marítimo, supone un poblamiento diferente a las comunidades adyacentes exteriores al puerto (de Caralt *et al.* 2002, Sedano *et al.* 2019). Por otro lado, en dicho ambiente calmo, puede incrementarse el reclutamiento de propágulos y larvas sobre las superficies sumergidas (Floerl e Inglis 2003)

c) Características de la columna de agua: Las masas de aguas portuarias suelen ser poco profundas y con bajo hidrodinamismo, pero a su vez pueden verse mezcladas debido a

la influencia de las hélices de los barcos (Monniot *et al.* 1985, Naranjo *et al.* 1996). La relativa estanqueidad de los puertos, unido a la mezcla de sus aguas, provoca gran cantidad de partículas en suspensión, lo que sumado a los diferentes aportes antrópicos (desde tierra o desde las propias embarcaciones) produce un ambiente muy rico en materia orgánica y baja transparencia. Estos nutrientes pueden alcanzar concentraciones muy superiores respecto a mar abierto (Tarjuelo *et al.* 2001), e incluso provocar condiciones de eutrofia (Carballo *et al.* 2002). Ello puede generar un ambiente ideal (baja transparencia, alta concentración de materia orgánica) para determinadas especies filtradoras que forman parte del epibentos sésil. Además, un ambiente alterado con una diversidad biológica relativamente baja, junto con el tráfico de embarcaciones, puede facilitar la entrada y el establecimiento de especies no indígenas (Occhipinti y Savini 2003, Piola y Johnston 2008, Crooks 2011)

d) Conectividad entre diferentes puertos: Existe una continua conectividad entre puertos debido al tráfico marítimo, tanto a nivel mundial (caso de puertos comerciales) como regional (puertos pesqueros y deportivos), lo que facilita que organismos asociados a los cascos de barcos y aguas de lastre pueden dispersarse a grandes distancias, siendo dichos puertos comerciales la puerta de entrada de especies exóticas (Zibrowius 1992, Coutts *et al.* 2003). Esta conectividad no se da solo con los grandes buques, sino también con las embarcaciones pesqueras y recreativas, que pueden facilitar la expansión de especies a nivel local y regional (Zabin *et al.* 2004, Ulman *et al.* 2019). Además, como se ha apuntado anteriormente, las escolleras y espigones de defensa de la costa suelen estar relacionadas con estructuras portuarias, y pueden servir como puente que facilite la colonización de zonas exteriores (Bumbeer y Rocha 2016).

La comunidad predominante en el *biofouling* de sustratos portuarios es la de invertebrados bentónicos sésiles (hidrozoos, serpúlidos, cirrípedos, mitílidos, briozoos, ascidias). De todos los taxones que lo forman, destacan las ascidias solitarias y coloniales como competidores dominantes (Monniot *et al.* 1985, Johnston y Keough 2003, Lambert *et al.* 2003; Ramos-Esplá *et al.* 2020).

Como resumen general, podemos afirmar que los puertos son ecosistemas característicos, muy diferentes de las comunidades naturales cercanas existentes fuera de sus muros, y en los que las ascidias tienen un papel destacado dentro del *fouling*. Dichos puertos pueden ser puerta de entrada para especies exóticas que, en el caso de naturalizarse, pueden llegar a dispersarse a las costas cercanas. Esta dispersión y asentamiento de especies exóticas son un problema ecológico en la actualidad, e irá en aumento en un futuro. Pese a esta importancia, la información referente a determinados taxones de especies exóticas es reducida, dispersa y falta de una revisión crítica. Esta falta de información reciente ocurre también en zonas bien estudiadas, como es la zona de levante peninsular, donde muchas especies necesitan una revisión y puesta al día.

Todo lo descrito anteriormente ha provocado que el mar Mediterráneo vaya progresivamente aumentando el número de especies exóticas (Zibrowius 1992; Zenetos *et al.* 2005, 2010; Galil 2007), pudiendo contabilizar alrededor de 1000 especies las que han entrado por esta vía, teniendo de promedio una nueva especie cada semana y media (Zenetos *et al.* 2010, 2017; Katsanevakis *et al.* 2013).

1.2 Justificación y objetivos del trabajo

La presente tesis doctoral recoge los estudios realizados por el autor en diferentes etapas de su investigación, comenzando con el proyecto PORTAL sobre ascidias en puertos del Mediterráneo; seguida por la necesidad de aportar algo de conocimiento sobre las ascidias exóticas en el Mediterráneo, dada la confusión existente; posteriormente, con el programa *Tropical Signals* en el seguimiento de especies no indígenas en el sudeste Ibérico; y por último, dos especies exóticas con diferente estatus, invasora y localizada. Por ello, el objetivo general ha sido el contribuir al conocimiento de las especies exóticas en el Mediterráneo (caso del taxón Ascidiacea) y en el SE Ibérico. Los objetivos específicos se concretan en los diferentes capítulos de la tesis.

- Capítulo 2. Clase Ascidiacea en ambientes portuarios. Se estudian las ascidias en la comunidad de *fouling* de puertos, principalmente, del puerto de Alicante, desde el punto de vista faunístico y ecológico. El estudio también aporta una visión de conjunto con muestras procedentes de diferentes puertos del Mediterráneo.

- Capítulo 3: Ascidias exóticas recientes en el Mar Mediterráneo. El estudio de las ascidias asociadas a puertos del Mediterráneo sirvió para comprobar el vacío existente en la designación de categorías (establecida invasora, establecida localizada, casual, criptogénica) a las especies exóticas. Así como, establecer un criterio al considerar las colonizaciones recientes frente a aquellas especies (principalmente, cosmopolitas) que no se conoce su introducción (criptogénicas).

- Capítulo 4: Fauna exótica en el sudeste Ibérico. Aparte de recopilar la información sobre la presencia de especies exóticas en el SE Ibérico (entre los cabos de Palos y San Antonio, incluyendo el Mar Menor), se realiza una descripción detallada de 15 especies de fauna (Porifera, Antozoa, Polychaeta, Mollusca, Crustacea Decapoda, Ascidiacea y Pisces).

- Capítulo 5: *Oculina patagonica* y *Bostrycapulus odites* en el puerto de Alicante. Estas dos especies representan los dos extremos de las exóticas establecidas. *O. patagonica* es una especie invasora que se ha extendido por todo el Mediterráneo; y *B. odites*, sólo encontrada en el puerto de Alicante, pero con una población estable. Se estudia la distribución espacial y temporal de las poblaciones de ambas especies.

CAPÍTULO 2:

CLASE ASCIDIACEA EN

AMBIENTES PORTUARIOS:



Publicaciones relacionadas:

Pósters en congresos:

Izquierdo A., Ramos A. A., Díaz-Valdés, M. (2006) Contribución al estudio de la clase Ascidiacea en los puertos mediterráneos resultado del proyecto PORTAL. XIV Simposio Ibérico de Biología Marina, Barcelona, 12-15 octubre 2006.

Izquierdo A., Díaz-Valdés, M., Ramos A. A. (2007) The class Ascidiacea as component of harbour fouling: The Alicante Harbour. 4th International Tunicate Meeting, Saint-Jean Cap Ferrat (Francia) 23- 27 de junio 2007.

Documentos:

Izquierdo-Muñoz A (2005). *Contribución al estudio de la Clase Ascidiacea: El fouling de puertos*. Memoria Diploma de Estudios Avanzados (DEA), Universidad de Alicante, 58 pp.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

2.1. Introducción

Las ascidias no suelen ser dominantes en las comunidades epibentónicas marinas, salvo en determinadas condiciones ambientales, como en zonas rocosas intertidales de regiones eutróficas templadas (revisión en Rius *et al.* 2017) y en sustratos detrítico-fangosos circalitorales del Mediterráneo, conocidos por ‘fondos de ascidias’ (revisión en Arroyo *et al.* 2021). Uno de los ambientes más favorables para el desarrollo de las ascidias son los puertos, llegando a ser la epifauna dominante (Gittenberger y van der Stelt 2011).

Los ejemplares adultos son bastante resistentes al estrés biótico y antrópico; por el contrario, las larvas son bastante sensibles (Pineda *et al.* 2012). El ambiente portuario es óptimo para este grupo por:

- a) Iluminación atenuada: Las larvas de ascidias son muy sensibles a la luz, con un marcado carácter de fototropismo negativo. Los sustratos que podemos encontrar en puertos, como paredes verticales, pilares de embarcaderos o pantalanés de muelles suelen ser zonas esciáfilas, lo que unido a la baja transparencia de las aguas favorece la fijación de las larvas de ascidias (Monniot *et al.* 1985, Glasby 1999).
- b) Abundante materia orgánica: Las ascidias son filtradores activos muy eficientes (Millar 1971, Monniot F. 1979), predominando en ambientes eutróficos donde la materia orgánica particulada y el fitoplancton son abundantes (Monniot *et al.* 1985, Carballo *et al.* 2002).
- b) Bajo hidrodinamismo: Las ascidias poseen larvas lecitotróficas de corta vida planctónica, con gran tendencia al gregarismo, fijándose generalmente cerca de sus progenitores (revisión de Ayre *et al.* 1997). Esta fijación se ve favorecida por el bajo hidrodinamismo, por lo que se facilita la agregación de individuos (Millar 1971, Naranjo *et al.* 1996). Esto también ayuda al encuentro entre gametos masculinos y femeninos, en las especies que tienen fecundación externa cruzada.

En un ambiente como el portuario, a pesar de existir una gran cantidad de espacio a ser rápidamente colonizado, existe una alta competencia por el mismo. En general, en el epibentos sésil, podemos encontrar dos estrategias ecológicas bien diferenciadas: solitaria y colonial, cada una con diferentes ventajas (Jackson 1977). En este aspecto, las ascidias son un grupo particularmente interesante, ya que muestran estas dos estrategias, así como una gran variedad de tipos morfológicos que les otorgan gran plasticidad (Ramos y Ros 1988, Naranjo *et al.* 1996). La mayoría de las especies coloniales son efímeras (< 1 año), con un marcado carácter estacional, presentando una estrategia estolonial o incrustante lo que les permite una rápida colonización del sustrato (Ramos-Esplá y Ros 1988); mientras que las grandes ascidias solitarias son más persistentes, llegando a vivir dos o tres años, con largos periodos de reproducción (Lambert *et al.* 1998, de Caralt *et al.* 2002, Rius *et al.* 2009).

Además, la túnica de algunas ascidias solitarias (*Ascidiella*, *Microcosmus*, *Styela*) puede ofrecer un sustrato nuevo, ideal para su colonización por otros organismos, particularmente ascidias (Lambert *et al.* 1998, Ramos-Esplá *et al.* 2020). Estas agregaciones son complejas, actuando las ascidias solitarias como especies clave formadoras de hábitat (Ortiz *et al.* 2013, Rius *et al.* 2017). Esta epibiosis es frecuente en

el Orden Stolidobranchia, por ejemplo en algunas especies del género *Microcosmus* se han encontrado más de 200 epibiontes en su túnica (Monniot C. 1965). También, al contrario, otras especies poseen sustancias químicas *anti-fouling* en su túnica (ácido sulfúrico, vanadio, metabolitos secundarios), que utilizan como defensa para evitar así la epibiosis (Millar, 1971, Jackson 197, Ramos-Esplá y Ros 1988), normalmente en los Ordenes Aplousabbranchia y Phlebobranchia.

Las grandes ascidias solitarias, debido a su particular anatomía (con la existencia de una amplia cámara branquial interior), pueden presentar animales endosimbiontes en su interior, tanto parásitos como comensales (Gotto 1960, Millar 1971, Thiel 2000, Fransén 2006, Junoy *et al.* 2010). Estos organismos son principalmente crustáceos (normalmente, copépodos, anfípodos y decápodos), y en menor medida ‘vermes’ (nematodos, nemertinos y poliquetos).

En el año 2002, debido al interés suscitado por los puertos como zonas de entrada y posterior expansión de especies exóticas, la CIESM creó una comisión multidisciplinar para debatir el conocimiento de la escala y el impacto de las especies exóticas transportadas por barcos en el Mediterráneo y el Mar Negro. Como consecuencia de esta comisión, surge en diciembre del 2003 el programa PORTAL (*PORT surveys in the Mediterranean sea for ship-transported ALien organisms*), cuya coordinadora fue la Dra. Bella Galil (Israel). El objetivo principal de dicho programa era recopilar información sobre las especies existentes en los puertos, para así aumentar el conocimiento espacial y temporal sobre las nuevas introducciones de especies exóticas, principalmente de los grupos pertenecientes al *biofouling* (macrófitos, hidrozoos, serpúlidos, moluscos, cirrípedos, briozoos, y ascidias).

En este contexto, se solicitó al Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante su colaboración en el procesado e identificación de los ejemplares pertenecientes a la clase Ascidiacea de los puertos mediterráneos seleccionados. Al mismo tiempo, y con el fin de conocer la ascidiofauna actual e incorporar a Alicante en dicha red de seguimiento en puertos, se inició un muestreo estacional. Además, comparar los resultados con los obtenidos unos 25 años antes (entre 1979 y 1981, Ramos-Esplá 1988). Este estudio fue el germen de la presente tesis doctoral.

2.2 MATERIAL Y METODOS

A lo largo del proyecto PORTAL se muestrearon diferentes puertos con una metodología común, todos ellos situados en el mar Mediterráneo; no obstante, no todos los puertos participantes realizaron el muestreo completo de todos los grupos de organismos.

2.2.1 Área de estudio

Puertos Proyecto PORTAL

En la figura 2.1 podemos ver la localización general de los puertos participantes en el proyecto, diferenciando aquellos con muestras de ascidias de aquellos que no recolectaron dicho material; adicionalmente se añadieron datos propios de Líbano y de Alicante. Los puertos de los que se revisó e identificó material perteneciente a la clase Ascidiacea fueron: Alicante y Barcelona (España); Taranto, Livorno y Venecia (Italia); Valetta (Malta), Izmir (Turquía), Haifa (Israel) y Beirut (Líbano). En la tabla 2.1 aparecen las principales características de cada puerto; y en la figura 2.2 la imagen de los mismos (a igual escala).

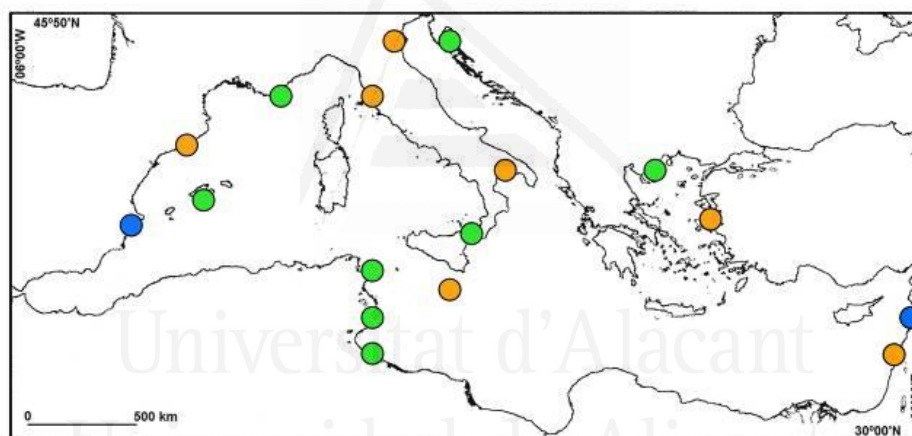


Figura 2.1: Puertos participantes en el proyecto PORTAL. (●) puertos PORTAL con muestreos de *fouling* de ascidias; (●) puertos en los que se obtuvieron muestras extra de ascidias (●) puertos PORTAL en los que no se muestreó

Tabla 2.1: Datos de los puertos del proyecto PORTAL.

Importancia: (+++) alta, (++) media, (+) baja.

Puerto	Código	País	Latitud	Longitud	Importancia Estudio
Alicante	ALI	España	38°20,17'N	00°29,26'W	++
Barcelona	BCN	España	41°20,32'N	02°10,04'E	+++
Taranto	TAR	Italia	40°28,34'N	17°13,44'E	++
Livorno	LIV	Italia	43°33,03'N	10°17,53'E	+++
Venecia	VEN	Italia	45°26,22'N	12°19,33'E	++
Valetta	VAL	Malta	35°49,13'N	14°32,35'E	+
Izmir	IZM	Turquía	38°26,30'N	27°09,04'E	++
Haifa	HAI	Israel	32°49,14'N	35°00,30'E	++
Beirut	BEI	Líbano	33°50,18'N	35°28,53'E	+



Figura 2.2: Imágenes aéreas de los puertos de Barcelona (BCN), Alicante (ALI), Venecia (VEN), Haifa (HAI), Livorno (LIV), Valetta (VAL), Aeropuerto de Beirut (BEI) e Izmir (IZM) y Taranto (TAR). Barra = 1 km. Imágenes: Google Earth.

Puerto de Alicante

El presente trabajo se inició en el puerto de Alicante, situado en el SE Ibérico y hasta los años 90 fue un importante puerto comercial con tráfico a América, Canarias, Golfo de Guinea y Mediterráneo. Se divide en cuatro zona: comercial, cruceros, pesquera y recreativa (Fig. 2.3). Las zonas muestreadas fueron:



Figura 2.3. Puerto de Alicante en la actualidad. (LEV) dársena de Levante, (NAU) Instituto Marítimo-Pesquero, (PES) dársena pesquera. Barra = 500 m. Imagen: Google Earth.

1- Muelle de levante (LEV): cara interior de la dársena de levante-sur del puerto, a la altura de la nueva Estación Marítima (N38°19,88'/W00°29,18'). Es la zona más cercana a la bocana, así como la más profunda de las muestreadas (alrededor de 12 metros); unido a una mayor exposición a las corrientes, esta zona suele tener aguas relativamente más claras y es la zona con más renovación de agua de todo el puerto de Alicante. Este dique es usado para el amarre de barcos de gran calado, tanto cargueros de mercancías como de pasajeros (transatlánticos)

2-Instituto Politécnico Marítimo-Pesquero del Mediterráneo (NAU): También denominada 'Escuela Náutico-Pesquera', alrededor del pantalán de prácticas existente en el muelle de dicho Instituto (N38°20,18'/W00°29,21'). Con una profundidad máxima en el dique de 6 metros, esta zona está menos expuesta al hidrodinamismo, por lo que el agua suele estar más turbia, y tiene una baja o muy baja renovación de agua. La dársena, que antiguamente era el muelle pesquero, albergaba embarcaciones deportivas y pesqueras. Esta zona sufrió una profunda remodelación en 2013, aterrándose gran parte de la zona.

3-Nueva Dársena Pesquera (PES): muelle pesquero junto al varadero (N38°19,8'/W00°30,32'). Esta dársena fue de nueva creación (año 2004), siendo es el comienzo de la zona pesquera del puerto. Es una zona poco profunda (máximo 4 metros) y con mucho sedimento fino, el cual se resuspende continuamente con el paso de embarcaciones, provocando una gran turbidez.

2.2.2 Métodos de muestreo y diseño experimental

Las muestras del proyecto PORTAL fueron enviadas al Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante. En lo que respecta al puerto de Alicante, todos los muestreos se realizaron con escafandra autónoma, debido a las ventajas que ofrece este método directo en la recogida de muestras de ascidias y *biofouling* submarino (Ramos-Esplá 1988; Naranjo *et al.* 1996). Aunque no había peligro de enfermedad descompresiva, dada la escasa profundidad de recolección, se tomaban medidas de seguridad al ser un lugar peligroso por el tránsito de embarcaciones. Se realizaron dos tipos de muestreo: uno de tipo cualitativo y otro de tipo cuantitativo.

a) Muestreo de tipo cualitativo: Mediante transectos de 15 minutos de duración a lo largo de la pared del muelle, siguiendo una determinada profundidad elegida de antemano (0.5, 3 y 5 metros). Durante estos transectos se fueron recolectando al azar algunos ejemplares de las especies más comunes, así como buscando activamente especies menos frecuentes, de pequeño tamaño o crípticas, muy difíciles de recolectar con un método al azar.

Estos transectos se realizaron en las diferentes estaciones del año en las tres zonas designadas: en el caso de NAU fueron en primavera, verano, otoño e invierno, y en el caso de LEV y PES fueron en verano e invierno. En LEV y NAU se muestreó en las 3 profundidades; en PES no existía el estrato más profundo. En total, resultaron 22 muestras.

b) Muestreo cuantitativo: Se realizó siguiendo el protocolo para el muestreo estandarizado dentro del proyecto PORTAL, descritas por Hewitt y Martin (1996, 2001). Dicho protocolo consiste en realizar un muestreo cuantitativo destructivo mediante cuadrados de 20x20 cm, recolectados directamente del muro con ayuda de una picoleta y recogiendo todo el material obtenido en una bolsa de plástico.

El diseño original propuesto por Hewitt y Martin (2001) se adaptó a las condiciones de la zona de muestreo, modificándolo ligeramente debido a la diferente batimetría. Esto supuso que el diseño de muestreo no fuera simétrico, ya que en la dársena de Levante (LEV) se muestreó en 4 profundidades (0,5; 3; 5 y 9 metros), en la Escuela Náutico-Pesquera (NAU) en 3 profundidades (0,5; 3 y 5 metros) y en el puerto pesquero (PES) sólo 2 (0,5 y 3). Cada zona fue dividida en 3 sitios separados unos 10m, en los que se muestreó al azar en cada profundidad, sacando 2 cuadrados de muestras (considerados como réplicas) en cada sitio. Se obtuvieron un total de 108 muestras.

La riqueza específica, como número de especies identificadas en cada puerto, fue calculada para los puertos englobados en el proyecto PORTAL, en las tres estaciones muestreadas del puerto de Alicante (dársena de Levante, Escuela Náutico-Pesquera, puerto pesquero), y se comparó con los datos históricos de muestreos entre 1979-81, publicados por Ramos-Esplá (1988).

2.2.3 Tratamiento de las muestras

Fouling de puertos

Las muestras, una vez recolectadas, se guardaron dentro de bolsas de plástico con agua de mar de la propia zona muestreada. El transporte se realizó en bidones con agua de mar para intentar minimizar el estrés de los ejemplares durante el trayecto al laboratorio; así como, para conservar una temperatura lo más constante posible. Previo al transporte, cada bolsa fue etiquetada con un código identificativo de cada muestra:

- En el caso del muestreo cualitativo, el código de la bolsa indicó la época de muestreo, la zona y la profundidad.
- Para el muestreo cuantitativo, además de la fecha y la zona, se indicaba un código numérico para el sitio, la profundidad y la réplica.

En el laboratorio se procedió a una separación en vivo de las muestras, primero de *visu* en bandejas; y posteriormente, bajo la lupa binocular en busca de ejemplares más pequeños o crípticos. Generalmente esta identificación no fue posible hacerla en vivo, por lo que se realizó a posteriori de la fijación.

En el caso particular de las ascidias, previa a su fijación, es necesaria una anestesia para provocar la relajación de los ejemplares. Ello es particularmente importante para ascidias coloniales, ya que de no realizarse los zooides pueden contraerse, dificultando la posterior observación e identificación de estructuras características de importancia taxonómica. La anestesia se realizaba dejando las ascidias durante unas 12 horas en bandejas con agua de mar, a la que añadimos unos cristales de mentol. Hay sustancias y procedimientos alternativos, pero ninguno tan efectivo como este (Stefaniak y Heupel 2016).

La fijación de los ejemplares recolectados se realizó mediante una solución de formaldehído al 10% con agua de mar y neutralizado con tetraborato de sodio (bórax). Unos días después, estas muestras se transfirieron a una solución de formol neutralizado al 5-8 % para la conservación a largo plazo.

Identificación taxonómica

Para estudiar las ascidias se realizaba un lavado previo en agua corriente de la muestra durante al menos 24 horas, para eliminar cualquier resto de conservante. En el caso de que las muestras no estuvieran separadas anteriormente, se realiza la separación bajo lupa binocular. En el caso de las ascidias solitarias, previamente a su disección e identificación, cada ejemplar era medido y pesado.

En la mayor parte de especies de la clase Ascidiacea no es posible realizar una identificación exclusivamente basada en caracteres externos, por lo que se debe proceder a su disección para la observación de las estructuras internas. Pevio a dicha disección, se observa la túnica bajo la lupa binocular, en busca de otras ascidias epibiontes, que se separan en una placa aparte. La disección e identificación se realiza de forma ligeramente diferente si las ascidias son solitarias o coloniales, por lo que se explicarán por separado:

a) Ascidias solitarias (Fig. 2.4): Se realizaba una incisión en la túnica, desde el sifón bucal hasta el sifón atrial, siguiendo la región ventral, con cuidado de cortar exclusivamente la túnica, ya que algunos ejemplares pueden tener adheridos túnica y manto, pudiendo cortar ambos a la vez. Una vez abierta la túnica, se extrajo el manto, que también se diseccionó por la parte ventral siguiendo el endostilo.

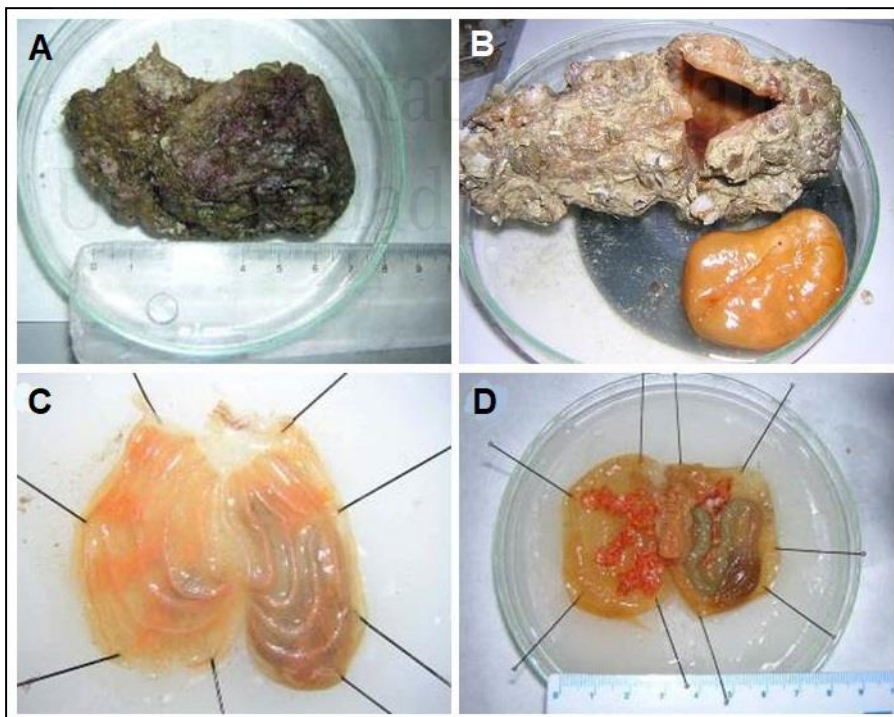


Figura 2.4. Pasos en una disección de una ascidia solitaria (*Styela plicata*): (A) medición y revisión de la túnica; (B) corte de la túnica y extracción del manto; (C) disección del manto; (D) levantamiento de la branquia.

El manto abierto se colocó en una placa de Petri con base de parafina, extendiéndolo con ayuda de agujas entomológicas de diferentes calibres (según el tamaño del ejemplar). Con ayuda de la lupa binocular, se buscó la presencia de macroendobiontes en la branquia y cavidad atrial.

Para una observación adecuada de los órganos internos (branquia, lámina dorsal, gónadas, etc.) suele ser necesaria una tinción con 'hemalum de Mayer' (Ramos-Esplá 1988), seguida de unos minutos de fijación del colorante en agua. Para la observación de las gónadas, el tubo digestivo subyacente y otros órganos (endocarpos), es necesario levantar con cuidado la branquia con ayuda de pinzas finas, y cortando las uniones dermatobranquiales con tijeras oftalmológicas. En el caso de algunos géneros del Orden Stolidobranchia puede ser necesaria una observación de determinadas estructuras al microscopio, caso de espínulas sifonales (particularmente de *Microcosmus* spp.), o fragmentos de lámina dorsal o de branquia de ejemplares particularmente difíciles (Familia Ascidiidae). Estas preparaciones suelen hacerse de forma permanente siguiendo el procedimiento que será descrito en la disección de una ascidia colonial.

b) Ascidiias coloniales (Fig. 2.5) De la colonia se extrajeron entre 10 a 20 zooides o prte de ellos mediante una incisión en cuña en la colonia, sacándolos con cuidado con ayuda de pinzas finas. Estos zooides se transfirieron a un vidrio de reloj o un pocillo con agua.



Figura 2.5 Ejemplar de ascidia colonial (*Aplidium* sp.), junto a zooides extraídos de la túnica

Dependiendo del tamaño y de la propia coloración de los zooides, a veces podemos observar bajo la lupa binocular los diferentes caracteres taxonómicos sin teñir. No obstante, en la mayoría de los casos es necesaria dicha tinción con 'hemalum de Mayer', favoreciendo la observación. En el caso de zooides con una coloración muy intensa puede ser necesaria una decoloración mediante butanol (previa deshidratación con etanol 96° y absoluto). Los zooides así preparados se podían montar en una preparación permanente para ser observados con el microscopio.

En algunos casos (p.e. Didemnidae), además de la propia preparación de los zooides es necesario hacer una preparación de las espículas presentes en la colonia, ya que tienen un alto valor taxonómico (Lafargue y Laubier 1980). Estas espículas pueden ser observadas al microscopio a aumentos $\geq 400\times$; y en casos concretos, dado el interés

de la especie, puede ser necesaria una preparación con el microscopio electrónico de barrido.

Como se ha comentado anteriormente, para determinadas partes de las ascidias solitarias (espínulas, branquia, lámina dorsal, gónadas, ect.), para el individuo entero (caso de pequeños ejemplares) y para zooides de especies coloniales es conveniente realizar una preparación permanente. Para ello se realizó una deshidratación previa con etanol 96% y, posteriormente, etanol absoluto; pasando a alcohol butílico para el aclarado y montaje. Para el montaje de la preparación se utilizó el bálsamo de Canadá, ya que penetra mejor en los zooides, aunque adquiere una tonalidad amarillenta. Las preparaciones se dejaron secar en una placa calefactora a 60-70°C.

La identificación de los ejemplares se realizó al menor taxón posible (especie, género, familia), en principio siguiendo el trabajo de Ramos-Esplá (1988). Complementariamente se usaron otros trabajos para confirmar la determinación (Harant y Vernières 1933, Van Name 1945, Pérès 1954, 1957, 1958a, 1958b, 1959, Millar 1970, Monniot 1965, Kott 1985, Lafargue y Wahl 1987, entre otros). La actualización de la nomenclatura se ha realizado consultando la base de datos WORMS (www.marinespecies.org).

2.3 Resultados

Los resultados se van a distribuir en dos apartados: 1) proyecto PORTAL, con el estudio cualitativo de las especies muestreadas, incluido el puerto de Alicante; y 2) estudio cuantitativo de la ascidiofauna de puerto de Alicante, desde el punto de vista poblacional, distribución batimétrica y estacional, y ascidias epibiontes:

2.3.1 Proyecto PORTAL

En el proyecto PORTAL se han estudiado un total de 1316 individuos de 21 especies diferentes, pertenecientes a 8 familias. El orden Stolidobranchia tuvo una presencia muy destacada, con un 82,5% del total (1085 individuos), frente a Aplousobranchia y Phlebobranchia, con un 9,4% (124 individuos) y un 8,1% (107), respectivamente. Las dos familias más abundantes fueron Styelidae (51,2% del total) y Pyuridae (31,2%).

En el caso del puerto de Alicante, se identificaron 691 individuos correspondientes a 12 especies, repartidas en 7 familias. Al igual que en el caso anterior, predomina el orden Stolidobranchia con 83,5% del total (577 individuos), seguido por Aplousobranchia y Phlebobranchia, con 12,6% (87 individuos) y 3,9% (27 individuos), respectivamente. También, las dos familias más abundantes fueron Styelidae, aportando un 68,7% del total y Pyuridae, con 14,8% del total.

En la figura 2.6 se indica la riqueza específica, como número de especies identificadas en cada puerto del proyecto PORTAL y estaciones en el puerto de Alicante. Se incluye las ascidias determinadas por Ramos-Esplá (1988) en los muestreos del puerto de Alicante entre 1979-81. Además, se indican las especies exóticas observadas, excluyendo las criptogénicas por no conocer su origen.

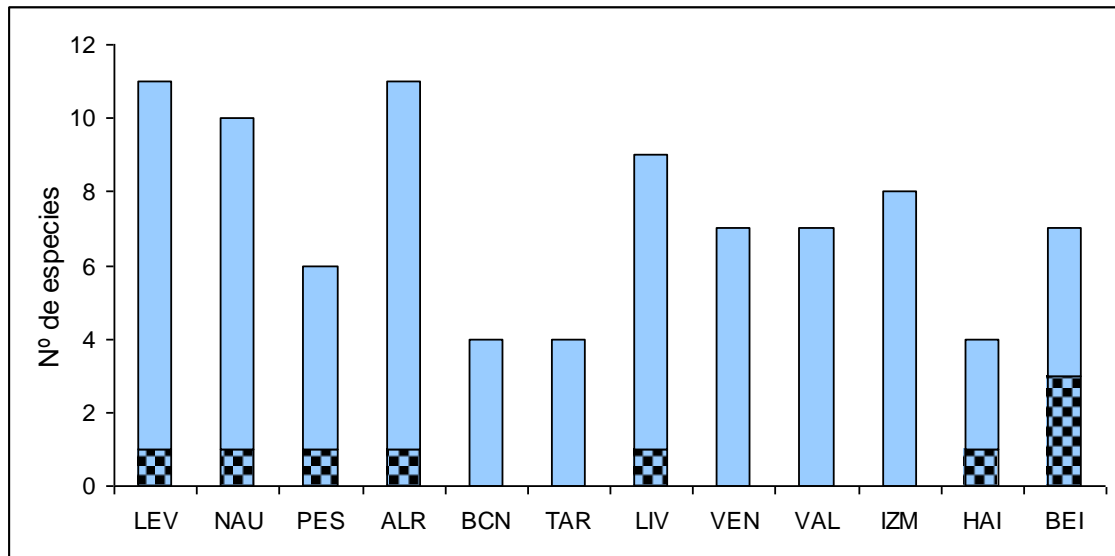


Figura 2.6 Comparación de la riqueza específica en las zonas estudiadas, la trama indica el número de especies exóticas. (LEV) dársena de Levante; (NAU) Escuela Nautico-Pesquera; (PES) dársena pesquera; (ALR) muestreos de Ramos-Esplá; (BCN) Barcelona; (TAR) Taranto (LIV) Livorno; (VEN) Venecia; (VAL) Valetta; (IZM) Izmir; (HAI) Haifa; (BEI) Beirut.

Lógicamente, las mayores riquezas específicas se encuentran en el puerto de Alicante (LEV y ALR con 11 spp, así como NAU con 10 spp), debido al mayor esfuerzo muestral y, posiblemente, una separación menos minuciosa que no observara los individuos pequeños o crípticos. Ello se refleja en el bajo número de especies encontradas en los puertos de Barcelona, Taranto y Haifa (4 spp. en total) en cada uno. Y en menor medida, Livorno (9 spp.), Izmir (8 spp.) y Venecia, Valetta y Beirut (7 spp.). Un mayor muestreo, unido a una separación por un especialista, supondría con total seguridad unos valores de riqueza específica mucho más elevados.

Las especies que han aparecido con más frecuencia son *Styela canopus* (un 83% de las estaciones consideradas) y *Styela plicata* (un 75%). Estas especies, así como otras bastante comunes como *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides leachii*, *Pyura dura* o *Microcosmus squamiger* son frecuentes en ambientes portuarios (Naranjo *et al.* 1996, Lambert *et al.* 1998, 2003). Algunas de ellas son cosmopolitas (*S. plicata*, *B. schlosseri*, *B. leachii*), considerándolas actualmente como criptogénicas.

En el caso opuesto encontramos 7 especies que solo han aparecido en un único lugar: *Aplidium nordmanni* (Alicante), *Microcosmus polymorphus* (Taranto), *Microcosmus nudistigma* (Valetta), *Molgula occidentalis* (Izmir), *Herdmania momus*, *Microcosmus exasperatus* y *Simplegma brakenhielmi* (Beirut). Cabe destacar que estas tres últimas especies son exóticas, por lo que Beirut ha sido el lugar con más especies alóctonas de todas las muestreadas (Tabla 2.2)

Tabla 2.2. Especies identificadas en los diferentes puertos estudiados.
Asteriscos * y negrita indican especies exóticas.

Orden	Familia	Especie	LEV	NAU	PES	ALR	BCN	TAR	LIV	VEN	VAL	IZM	HAI	BEI	
Aplousobranchia	Polyclinidae	<i>Aplidium nordmanni</i> (Milne Edwards, 1841)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Aplidium turbinatum</i> (Savigny, 1816).	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Didemnidae	Didemnidae spp.	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	
	Polycitoridae	<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	
Phlebobranchia	Cionidae	<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	
	Asciidiidae	<i>Asciidiella aspersa</i> (Müller, 1776)	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	
		<i>Asciidiella scabra</i> (Müller, 1776)	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	
		<i>Ascidia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	
	<i>Ascidia mentula</i> Müller, 1776	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-		
	<i>Phallusia fumigata</i> (Grube, 1864)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	*Phallusia nigra Savigny, 1816	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	
Stolidobranchia	Styelidae	<i>Botrylloides leachii</i> (Savigny, 1816)	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	
		<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	
		<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	
		<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	
	Pyuridae	*Herdmania momus (Savigny, 1826)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
		*Microcosmus exasperatus Heller, 1878	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
		<i>Microcosmus nudistigma</i> Monniot C, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
		<i>Microcosmus polymorphus</i> Heller, 1877	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
		*Microcosmus squamiger Michaelsen, 1927	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
		<i>Pyura dura</i> (Heller, 1877)	+	+	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-
Molgulidae	*Symplegma brakenhielmi (Mich. 1904)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
	<i>Molgula occidentalis</i> Traustedt, 1883	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	
	Total de especies	11	10	6	11	4	4	9	7	7	8	4	7		

Con las debidas reservas por el escaso número de especies en algunos puertos, el dendrograma de similitud (Fig. 2.7) se discriminan claramente dos grupos (designados como I y II, similitud 20%), con la excepción de Barcelona por lo comentado anteriormente. En el grupo I se colocan las localidades en los mares Levantino (Beirut, Haifa) y Jónico (Valette, Taranto); y en el grupo II, Mediterráneo occidental (Alicante, Livorno), Adriático (Venecia) y Egeo (Izmir). Ello resulta lógico, ya que en este último grupo se encuentran las zonas menos cálidas del Mediterráneo, frente a la cuenca oriental (excep. Mar Egeo).

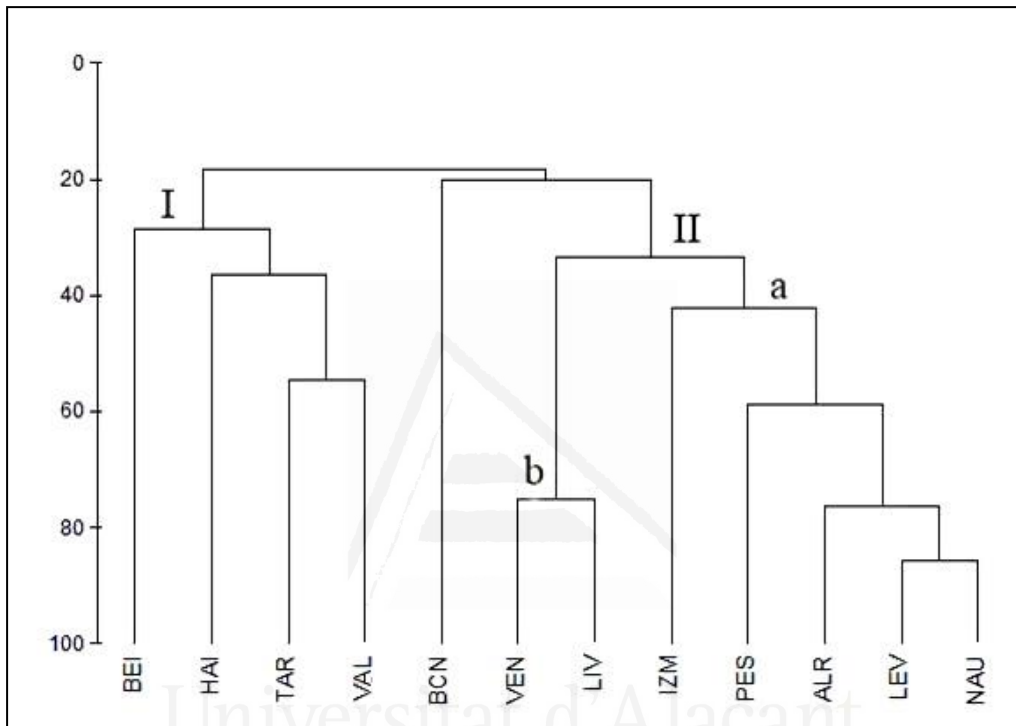


Figura 2.7. Dendrograma de similitud (CLUSTER) entre las diferentes zonas estudiadas. Dársena de Levante (LEV), Escuela Nautico (NAU), dársena pesquera (PES), muestreos de Ramos-Esplá (ALR), puertos de Barcelona (BCN), Taranto (TAR), Livorno (LIV), Venecia (VEN), Valetta (VAL), Izmir (IZM), Haifa (HAI) y Beirut (BEI).

En el caso del puerto de Alicante, las distintas estaciones están agrupadas, discriminándose la dársena pesquera del resto con una menor riqueza específica debido al escaso fondo. Es de señalar, la alta similitud (> 75%) entre los muestreos llevados a cabo en 1979-1981 (ALR) y los realizados en 2003-2005 (LEV, NAU).

El análisis MDS (Fig. 2.8) corrobora lo señalado anteriormente, con una separación entre los puertos de los mares Levante (Beirut, Haifa) y Jónico (Valette, Taranto), y los del Mediterráneo occidental (Alicante, Livorno), Adriático (Venecia) y Egeo (Izmir). No obstante, Beirut se discrimina claramente del resto de puertos de la cuenca oriental, en particular de Haifa, debido a un mayor número de especies muestreadas en el primero. Destacar el bloque homogéneo del puerto de Alicante, con excepción de la dársena pesquera que aparece próxima a Livorno.

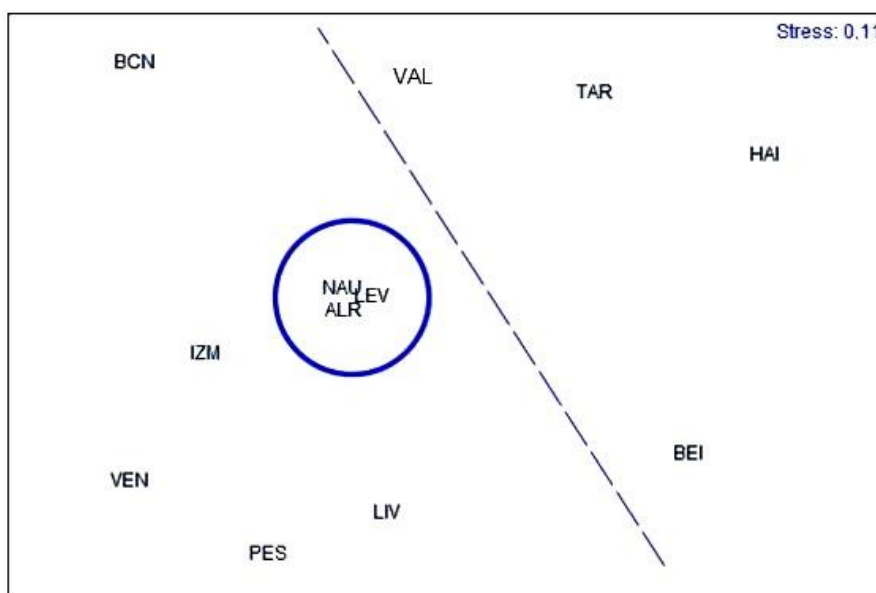


Figura 2.8 Análisis MDS de las diferentes zonas muestreadas. La línea discontinua divide el grupo I (derecha) y grupo II (izquierda). Abreviaturas en la figura 2.7.

2.3.2 Sucesión anual

El rango de variación de de temperatura existentes en el puerto de Alicante puede oscilar desde 12° C en febrero hasta 27° C en agosto (Zoffmann *et al.* 1985), por lo que el muestreo realizado en el puerto de Alicante fue de tipo estacional, realizando un muestreo aproximadamente a mitad de cada estación climática (invierno, primavera, verano y otoño). Los datos de presencia-ausencia obtenidos en cada zona se resumen en las tablas 2.3 y 2.4:

Tabla 2.3: Presencia de especies en el Instituto Marítimo-Pesquero (NAU) en los periodos muestreados (INV) invierno, (PRI) primavera, (VER) verano, (OTO) otoño.

Especies	NAU-INV	NAU-PRI	NAU-VER	NAU-OTO
<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	+	+	-	+
<i>Phallusia fumigata</i> Grube, 1864	+	+	+	+
<i>Botrylloides leachii</i> (Savigny, 1816)	-	+	+	-
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	+	+	-	+
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	+	+	+	+
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	+	+	+	+
<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	-	-	+	-
<i>Pyura dura</i> (Heller, 1877)	+	+	+	+
TOTAL	6	7	6	6

Tabla 2.4: Presencia de especies en la dársena de levante (LEV) y pesquera (PES) en los periodos muestreados (INV) invierno y (VER) verano

Especies	LEV-INV	LEV-VER	PES-INV	PES-VER
<i>Aplidium nordmanni</i> (Milne-Edwards, 1841)	+	-	-	-
<i>Aplidium turbinatum</i> (Savigny, 1816)	+	+	-	-
Didemnidae sp.	-	+	-	-
<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	+	-	-	-
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	-	-	+	-
<i>Phallusia fumigata</i> Grube, 1864	+	+	-	-
<i>Botrylloides leachii</i> (Savigny, 1816)	-	+	-	-
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	+	-	+	-
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	+	+	+	+
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	+	+	+	+
<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	+	+	-	-
<i>Pyura dura</i> Heller, (1877)	+	+	-	-
TOTAL	9	8		

Existen especies cuya presencia es claramente estacional; este es el caso de las ascidias coloniales *Botryllus schlosseri* (típicamente invernal), que es reemplazada en temporada estival por *Botrylloides leachii*. Otra especie que aparece de forma muy notable en la temporada invernal es *Clavelina lepadiformis*, especie de crecimiento estolonial que forma vistosos racimos durante el invierno (figura 2.9), y prácticamente desaparece en verano en un proceso de estivación (de Caralt 2002).

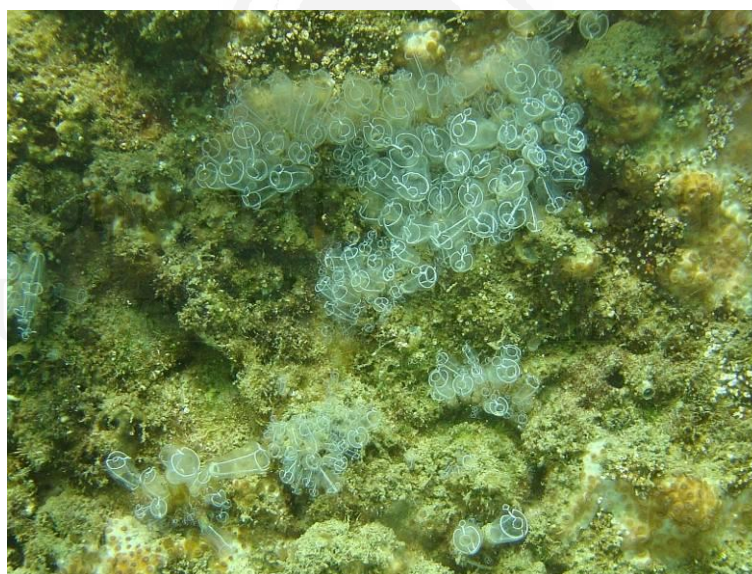


Figura 2.9. Colonias de *Clavelina lepadiformis* en el interior del puerto de Alicante, época invernal.

Esta estacionalidad no se produce en las grandes especies solitarias (como *S. plicata* o *P. dura*); la gran cantidad de *fouling* y de epibiontes que acumulan, así como su presencia continua a lo largo del año y su gran tamaño nos indican que su ciclo biológico es bastante superior a un año. Esto corresponde con lo ya apuntado por otros autores en especies similares (*M. squamiger*, Rius *et al.* 2009).

2.3.3 Estudio cuantitativo

Los datos obtenidos de abundancia media de individuos de cada especie por metro cuadrado, divididos en las diferentes zonas muestreadas, épocas y profundidades podemos observarlos en la tabla 2.5.

Los valores muestran una gran dispersión, pese a haber eliminado un nivel de replicación espacial (agrupando todas las muestras de una zona a una misma profundidad en una misma época). Podemos observar como muchos de los valores obtenidos tienen una densidad media con errores estándar muy elevados, consecuencia de la abundancia de ceros en las muestras.

Estos datos, además de no hacerlos adecuados para un análisis estadístico más en profundidad (ni univariante ni multivariante), nos pueden indicar patrones de distribución de tipo agregado. Este tipo de distribución, en “manchas”, es común en el grupo de las ascidias. Además, nos indica que el método de muestreo estándar usado (cuadrados de 20x20 cm al azar, Hewitt y Martin 1996, 2001) no es el adecuado para realizar una caracterización cuantitativa de la comunidad de ascidias, debida a la propia distribución que tiene el grupo.

Siendo imposible la comparación con densidades medias, se sumó el número de individuos aparecidos en los muestreos, representándolos respecto a la época y a la zona muestreada. Estos datos referidos a LEV, NAU y PES podemos verlos de forma gráfica en las figuras 2.10 a 2.12, respectivamente.

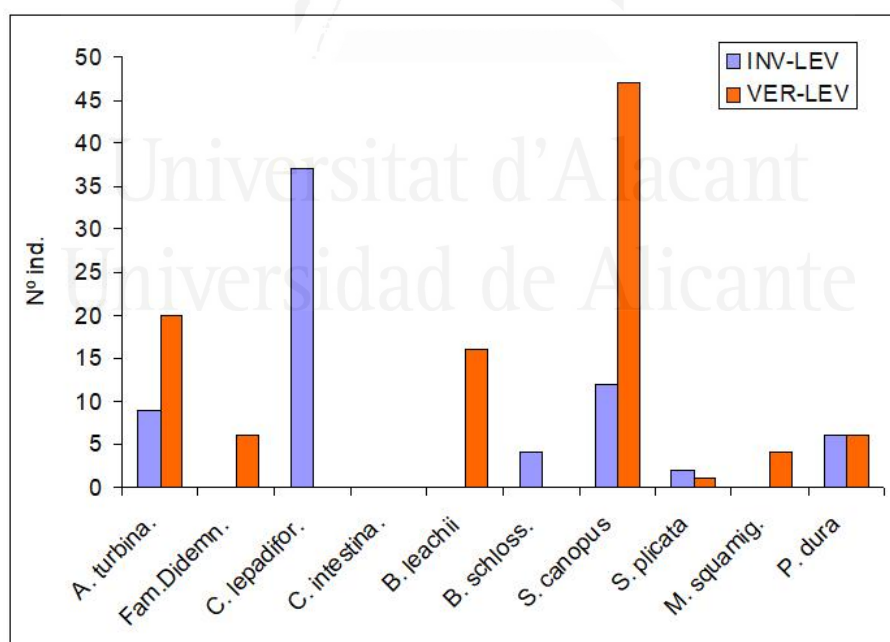


Figura 2.10: Número de individuos muestreados de cada especie en LEV, en invierno (INV) y verano (VER)

Tabla 2.5 Abundancia de especies en las zonas muestreadas del puerto de Alicante (unidades en ind./m²)
 Tiempo: (INV) invierno, (VER) verano; localidad: (LEV) dársena de Levante, (NAU) instituto Marítimo-Pesquero,
 (PES) dársena pesquera. Profundidades: (1) 0,5 m., (2) 3 m., (3) 5 m., (4) 7 m. **Asteriscos * y negrita** indican especies exóticas.

Familia	Sp.	INV-LEV-1	INV-LEV-2	INV-LEV-3	INV-LEV-4	INV-NAU-1	INV-NAU-2	INV-NAU-3	INV-PES-1	INV-PES-2
Polyclinidae	<i>A. turbinatum</i>	20,83 ± 29,23	0	16,67 ± 40,82	0	0	0	0	0	0
Didemnidae	Didemnidae spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycitoridae	<i>C. lepadiformis</i>	29,17 ± 29,23	54,17 ± 40,05	70,83 ± 29,23	0	0	0	0	0	0
Cionidae	<i>C. intestinalis</i>	0	0	0	0	0	0	8,33 ± 20,41	45,83 ± 60,03	0
Styelidae	<i>B. leachii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>B. schlosseri</i>	16,67 ± 20,41	0	0	0	0	0	4,17 ± 10,21	0	0
	<i>S. plicata</i>	4,17 ± 10,21	4,17 ± 10,21	0	0	12,5 ± 20,92	0	0	4,17 ± 10,21	4,17 ± 10,21
	<i>S. canopus</i>	20,83 ± 40,05	8,33 ± 20,41	4,17 ± 10,21	16,67 ± 20,41	108,33 ± 71,88	0	0	41,67 ± 40,82	16,67 ± 20,41
Pyuridae	*M. squamiger	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>P. dura</i>	8,33 ± 20,41	12,5 ± 20,92	4,17 ± 10,21	0	0	4,17 ± 10,21	33,33 ± 49,16	0	0
	Abun. TOTAL	100 ± 72,46	79,17 ± 67,85	95,83 ± 43,06	16,67 ± 20,41	120,83 ± 87,2	4,17 ± 10,21	45,83 ± 64,06	91,67 ± 87,56	20,83 ± 24,58

Familia	Sp.	VER-LEV-1	VER-LEV-2	VER-LEV-3	VER-LEV-4	VER-NAU-1	VER-NAU-2	VER-NAU-3	VER-PES-1	VER-PES-2
Polyclinidae	<i>A. turbinatum</i>	70,83 ± 149,51	8,33 ± 12,91	0	4,17 ± 10,21	0	0	0	0	0
Didemnidae	Didemnidae spp.	16,67 ± 30,28	8,33 ± 20,41	0	0	0	0	0	0	0
Polycitoridae	<i>C. lepadiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cionidae	<i>C. intestinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Styelidae	<i>B. leachii</i>	58,33 ± 56,27	0	8,33 ± 12,91	0	8,33 ± 20,41	8,33 ± 12,91	20,83 ± 24,58	0	0
	<i>B. schlosseri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>S. plicata</i>	4,17 ± 10,21	0	0	0	0	0	0	8,33 ± 12,91	4,17 ± 10,21
	<i>S. canopus</i>	141,67 ± 115,83	25 ± 27,39	20,83 ± 24,58	8,33 ± 12,91	137,5 ± 161,83	58,33 ± 80,10	25 ± 31,62	208,33 ± 162,53	166,67 ± 111,43
Pyuridae	*M. squamiger	0	4,17 ± 10,21	8,33 ± 12,91	4,17 ± 10,21	0	0	12,5 ± 30,62	0	0
	<i>P. dura</i>	8,33 ± 12,91	8,33 ± 20,41	4,17 ± 10,21	4,17 ± 10,21	4,17 ± 10,21	12,5 ± 20,92	75 ± 59,16	0	0
	Abun. TOTAL	300 ± 289,4	54,17 ± 48,52	41,67 ± 34,16	20,83 ± 10,21	150 ± 151,66	79,17 ± 96,72	133,33 ± 66,46	216,67 ± 160,21	170,83 ± 108,88

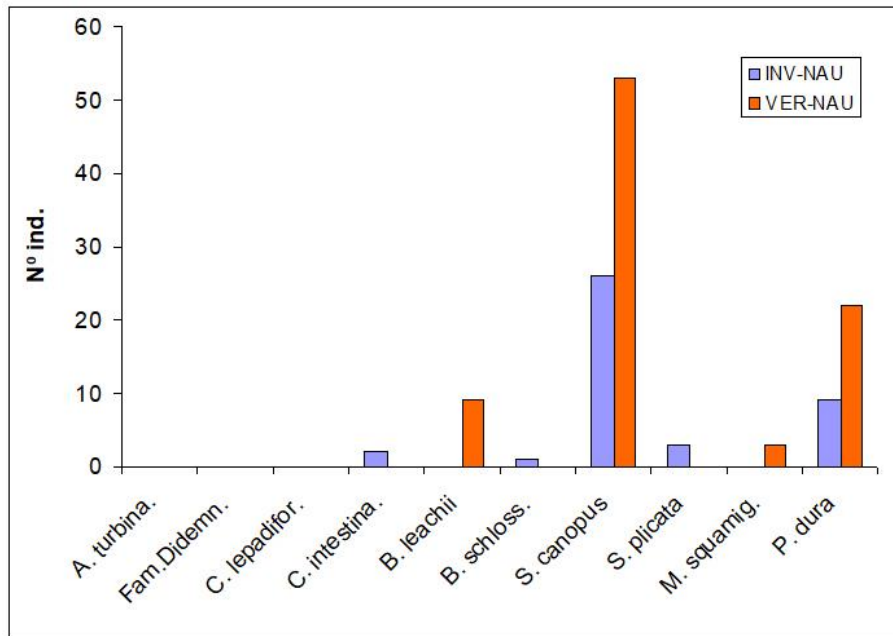


Figura 2.11. Número de individuos muestreados de cada especie en NAU, en invierno (INV) y verano (VER)

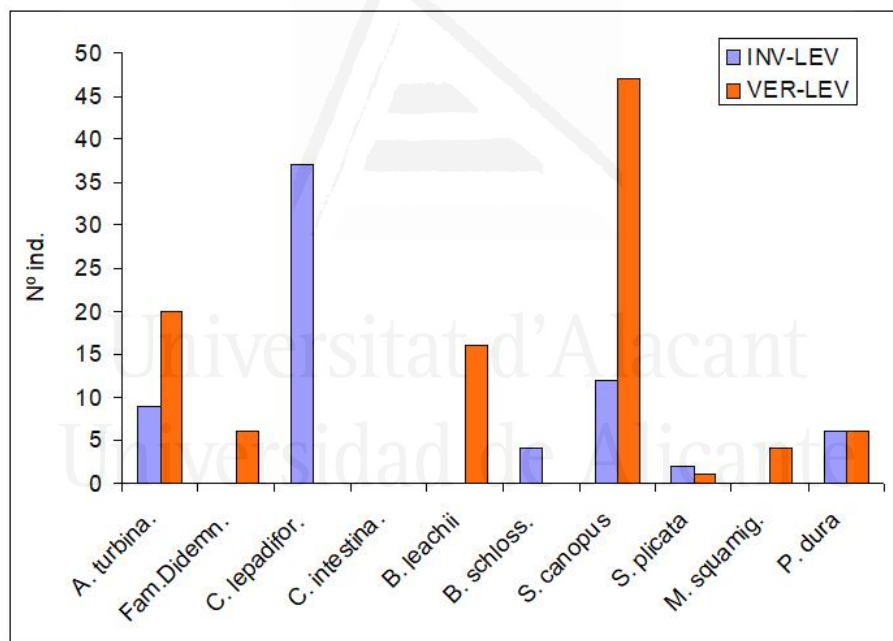


Figura 2.12 Número de individuos muestreados de cada especie en PES, en invierno (INV) y verano (VER)

La especie que apareció de forma más numerosa en los muestreos cuantitativos fue *Styela canopus*, apareciendo en todas las épocas y zonas muestreadas, y llegando a triplicar a otras especies (por ejemplo en NAU). Es remarkable el patrón claro de alternancia estacional entre *Botryllus schlosseri* en invierno y su reemplazo en verano por *Botrylloides leachii*; también es destacable que *Clavelina lepadiformis* y *Ciona intestinalis* aparecieran con densidades aparentes, pero solo en invierno, lo cual indica también cierta estacionalidad.

2.3.4 Ascidas epibiontes sobre otras ascidas.

Normalmente, las ascidas solitarias del orden Stolidobranchia presentan una túnica gruesa que se suele recubrir de epibiontes (Fig. 2.13) de diversos taxones (hidrozoos, cirrípedos, serpúlidos, briozoos, ascidas). En el presente apartado vamos a estudiar el grupo de las ascidas epibiontes sobre las dos especies solitarias: *Styela plicata* y *Pyura dura*. Ambas especies llegan a tener gran tamaño (más de 6 cm), poseen una túnica consistente y pueden vivir más de un ciclo anual, por lo que ofrecen un sustrato ideal para ser colonizado por otros organismos.

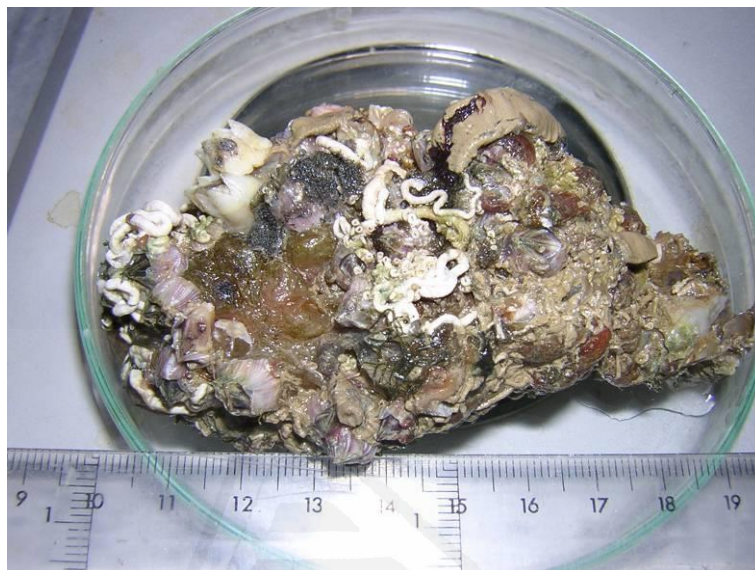


Figura 2.13. Ejemplar de *Styela plicata* recubierto de diversos organismos de *fouling*.

En el caso de *S. plicata* encontramos epibiontes en un 54'74% de las ascidas estudiadas; en el caso de *P. dura* en un 52'83%. La composición específica de los epibiontes dependiendo de la especie sobre la que crecieron podemos observarla en la tabla 2.6.

Tabla 2.6 Número total de ascidas epibiontes según la especie sustrato sobre la que aparecieron.

Especie epibionte	<i>Styela plicata</i>	<i>Pyura dura</i>
<i>Clavelina lepadiformis</i>	17	6
<i>Botrylloides leachii</i>	10	4
<i>Botryllus schlosseri</i>	1	0
<i>Styela canopus</i>	140	17
<i>Styela plicata</i>	6	1
*<i>Microcosmus squamiger</i>	0	20
<i>Pyura dura</i>	2	4
TOTAL	176	52

En ambos casos, existe cierta afinidad familiar entre las ascidas epibiontes y sus sustratos: en el caso de *S. plicata*, la especie de ascidia epibionte más común es *S. canopus*, llegando a contar más de 15 individuos en la túnica de un único ejemplar. En el caso de *P. dura*, en general han aparecido menos epibiontes, siendo el más común *M. squamiger*; un ejemplo de esta asociación lo podemos ver en la figura 2.14.



Figura 2.14. Ejemplar de *P. dura* (centro) sobre el que ha crecido un ejemplar de *M. squamiger* (parte izquierda)

Styela plicata, en términos absolutos, tiene mayor cantidad de epibiontes que *Pyura dura*. Esto puede ser debido a la propia situación sobre el sustrato de cada una: *Styela plicata* permanece erecta y sobresaliendo del sustrato, mientras que *Pyura dura* sobresale mucho menos, con menor superficie expuesta.

La relación entre número de epibiontes y longitud principal podemos observarla en las figuras 2.15 (para *Styela plicata*) y 2.16 (para *Pyura dura*)

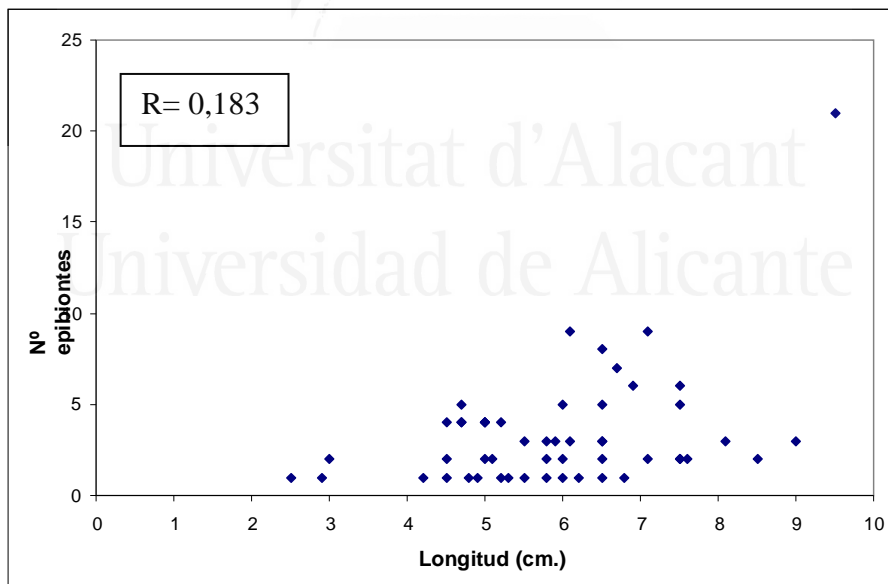


Figura 2.15. Nº de epibiontes ascidias en *Styela plicata* respecto a la longitud principal

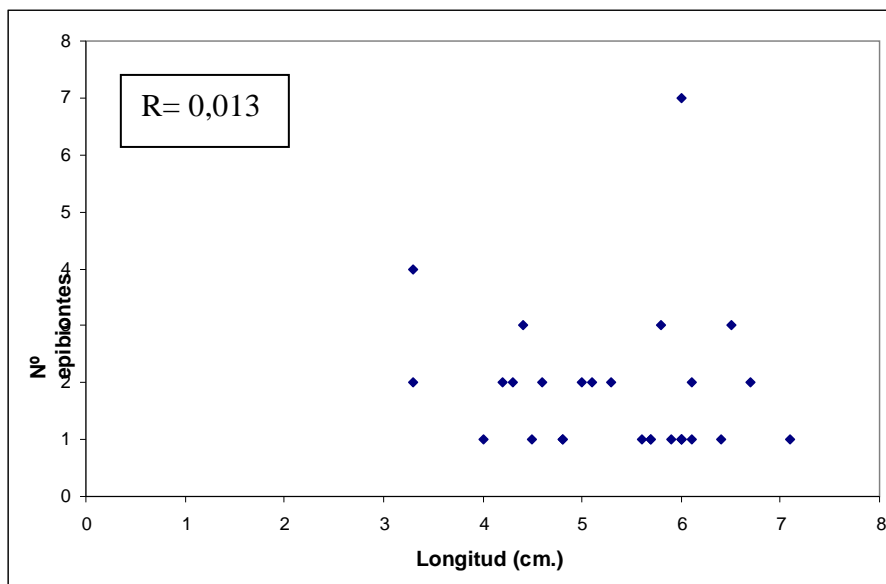


Figura 2.16. Nº de epibiontes en *Pyura dura* respecto a la longitud principal

En ambos casos no existe una correlación positiva estadísticamente significativa entre tamaño de túnica (y por extensión superficie a colonizar) y cantidad de epibiontes. Es posible que otros factores (posición de la ascidia respecto al sustrato, atracción por individuos fijados previamente, cercanía de reproductores de la especie epibionte, el propio tamaño de los epibiontes) puedan influir más que el propio tamaño de la ascidia "sustrato".

2.3.5 Endobiontes de ascidias.

De todas las especies estudiadas en el puerto de Alicante, solo se han encontrado endobiontes en el interior de 3 especies: *Styela plicata*, *Pyura dura* y *Ciona intestinalis*. En este último caso, la presencia de endobiontes fue testimonial, apareciendo solo en 3 ejemplares, por lo que nos centraremos en las dos primeras especies.

En el caso de *S. plicata* aparecen endobiontes en el 48'42% del total de individuos estudiados, con un máximo de 24 especímenes en un único ejemplar. En el caso de *P. dura* aparecen endobiontes en un 30'19% del total de individuos estudiados, pero es destacable un máximo de 67 endobiontes en un único ejemplar, encontrando toda la branquia totalmente colonizada. Los endobiontes encontrados fueron crustáceos en su totalidad, fundamentalmente copépodos y anfípodos.

La representación del número de endobiontes respecto a la longitud máxima de túnica podemos observarla en la figura 2.16 (para *S. plicata*) y en la figura 2.17 (para *P. dura*)

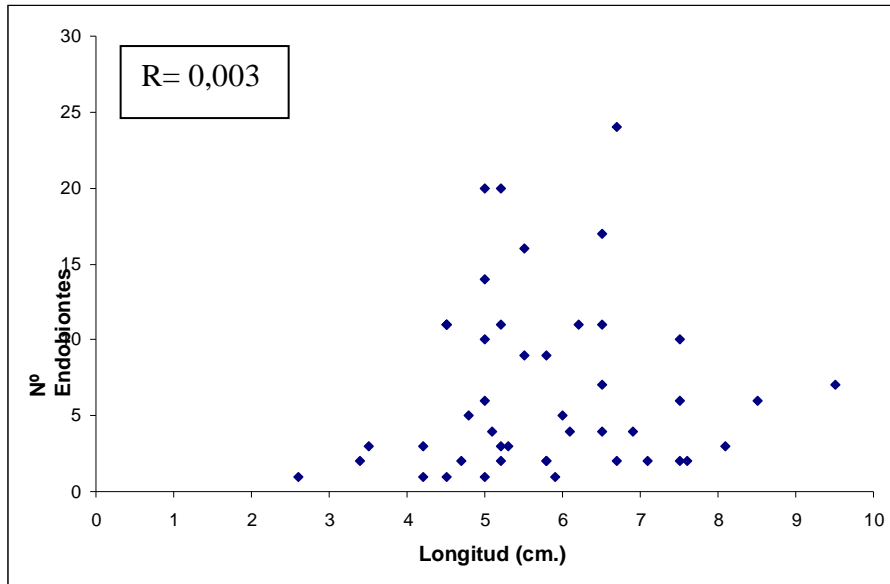


Figura 2.17 Número de endobiontes en *Styela plicata* en función de su longitud.

No encontramos una correlación positiva entre la longitud de la ascidia (relacionada con el volumen interno), y la cantidad de endobiontes. Es muy posible que otros factores diferentes al tamaño (como la presencia previa de otros endobiontes, interacciones entre ellos, posición de los sifones de cada ejemplar) puedan tener mucha más importancia que el volumen de la cavidad branquial. Esto va en línea con lo apuntado por otros autores (Thiel 2000, Pastore 2001), con relaciones muy complejas entre los propios endobiontes.

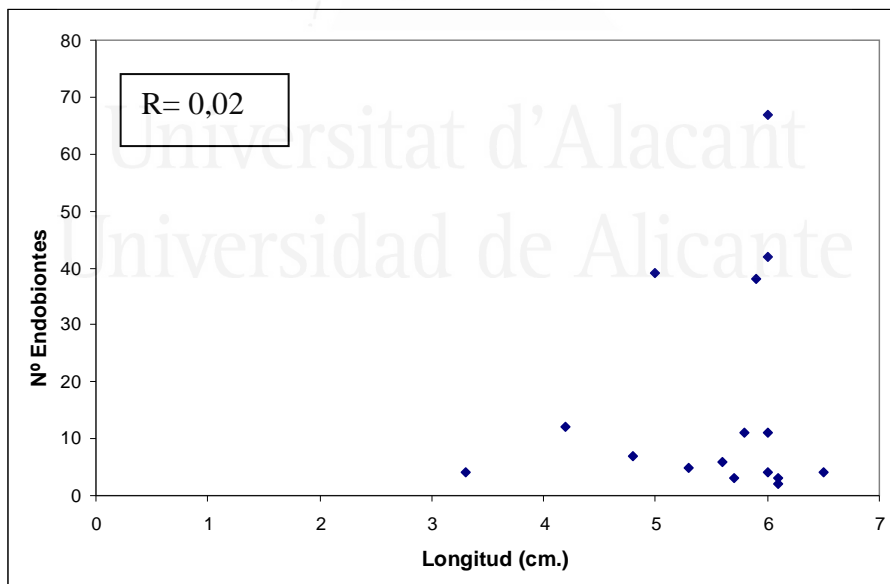


Figura 2.18 Número de endobiontes en *Pyura dura* en función de su longitud.

2.4 Discusión

La distribución de especies de ascidias en los puertos mediterráneos estudiados sigue una relativa homogeneidad entre lugares que están a decenas (o centenas) de kilómetros. Esta similitud de comunidades portuarias está justificada por la conectividad existente entre diferentes puertos debido al transporte marítimo (Coutts *et al.* 2003). No obstante, pese a esta citada homogeneidad entre los puertos estudiados, sí se aprecia un patrón de agregación diferente entre los puertos de la cuenca oriental y occidental.

En ambos casos, existe una enorme dominancia del orden Stolidobranchia; ello puede explicarse por ser el orden con las especies más evolucionadas, explotando al máximo la estrategia solitaria (aunque también hay especies coloniales). En nuestro caso son individuos que pueden llegar a un gran porte, y que se encuentran bien adaptadas al ambiente portuario por sus características intrínsecas de falta de estacionalidad (Lambert *et al.* 1998) y resistencia a contaminación (Monniot *et al.* 1986). Dentro de este orden, la familia más representada es la familia Styelidae: familia en la que varias especies son cosmopolitas, y particularmente abundante de puertos, teniendo un amplio rango de tolerancia a los cambios de temperatura (Thiyagarajan *et al.* 2003).

Una gran parte de las especies predominantes dentro de los puertos son cosmopolitas, consideradas típicas de este ambiente: *Styela canopus*, *S. plicata*, *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides leachii*, *Microcosmus squamiger*, etc. Muchas de estas especies han sido citadas en puertos de todo el mundo (Naranjo *et al.* 1996, Lambert *et al.* 1998, 2003, Ulman *et al.* 2019); actualmente, gran parte de ellas deberían ser considerarlas criptogénicas.

Si nuestra intención es sacar datos cuantitativos de los muestreos, el diseño muestral es crucial a la hora de poder realizar análisis estadísticos. La obtención de datos cuantitativos de densidad de individuos y su análisis estadístico era uno de los objetivos del capítulo 3. El diseño utilizado para los muestreos fue el indicado por el proyecto, publicado por Hewitt y Martin (1996, 2001); dicho diseño resultó no ser el más adecuado para la comunidad de ascidias, no siendo posible el realizar los análisis estadísticos uni o multivariantes pensados debido a las altas desviaciones encontradas entre las réplicas. Los datos obtenidos en nuestros muestreos apuntan a una distribución parcheada, por lo que sería necesario un diseño específico más adaptado a comunidades con cierto grado de agregación y bajas densidades.

La comunidad de ascidiofauna colonial del puerto de Alicante muestra un marcado carácter estacional. Los datos obtenidos muestran claramente la sucesión de algunas especies coloniales, así como la presencia de grandes ejemplares que pueden vivir varios años. La variación de temperatura existentes en el puerto de Alicante, oscilando desde 12° C en febrero hasta 27° C en agosto (Zoffmann *et al.* 1985) favorece mucho la estacionalidad de algunas especies, la cual debe ser tomada en cuenta para la caracterización de las comunidades: los muestreos deben tener en cuenta este carácter estacional (Mastrototaro *et al.* 2008, Rius *et al.* 2009). Además, esta temporalidad de las comunidades puede favorecer la entrada de especies exóticas dentro de la comunidad (Astudillo *et al.* 2016).

De las grandes ascidias solitarias, varias especies presentaron epibiontes adheridos a su túnica (Monniot C. 1965). Nosotros nos centramos en dos especies que presentaron ascidias como epibiontes: *Styela plicata* y *Pyura dura*, por lo que actúan como facilitadoras de la fijación de otras especies de ascidias (Ramos-Esplá *et al.* 2020). La composición de epibiontes presentó una gran afinidad por familias; *Styela plicata* tuvo como epibionte más común a *S. canopus*; *Pyura dura* tuvo como epibionte más común a *Microcosmus squamiger*; la presencia de aleloquímicos anti-fouling en la túnica seguramente ayudó a la implantación

de especies muy próximas genéticamente. En cuanto a la diferencia en el número de epibiontes ascidias, *S. plicata* tuvo mayor cantidad absoluta de epibiontes que *P.dura*, debido seguramente a la propia situación sobre el sustrato de cada una. *S. plicata* suele permanecer erecta y sobresaliendo del sustrato, e incluso muchas veces aparece colgando en cabos totalmente expuesta; *P. dura*, sin embargo, suele estar mucho más enterrada en el sustrato, sobresaliendo mucho menos, con menor superficie expuesta y siendo muchas veces prácticamente indistinguible del resto del sustrato.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CAPÍTULO 3:

ASCIDIAS EXÓTICAS

RECIENTES EN EL

MAR MEDITERRÁNEO



Universitat d'Alacant



Publicaciones relacionadas:

Pósters en congresos:

Izquierdo-Muñoz A, Díaz Valdés M, Ramos-Esplá A.A. (2007) Non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. International Invasive Sea Squirt Conference II. Prince Edward Island, Canada. 2-4/10/2007

Izquierdo Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2019) Updating the list of recent non-indigenous ascidians (Chordata: Tunicata) and its spreading in the Mediterranean Sea. Ten years later (2009-2019). *Frontiers in Marine Science* Conf. Abstract XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX)

Ubeda-Quesada J, Iváñez-Rugero B, Martínez EA, Izquierdo-Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2019) Rapid Assessment Survey of ascidians (Chordata: Tunicata) in marinas of SW Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, Conf. Abstract: XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX)

Artículos científicos:

Izquierdo-Muñoz A, Díaz-Valdés M, Ramos Esplá A.A. (2009) Recent non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions* 4 (1): 59-64

Ramos-Esplá AA, Izquierdo A, Çinar ME (2013) *Microcosmus exasperatus* (Ascidacea: Pyuridae), current distribution in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 6; e89

3. Ascidas exóticas recientes en el Mar Mediterráneo

3.1 Introducción

3.1.1 Antecedentes

El término de invasión biológica se usa habitualmente para definir la llegada, establecimiento y difusión de especies de origen exótico (Zibrowius 1992). El término de especie invasora, exótica, alóctona, introducidas y similares es usado actualmente en múltiples ámbitos, pero no siempre de forma correcta. En concordancia con Williamsom y Fitter (1996) y con Boudouresque y Verlaque (2002), para que una especie pueda ser considerada una especie exótica (*non-indigenous species*, NIS en adelante) debe cumplir los siguientes criterios: i) la especie coloniza una nueva área donde no se encontraba previamente; ii) la extensión de su rango de distribución está relacionada, directa o indirectamente, con la actividad humana; iii) existe una discontinuidad geográfica entre su área nativa y la nueva área colonizada, existiendo una dispersión remota; y iv) las nuevas generaciones de la especie nacen *in situ* sin asistencia humana, lo que crea poblaciones autosostenibles, que se consideran naturalizadas. Una especie exótica que coloniza una nueva área geográfica con gran éxito, y que genera un perjuicio económico y ecológico cuantificable es considerada una especie invasora.

Las ascidas, como ya se ha comentado, forman parte importante de las comunidades de *biofouling* de puertos; además son un grupo bien conocido por haber colonizado rápidamente un gran número de puertos distantes debido al transporte de barcos (Lambert *et al.* 2003, Turon *et al.* 2003, Zhan *et al.* 2015). De un continente a otro, las faunas portuarias de zonas templadas y tropicales tienen una gran similitud entre sí, y presentan un fuerte cosmopolitismo. (Monniot *et al.* 1985).

Estudios realizados en comunidades de ascidas de puertos usando técnicas genéticas han demostrado la existencia de una homogeneidad en puertos que pueden estar alejados a escala de cientos de kilómetros. Esta homogeneidad genética no puede ser explicada por simple deriva larvaria pasiva, sino por un transporte activo de ejemplares de un puerto a otro (Ayre *et al.* 1997, Tarjuelo *et al.* 2001, Nóbrega *et al.* 2004). Gracias a las técnicas genéticas actuales, podemos incluso trazar la ruta de colonización que ha seguido una especie exótica en su proceso de introducción (Rius *et al.* 2012)

Los vectores principales de invasión, en el caso de las ascidas, son los cascos de barcos como *biofouling* (Lambert y Lambert 2003, Murray 2011). También tiene un peso importante la transferencia indirecta en material de acuicultura, y en las propias conchas de moluscos cultivados (Lambert 2007, Locke 2007). Por otro lado, el calentamiento global también puede facilitar la supervivencia de algunas especies de ascidas exóticas tropicales, ya sea por mayor crecimiento o por tolerar mejor el estrés (Lord 2017, Kenworthy *et al.* 2018)

3.1.2 Justificación y objetivos

En este capítulo se procede a realizar una revisión crítica de la presencia de ascidas exóticas en el Mar Mediterráneo, excluyendo de dicha revisión al Mar Negro. Nuestro criterio para considerar una especie como "exótica" en el Mar Mediterráneo está basado en un criterio temporal. Contamos como punto de inicio 1958, año en el que Jean-Marie Pérès publicó el primer inventario de ascidas litorales del Mar Mediterráneo (Pérès 1958a). El objetivo

principal ha sido la revisión de todas las especies de ascidias exóticas citadas hasta la fecha (diciembre 2020), de la cuales se tiene constancia de la fecha de primer señalamiento en el Mediterráneo. Las especies criptogénicas no se han considerado dado el desconocimiento de fecha de introducción.

3.2 Material y métodos

Se han considerado especies exóticas las registradas con posterioridad a la década de 1950, donde Pérès (1958a). Al respecto, se ha realizado una extensa búsqueda bibliográfica y revisión de la literatura científica y ‘literatura gris’ (tesis de maestría y doctorado, informes técnicos, actas de congresos, páginas web), incluyendo datos propios publicados previamente (proyecto PORTAL, www.ciesm.org/marine/programs/portal; Izquierdo-Muñoz *et al.* 2006, Izquierdo-Muñoz *et al.* 2009); así como, de bases de datos especializadas (entre ellas: Ascidiacea World Database, <https://www.marinespecies.org/ascidiacea/>; European Alien Species Information Network. <https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin>) de las ascidias señaladas en el Mediterráneo se ha llevado a cabo hasta diciembre 2020. La nomenclatura científica se ha actualizado mediante la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS: <https://www.marinespecies.org/>)

Para el estatus de las ascidias exóticas se han considerado las cinco categorías propuestas por Carlton (1996), Gofas y Zenetos (2003), Zenetos *et al.* (2005): establecidas, casuales, cuestionables, criptogénicas, excluidas e invasivas.

- **Establecida:** Aquellas especies que se han localizado en 2 ó más lugares y se expanden por el Mediterráneo. Se consideran otras tres sub-categorías: i) invasora, ampliamente expandida y genera un impacto ecológico o económico; ii) naturalizada, localizada en ambientes antropizados (puertos, marinas, zonas de acuicultura, lugares degradados por contaminación...) y naturales; y iii) no naturalizada, localizada únicamente en ambientes antropizados.
- **Casual:** Únicamente citadas una sola vez en el Mediterráneo.
- **Cuestionable:** Especies que se han citado una sola vez, pero su descripción o la falta de la misma, requiere una verificación posterior.
- **Criptogénica:** Se considera criptogénica a una especie cuya primera colonización en el Mediterráneo no se conoce o no está claramente registrada. Algunas de ellas, probablemente, entre los siglos XVI y XVIII con el comercio con América y actualmente se encuentran naturalizadas.

Normalmente, las especies cosmopolitas entran en esta última clasificación ya que no se sabe exactamente su lugar de origen y la introducción en la zona. Otras especies, caso del componente atlanto-mediterráneo, resulta más difícil considerarlas exóticas. Por estudios genéticos se ha comprobado que representan diferentes poblaciones a las nativas, y subsecuentemente se las considera NIS, procedentes de otras regiones que fueron colonizadas previamente. Dado que falta un consenso al respecto, y a veces pueden producirse errores (Viard *et al.* 2019), en el estudio se excluyen estas especies atlanto-mediterráneas.

3.3 Resultados

Del total de la ascidiofauna mediterránea, en esta revisión (diciembre de 2020) hemos considerado **22** especies como ascidias exóticas recientes en el Mar Mediterráneo. Presentamos un mapa con la localización y distribución de todas las especies mencionadas (figura 3.1), así como una tabla resumen de las principales características de cada especie (tabla 3.1). Estas especies las agrupamos en las categorías propuestas por Zenetos *et al.* (2005): casuales, establecidas, cuestionables, criptogénicas, y excluidas.

a) Casuales: Algunas especies han sido citadas una única vez, y están restringidas a hábitats muy específicos:

- *Ecteinascidia styeloides* (Traustedt, 1882): su única cita mediterránea conocida se produjo en el puerto de Porto Vecchio, en Córcega (Monniot y Monniot 1987).
- *Perophora multiclathrata* (Sluiter, 1904): al igual que en el caso anterior aparece citada únicamente en Córcega, en el interior de Porto Vecchio (Monniot 1983).
- *Botrylloides anceps* (Herdman, 1891): especie indopacífica de posible origen lessepsiano, su distribución conocida se restringe a costas de Israel (Brunetti 2009).
- *Botrylloides giganteum* (Pérès, 1949): Brunetti y Mastrototaro (2012) describieron una nueva especie *Botrylloides pizoni*, encontrada en bateas de mejillones en el Mar Piccolo de Taranto durante muestreos en el año 2003. Estudios genéticos posteriores (Rocha *et al.* 2019) demostraron que en realidad se trataba de *B. giganteum*.
- *Microcosmus anchylodeirus* Traustedt, 1883: encontrada en la costa cercanas a Porto Vecchio (Córcega) en 1980, confirmada su presencia en 1992 (Monniot 2016).

b) Establecidas: Hay especies con dos o más citas separadas espacial y temporalmente; estas especies se engloban dentro de la categoría de establecidas. Podemos considerar dos categorías: localizadas en hábitats antropizados y naturales, y aquellas restringidas solo a ambientes antrópicos (puertos, zonas de acuicultura). En la categoría de especies establecidas en hábitats antrópicos y naturales podemos encontrar:

- *Trididemnum savignii* (Herdman, 1886) fue citada en Túnez por Pérès (1954), como *T. tenerum* en 1953. Más tarde fue citada como *T. cf. savignii*, en Francia por Lafargue (1972) y en España por Ramos-Esplá (1987, 1988).
- *Distaplia bermudensis* Van Name, 1902: Fue citada por primera vez en Ibiza en 1953 (Pérès, 1957), permaneciendo dicha cita como cuestionable hasta su nueva aparición en el año 2000 en la laguna del mar Piccolo de Taranto (Mastrototaro y Brunetti 2006), donde se encontró una población establecida.
- *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816): su primera cita fue en el norte de Líbano (Bitar y Kouli-Bitar 2001, Bitar *et al.* 2007), apareciendo también en Israel (Shenkar y Loya 2009).
- *Ecteinascidia thurstoni* Herdman, 1890: su primera cita fue en Israel (Shenkar y Loya 2009) en diferentes localidades. También ha sido encontrada en Port Said (Egipto, Halim y Abdel Messeih 2016).
- *Ascidia cannelata* Oken, 1820: especie de posible origen lessepsiano, aparece exclusivamente en costas de Israel (Pérès 1958b, Izquierdo-Muñoz *et al.* 2006), en varias localidades tanto en sustrato artificial como natural.
- *Phallusia nigra* Savigny, 1816: encontrada por primera vez en 1952 (Pérès 1958b), esta especie se ha ido dispersando por toda la cuenca oriental, siendo actualmente común en toda su costa, y llegando hasta el Mar Egeo (Kondilatos *et al.* 2010, Koutsogiannopoulos *et al.* 2012).

- *Botrylloides violaceus* Oka, 1927: especie presente en la laguna de Venecia (Zaniolo *et al.* 1993), y más recientemente (2014) ha sido observada en Taranto, Italia (Palanisamy *et al.* 2018)
- *Symplegma brakenhielmi* (Michaelson, 1904): La primera cita de la especie fue realizada en 1951 por Pérès (1958b), como *S. viride*. Posteriormente ha aparecido en Líbano (Bitar y Kouli-Bitar 2001). Esta especie se está expandiendo rápidamente por los mares Egeo, Jónico y Tirreno (Mastrototaro *et al.* 2019, Ramos-Esplá *et al.* 2020), siendo citada también recientemente en Libia (Rizgalla *et al.* 2019).
- *Herdmania momus* (Savigny, 1816): su primera cita fue en 1939 (Harant, 1939), y se ha ido distribuyendo progresivamente por toda la costa oriental, llegando hasta el Mar Egeo (Katsanevakis *et al.* 2014) y Malta (Evans *et al.* 2013).
- *Microcosmus exasperatus* Heller, 1878: es citado por primera vez en 1999 en las costas del golfo de Gabés, Túnez (Meliane 2002). Aparece regularmente por toda la costa oriental, como Israel, Líbano y Turquía, además del propio Túnez (Izquierdo-Muñoz *et al.* 2009, Shenkar y Loya 2009, Gewing *et al.* 2016) extendiéndose también por el Mar Egeo (Ramos-Esplá *et al.* 2013).
- *Microcosmus squamiger* Michaelson, 1927: fue citada por primera vez en Bizerta en 1963 (como *M. exasperatus*, Monniot 1981). Desde esa fecha fue dispersándose por toda la cuenca occidental (Ramos-Esplá 1988, Turon *et al.* 2007; Mastrototaro y Dappiano 2008), encontrándose actualmente a lo largo de toda la costa del Mediterráneo Occidental. En el Mediterráneo Oriental esta especie sólo aparece en el puerto de Taranto, Italia (Turon *et al.* 2007), y en el puerto de La Valetta, Malta, en sustrato artificial (Izquierdo-Muñoz *et al.* 2009).

En la categoría de especies restringidas a ambientes antrópicos podemos encontrar:

- *Aplidium accarens* (Millar, 1953): su primera cita se produce en Port Said (Egipto) por Ghobashy y Abdel Messeih (1991); no obstante, la escasa descripción de los autores no es suficiente para poder caracterizar la especie. Recientemente ha sido encontrada en el NE español en 2013 (López-Legentil M. 2013). Esta publicación también indica que se ha encontrado en Italia (sin más datos adicionales)
- *Polyclinum constellatum* Savigny, 1816: encontrada por Halin y Abdel Messeih (2016) en Port Said y Damietta (Egipto) en 1988. Posteriormente fue citada en la parte turca del mar Egeo en 2016 por Aydin-Onen (2018). Recientemente (2019), se ha citado para el puerto de Taranto (Montesanto *et al.* in press).
- *Didemnum vexillum* Kott, 2002: citada por primera vez dentro de la laguna de Venecia en 2010 (Tagliapietra *et al.* 2012). Posteriormente apareció en el Delta del Ebro en 2012 (Ordoñez *et al.* 2015).
- *Botrylloides diegensis*: la primera cita de la especie en el Mediterráneo fue en Messina en 2014 (Palanisamy *et al.* 2018). Sin embargo, Viard *et al.* (2019) considera que parte de las poblaciones de *B. leachii* encontrados en puertos del noroeste español en 2013 (López-Legentil *et al.* 2015) pertenecen en realidad a la especie *B. diegensis*, basándose en estudios genéticos.
- *Polyandrocarpa zorritensis* Ritter & Forsyth, 1917: encontrada por primera vez en 1974 en el puerto de la Spezia (Brunetti 1981), apareciendo posteriormente en el Delta del Ebro (Turón y Perera 1988) y en Taranto (Brunetti y Mastrototaro 2004). Más recientemente ha sido encontrada en el puerto de Torre Vieja (Alicante) por Ubeda *et al.* (2019).
- *Styela clava* Herdman, 1881: su primera cita en bibliografía ocurre en Port Said, Egipto, por Ghobashy y Abdel Messeih (1991); no obstante, la breve descripción de los autores nos hace cuestionar dicha primera cita. Su primera cita mediterránea confirmada fue en la laguna de Thau, sur de Francia (Davis y Davis 2008),

apareciendo más recientemente en el Mar de Mármara (Çinar *et al.* 2016). También aparece citada en el Mar Negro en 2002 por Micu y Micu (2004)

c) **Cuestionables:** englobamos en esta categoría a algunas especies que han sido citadas una única vez, pero tienen una escasa descripción taxonómica de los ejemplares encontrados, o directamente no existe. Estas citas requerirían una comprobación exacta, revisando de forma exhaustiva los ejemplares citados para comprobar un posible error de identificación.

En esta categoría incluimos a *Eusynstyela hartmeyeri*, citada por Harant (1939) en Port Said; *Aplidium (Amaroucium) lobatum* citada por Pérès (1958b, 1959) en Israel y el Mar de Alborán, respectivamente; a *Distaplia stylifera* citada en Túnez (Pérès, 1954); a *Ascidia corelloides* citada en las Islas Baleares por Pérès (1959). También incluimos las recientes citas de *Aplidium retiforme*, *Didemnum moseleyi*, *Eudistoma angolanum* y *Polyclinum saturnium* citadas por Halim y Abdel Messeik (2016) en aguas mediterráneas egipcias. Estos últimos autores encuentran en ese último trabajo especies boreales (*Ascidia obliqua*, *Cnemidocarpa mollis*, *Leptoclinides faeroensis*) nunca mencionadas en el Mar Mediterráneo, por lo que dichas citas también son cuestionables. *Polysyncraton amethysteum* fue observada en Túnez por Pérès (1954), y citada recientemente en Egipto por Halim y Abdel Messeik (2016); al igual que en los casos anteriores consideramos dicha especie como cuestionable, ya que no ha sido encontrada en ninguna otra parte del Mediterráneo.

d) **Criptogénicas:** Consideramos especies criptogénicas siguiendo el criterio marcado por Carlton (1996) aquellas cuya primera cita en el Mediterráneo no está clara, por lo que las excluimos de esta revisión al no cumplir el criterio temporal establecido en la introducción. Algunas de ellas fueron introducidas hace siglos y están actualmente naturalizadas. Estas especies podemos dividir las en:

i) Especies tropicales y del NE americano: *Botrylloides niger* Herdman, 1886, *Clavelina oblonga* Herdman, 1880; *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880; *Perophora viridis* Verrill, 1871; *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843); *M. occidentalis* Traustedt, 1883.

ii) Especies de distribución cosmopolita: *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967; *Styela canopus* (Savigny, 1816); *S. plicata* (Lesueur, 1823).

iii) Especies originalmente nativas del NE atlántico: *Ascidiella aspersa* (Müller, 1776); *Botrylloides leachii* (Savigny, 1816); *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766); *Clavelina lepadiformis* (Müller, 1776); *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767); *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841). En esta línea, el carácter criptogénico de estas especies ya ha sido tratado por Zenetos *et al.* (2017).

iv) Especies indo-pacíficas: en esta revisión añadimos a la categoría de criptogénicas a *Cystodytes philippinensis* Herdman, 1886, citada en Túnez por Meliane (2002) en 1999; Harant (1927) probablemente la encontró de forma previa en dicha área (Como un sinónimo de *C. dellechiajei*). En la primera revisión (Izquierdo-Muñoz *et al.* 2006) sí la consideramos como exótica, pero creemos que encaja mejor en la categoría de criptogénica por lo anterior descrito.

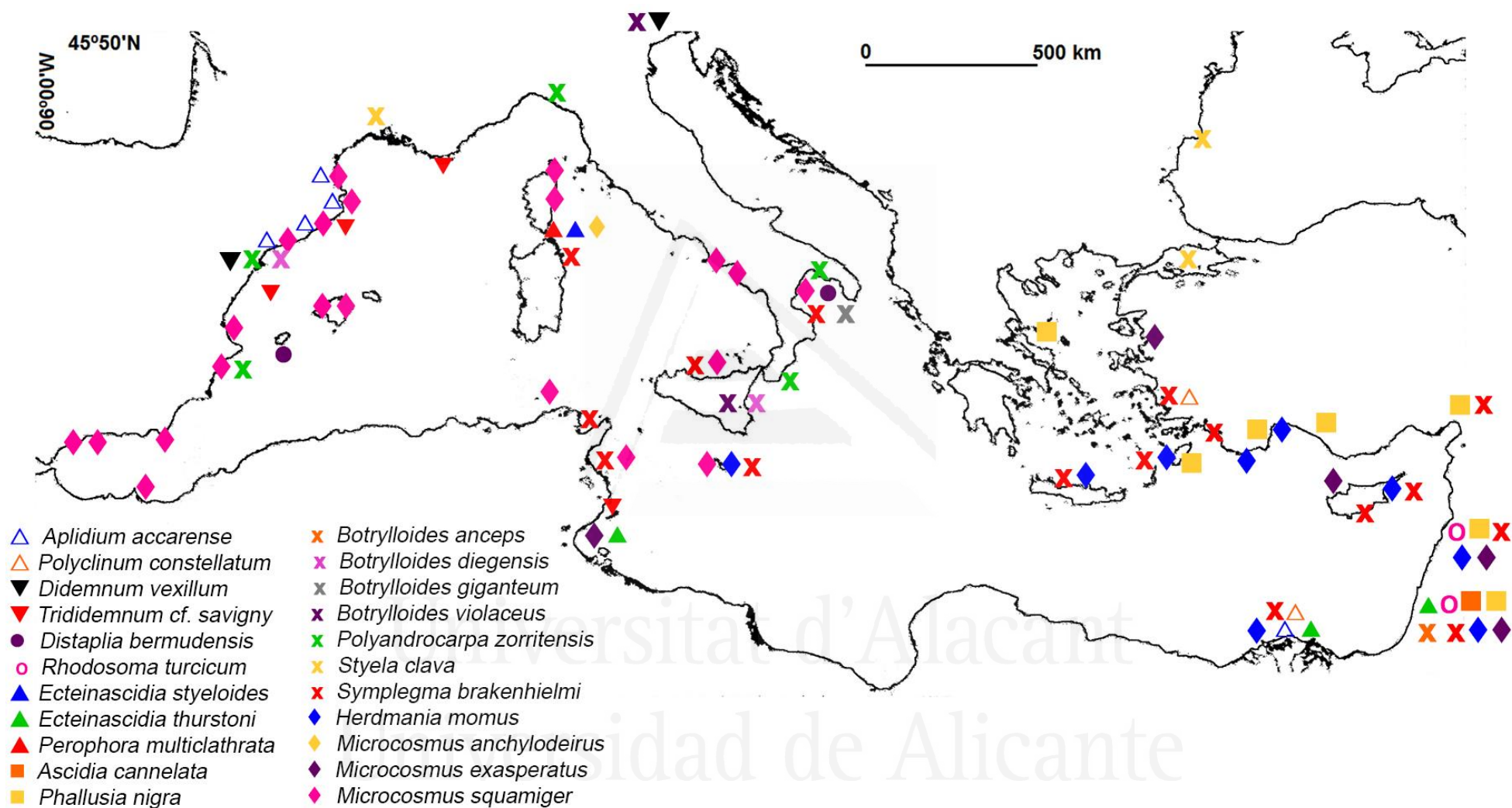


Figura 3.1: Localización de las ascidias exóticas en el Mar Mediterráneo. Las familias están indicadas por los siguientes símbolos:
 △ Polyclinidae ▼ Didemnidae ● Polycitoridae ○ Corellidae ▲ Perophoridae ■ Ascidiidae × Styelidae ◆ Pyuridae

Tabla 3.1. Ascidiias exóticas recientes: Zonas: (W-Med) Mditerráneo Occidental; (C-Med) M. Central; (E-Med) M. Oriental; (Adria) Adriático; (Marm) Mar de Mármara. Estatus: (cas) casual; (est) establecida; (cue) cuestionable. Vector: (MT) tráfico marítimo; (SC) maricultura. Hábitats: (ant) antrópico; (nat) natural.

Familia / Especie	Año 1er. registro	Cita	W-Med	C-Med	Adriat	E-Med	Marm	Vector	Habitats
Polyclinidae									
<i>Aplidium accarensense</i> (Millar, 1953)	1991?	Ghobashy y Abdel-Me. 1991	est.	-	-	cue	-	MT	antr.
<i>Polyclinum constellatum</i> Savigny, 1816	2016	Halin y Abdel Messeih, 2016	-	-	-	cas	-	MT	antr
Didemnidae									
<i>Didemnum vexillum</i> Kott, 2002	2012	Tagliapietra <i>et al.</i> 2012	cas	-	cas	-	-	SC?	ant
<i>Trididemnum savignii</i> (Herdman, 1886)	1953	Pérès 1954	est	cas	-	-	-	MT?	nat
Polycitoridae									
<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	1953	Pérès 1957	cas	est	-	-	-	MT?	nat, ant
Corellidae									
<i>Rhodosoma turcicum</i> (Savigny, 1816)	1999	Bitar y Kouli-Bitar 2001	-	-	-	est	-	MT	nat, ant
Perophoridae									
<i>Ecteinascidia styeloides</i> (Traustedt, 1882)	1987?	Monniot y Monniot 1987	cas	-	-	-	-	MT	ant
<i>Ecteinascidia thurstoni</i> Herdman, 1890	2009	Shenkar y Loya 2009	-	-	-	cas	-	MT	nat,ant
<i>Perophora multiclathrata</i> (Sluiter, 1904)	1983	Monniot 1983	cas	-	-	-	-	MT	ant
Asciidiidae									
<i>Ascidia cannelata</i> Oken, 1820	1958	Pérès 1958b	-	-	-	est	-	MT	ant
<i>Phallusia nigra</i> Savigny, 1816	1952	Pérès 1958b	-	-	-	est-	-	MT	nat, ant
Styelidae									
<i>Botrylloides anceps</i> (Herdman, 1891)	1991	Brunetti 2009	-	-	-	cas	-	MT	nat, ant
<i>Botrylloides diegensis</i> Ritter & Forsyth, 1917	2014	Palanisamy <i>et al.</i> 2018	est	cas	-	-	-	SC?,MT?	ant.
<i>Botrylloides giganteum</i> (Pérès, 1949)	2003	Brunetti y Mastrototaro 2012	-	cas	-	-	-	SC?,MT	ant
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927	1993	Zaniolo <i>et al.</i> 1993	-	cas	est	-	-	SC?	ant
<i>Polyandrocarpa zorritensis</i> (Van Name, 1931)	1974	Brunetti, 1978-79	est	est	-	-	-	SC?,MT?	ant
<i>Styela clava</i> Herdman, 1882	1991?	Ghobashy y Abdel-Me. 1991	est	-	-	cue	est	SC	ant
<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)	1999	Pérès 1958b	est	est	-	est	-	MT	nat, ant
Pyuridae									
<i>Herdmania momus</i> (Savigny, 1816)	1939	Harant 1939	-	est	-	est	-	MT	nat, ant
<i>Microcosmus anchylodeirus</i> Traustedt 1883	1980	Monniot 2016	cas	-	-	-	-	MT	nat, ant
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	1999	Meliane 2002	-	est	-	est	-	MT	nat, ant
<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	1963	Monniot 1981	est	est	-	-	-	MT	nat, ant

Hay especies, identificadas como exóticas, que posteriormente han sido clasificadas como nativas del Mediterráneo. Por ejemplo, Monniot y Zibrowius (1999) demostraron que *Rhodosoma verecundum*, citado por Pérès, era en realidad *R. callense* (Lacaze-Duthiers, 1865). Otro ejemplo es el caso de *Ecteinascidia moorei* (citada en Alejandría por Harant 1939), que posteriormente se sinonimizó con *E. turbinata*.

El principal vector de transporte de estos organismos parece ser el transporte marítimo, mediante ejemplares adultos adosados a los cascos de barcos como integrantes del *fouling*. Aunque este hecho en principio fue documentado de forma infrecuente y casi accidental en el Mediterráneo (Zibrowius 2002), la baja capacidad dispersión natural larvaria de este grupo (Lambert 2005) así lo sugiere. De las veintidós especies consideradas en este capítulo, solo hay cuatro cuya introducción accidental puede estar asociadas a la acuicultura, siendo la vía de introducción más probable adheridos a las conchas de bivalvos cultivados. Este sería el caso de *Didemnum vexillum*, *Botrylloides violaceus*, *Styela clava* y *Polyandrocarpa zorritensis*; en todos los casos, su hábitat está de momento restringido a lagunas litorales o deltas, donde existen explotaciones de maricultura, así como puertos cercanos. Estas especies muestran un carácter altamente invasor en otras regiones, causando estragos en los cultivos marinos (por ejemplo: Bullard *et al.* 2007), por lo que merecen un especial seguimiento en nuestro mar.

La tasa de introducción de nuevas especies de ascidias en el Mediterráneo ha sido más o menos constante a lo largo de las últimas décadas, y es aproximadamente de dos especies nuevas de ascidias exóticas cada década. Esta tasa de introducción podemos verla representada en la figura 3.2:

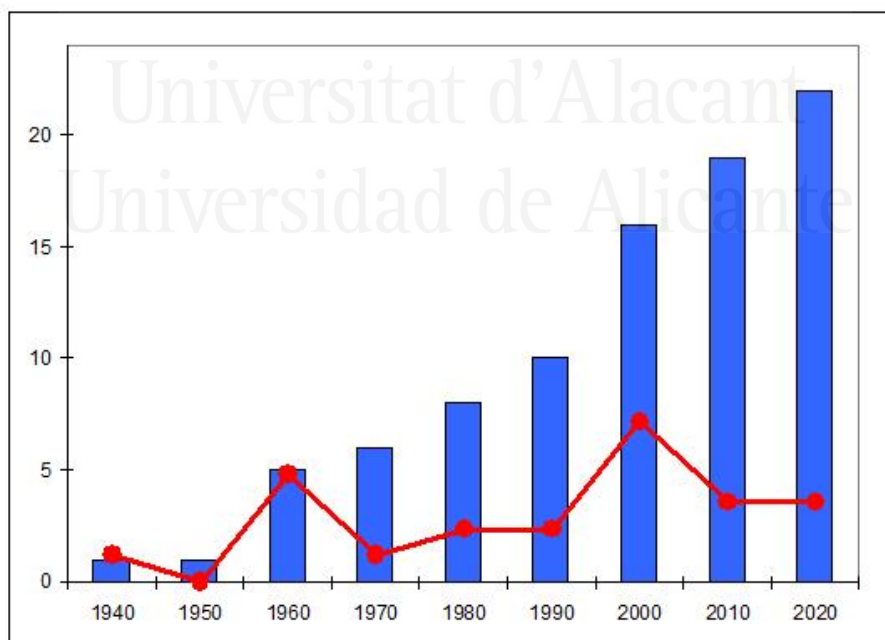


Figura 3.2: Número de especies introducidas por décadas (línea roja) y número acumulado (barras azules)

Probablemente la distribución real de las especies consideradas en este capítulo sea mucho mayor que el descrito. Debido a la dificultad taxonómica del grupo, así como a la falta de taxónomos expertos, muchas especies de ascidias pueden ser pasadas por

alto en los muestreos generalistas, o confundidas con especies autóctonas debido a una mala identificación. Una revisión actual y en profundidad de todas las citas de estas especies podría mostrar un rango de distribución mucho mayor que el conocido actualmente.

3.4 Discussion

Aunque las introducciones a través de barcos se han documentado solo de forma incidental y con poca frecuencia en el Mediterráneo (Zibrowius 2002), la mayoría de las ascidias exóticas probablemente hayan sido transportadas en la etapa adulta por barcos (a través del Estrecho de Gibraltar y el Canal de Suez) fijadas al casco en la obra viva. *Botrylloides violaceus*, *Styela clava* y *Didemnum vexillum* parecen haber sido introducidas recientemente por el cultivo de moluscos (Occhipinti-Ambrogi 2003, Davis y Davis 2008). Al respecto, la introducción de especies exóticas ha aumentado en los últimos años (Zibrowius 1992, Zenetos *et al.* 2005, Streftaris *et al.* 2005, Katsanevakis *et al.* 2020), potenciada por la progresiva tropicalización del Mediterráneo (Occhipinti-Ambrogi 2007). Por lo tanto, es muy probable que futuros invasores lleguen de regiones tropicales (Francour *et al.* 1994, Boero 2002, Parravicini *et al.* 2015). Esto se corrobora con la expansión de algunas ascidias recientes con afinidades tropicales (*Rhodosoma turcicum*, *Phallusia nigra*, *Herdmania momus*, *Microcosmus exasperatus* y *M. squamiger*) en el Mediterráneo.

La falta de taxónomos para una diagnosis correcta de las especies ha sido un factor limitante principal en la capacidad de detectar ascidias exóticas en el área. Esto se ve agravado por la falta de inventarios de fauna local actualizados y la falta de experiencia y conocimientos taxonómicos en algunas áreas del Mediterráneo (por ejemplo el norte de África y el mar de Levante). Varias ascidias exóticas ahora presentes en el Mar Mediterráneo, probablemente fueron identificadas erróneamente inicialmente; o bien, son sinonimias. Estos son los casos de *Cystodytes philippinesis* se notificó como *C. dellechiajei*, *Perophora multiclathrata* como *P. viridis*, y *Symplegma brakenhielmi* como *S. viride*. *Ecteinascidia moorei* (citada en Alejandría por Harant 1939) ha sido sinonimizada como *E. turbinata* (MacIver *et al.* 2016).

Una revisión de las citas de estas especies mostraría un mayor rango de expansión. Además, algunos de los registros antiguos de ascidias exóticas en el Mediterráneo (antes de Pérès 1958a) siguen siendo inciertos, porque después nunca se han observado. Este es el caso de las especies ‘pantropicales’ *Aplidium lobatum* Savigny, 1816 y *Botrylloides nigrum* Herdman, 1886 (= *Metandrocarpa nigrum*), y del Indo-Pacífico *Eusynstyela hartmeyeri* Michaelsen, 1904. *A. lobatum* fue registrada por Savigny (1816) en Egipto, y Pérès (1954, 1958b, 1959) en Túnez, Francia, Israel y Ceuta. En esta última localidad, Díaz-Valdés *et al.* (2002) han estudiado la ascidiofauna, pero nunca han observado esta especie. *B. nigrum* se ha registrado en Túnez e Israel (Pérès 1954, 1958b), pero probablemente se confundió con una especie similar, *B. leachi*. Finalmente, *E. hartmeyeri* ha sido reportada únicamente por Harant (1927) en Port Said (Egipto).



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CAPÍTULO 4:

FAUNA EXÓTICA

EN LA ZONA

DEL SURESTE IBERICO



Universitat d'Alacant



Publicaciones relacionadas:

Artículos:

- Giménez Casalduero F, Ramos Esplá A.A, Izquierdo-Muñoz A, Gomariz F, Martínez Hernández F.J, González Carrió, F (2016). Invertebrados marinos alóctonos em el Mar menor. En: León VM y Bellido JM. Mar Menor, una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía, MEC. Temas de Oceanografía 9, 157-178.
- Izquierdo-Muñoz A, Vázquez-Luis M, Giménez-Casalduero F, Ramos-Esplá AA (2012). Occurrence of the exotic gastropod *Bursatella leachii* (Opisthobranchia: Aplysiidae) off the east coast of Spain (Mediterranean Sea). En Nicolaidou *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (June 2012) *Mediterranean Marine Science* 13(1): 162-174.
- Izquierdo-Muñoz A, Izquierdo-Gomez D (2014) First record of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin,1789) (Actinopterygii, Tetraodontidae) on the Mediterranean Spanish coast. En Katsanevakis *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (October, 2014) *Mediterranean Marine Science* 15(3): 675-695.
- Izquierdo-Muñoz A, Izquierdo-Gómez D (2015). New records of blue spotted cornetfish *Fistularia commersonii* on the Alicante coast (Eastern Spain) En Tsiamis *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (July 2015) *Mediterranean Marine Science* 16(2): 472-488.
- Izquierdo-Gómez D, Izquierdo-Muñoz A (2016). Evidence on the establishment of the American blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathburn 1896) in the Levantine coast of Spain (Western Mediterranean Sea) En Karachle *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (March 2016) *Mediterranean Marine Science* 17(1), 230-252.
- Izquierdo-Muñoz A, Rubio-Portillo E (2016). Occurrence of the exotic sponge *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea: Amphoriscidae) off the east coast of Spain. En Dailianis *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (July 2016) *Mediterranean Marine Science* 17(2), 608-626.
- Izquierdo-Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2019) *Cephalopholis taeniops* (Valenciennes, 1828) (Perciformes: Serranidae): first record in the western Mediterranean Sea. En: Stern *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (July 2019). *Mediterranean Marine Science* 20(2): 411.
- Ubeda-Quesada, J., Ibáñez-Rugero, B., Martínez, E.A., Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Esplá, A.A. (2019) Rapid Assessment Survey of ascidians (Chordata: Tunicata) in marinas of SW Mediterranean. Front. Mar. Sci. Conference Abstract: XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies. Porto September, 2019,

4.1. Introducción

La zona del SE Ibérico podemos considerarla como la situada entre los cabos de Gata y San Antonio, y comprende los Golfos de Vera y Alicante. Su régimen de temperatura (Fig. 4.1) varía entre 14° y 26°C de temperatura media superficial (mínima en Valencia 13,65°C; máxima en Alicante 26,25°C). Salvo Barcelona (rango 13-24,4°C) y Málaga (15,6-23,4°C), en el resto de localidades del mediterráneo ibérico las temperaturas son muy semejantes. En principio, el régimen térmico no debe suponer una barrera en la propagación de las especies exóticas y termófilas en el sector central del Mediterráneo Ibérico (Delta del Ebro-Cabo de Gata, incluyendo las Islas Baleares); ya señalado por Pérès y Picard (1964).

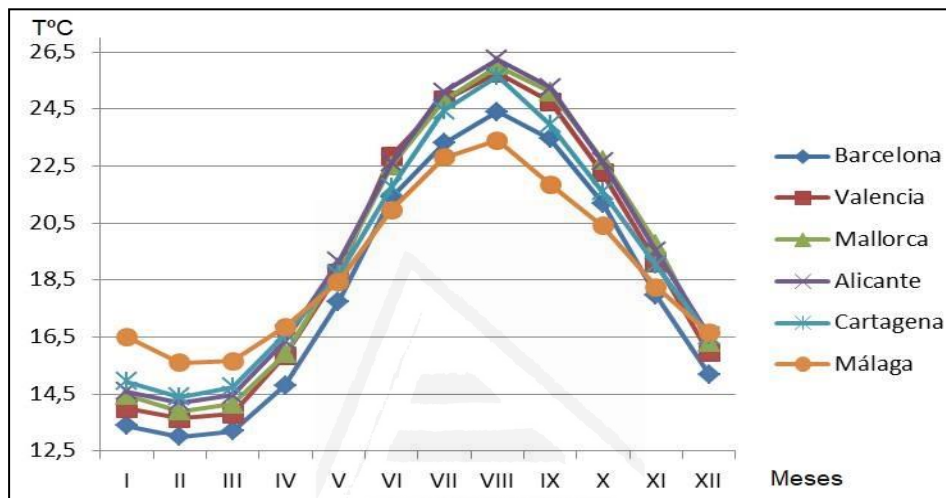


Figura 4.1. Variación mensual de las temperaturas medias superficiales en localidades del Mediterráneo Ibérico. Fuente: <https://www.seatemperature.org/europe/spain>

Existen ciertas diferencias florísticas y faunísticas entre los sectores Norte (Golfo de Valencia), Sur (SE Ibérico) y las Baleares, como por ejemplo el gran desarrollo de las formaciones de vermétidos (*Dendropoma lebeche*) y la rareza del alga calcárea *Lithophyllum byssoides*, debido a que se encuentra entre dos frentes, el de Cabo Gata-Orán (Argelia) al sur, y el de Cabo San Antonio – Ibiza (Canal de Ibiza) al norte. El Cabo de Palos representa el límite norte de ciertas especies termófilas, como *Astroides calycularis* y *Clavelina dellavallei* (comentario personal de A. A. Ramos); ello se debe a un frente intermedio ente Cabo Palos y Cabo Ténès (Argelia) Esta particularidad biogeográfica del SE Ibérico también se ha comprobado a nivel genético, mostrando ciertas diferencias poblacionales con el Mar de Alborán y el Golfo de Valencia (Pascual *et al.* 2017).

Entre las particularidades oceanográficas: i) la presencia de dos giros, uno anticiclónico (Cabo Gata-Orán) y otro ciclónico (Cabo Palos-Cabo Ténès); ii) la dirección de las corrientes, principalmente, es de dirección NE (Fig. 4.2); y iii) las masas de aguas superficiales son de origen atlántico (≤ 38 psu). Ello puede suponer un cierto aislamiento de la conectividad con el Golfo de Valencia y las Islas Baleares, siendo más intensa con el norte de África (costa de Argelia). Sin embargo, desde el punto de vista oceanográfico se encuentra poco estudiada.

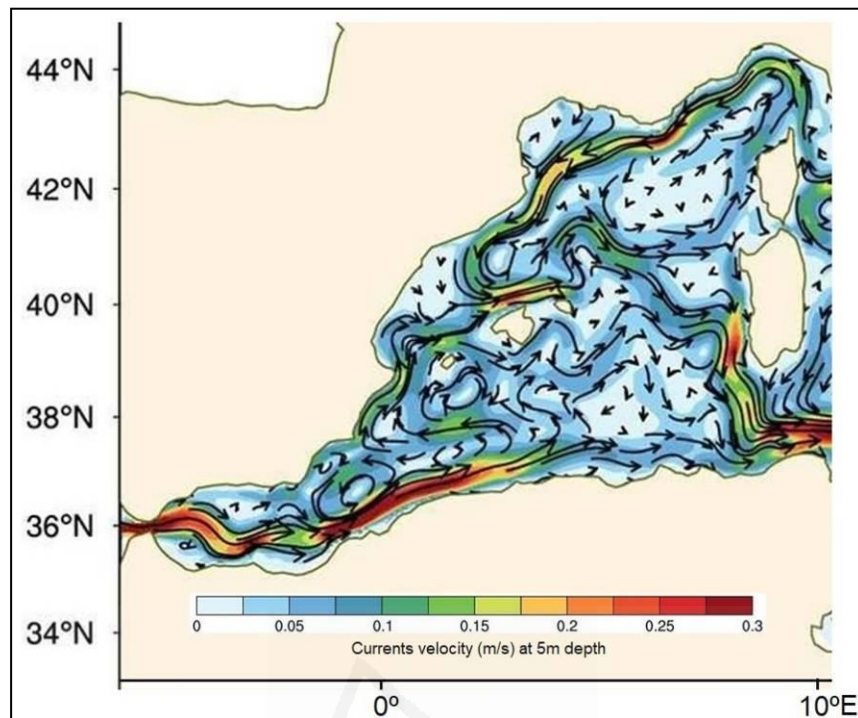


Figura 4.2. Sistema de corrientes superficiales en el Mediterráneo occidental.
Imagen: Tintoré *et al.* (2019).

En la zona considerada para este capítulo, comprendida entre el cabo de San Antonio (Alicante) y cabo de Palos, el número de especies exóticas presentes puede llegar a unas pocas decenas entre fauna y flora (Katsanaevakis *et al.* 2020). A lo largo del siguiente capítulo nos vamos a centrar en 12 especies de fauna de diferentes grupos, en las que hemos trabajado de una u otra forma.

4.2 Material y métodos

4.2.1 Area de estudio

El área de estudio comprende desde el Cabo de San Antonio (N 38° 48,10' / E 00° 11,93') hasta el Cabo de Palos (N 37° 37,98' / W 00° 41,29'), incluyendo la laguna costera del Mar Menor (Fig. 4.3). Ello supone unos 243 km de costa.

4.2.2 Métodos de muestreo y observación

Algunas especies se han observado en la costa (arribazones), a pie sobre la plataforma de abrasión, en inmersión (apnea, equipos autónomos) o han sido capturadas por dragas (*Paraleucilla magna*, *Branchiomma bairdi*, *B. luctuosum*, *Fulvia fragilis*, *Bursatella leachii*, *Percnon gibbesi*, *Microcosmus squamiger*). En otros casos la información se ha aportado por pescadores profesionales (*Callinectes sapidus*, *Fistularia commersonni*, *Lagocephalus sceleratus*) y buceadores (*Lamprohaminoea ovalis*).



Figura 4.3. Zona de estudio comprendida entre Cabo de San Antonio y Cabo de Palos. La barra de escala representa 25 km.

4.2.3 Recopilación de información

Una parte importante del trabajo ha sido la revisión de la abundante bibliografía que existe sobre las especies exóticas; en particular, artículos que se publican en el Mediterráneo Ibérico y que no suelen encontrarse en bases de datos bibliográficos (Scopus, Science Direct, Web of Science, etc.) y ‘literatura gris’ (tesis, tesinas, informes técnicos, páginas web, etc.). Para la actualización de la nomenclatura científica se ha seguido la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS: <https://www.marinespecies.org>). También cabe señalar la importancia de la ciencia ciudadana (buceadores, pescadores recreativos y profesionales, público en general), ya que puede suministrar una importante información, máxime en nuevos registros de especies exóticas.

En el presente estudio sólo hemos considerado las especies animales de reciente introducción (< 50 años) y que se tiene constancia de sus primeros registros en el Mediterráneo. No incluimos las especies criptogénicas (caso de *Amathia verticillata*, *Bugula neritina*, *Diplosoma listerianum*, *Ciona intestinalis*, *Ascidiella aspersa*, *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides leachii*, etc), especies atlanto-mediterráneas y actualmente cosmopolitas, dado que no se ha realizado un estudio genético de las mismas. Dado su interés, también hemos incluido el serránido *Cephalopholis taeniops* observado en Almería.

4.3 Especies exóticas observadas

En el Anexo I se indican las especies no indígenas que han sido citadas en los últimos 50 años (1972-2020) en el área de estudio (SE Ibérico). Se incluyen 57 especies, de las cuales 27 se consideran criptogénicas y 30 no indígenas (NIS); y dentro de este grupo, 15 spp. han sido estudiadas por el autor, adjuntando su ficha en el presente apartado.

En la figura 4.4A vemos el alto porcentaje de especies criptogénicas (27 spp., 47%), cuyo origen no se conoce y gran parte de ellas han llegado por transporte marítimo (fouling en casco de navíos y aguas de lastre). En el componente no indígena (30 NIS, 53%), destaca el Indo-Pacífico (32%), seguido del Atlántico Occidental (16%) y del Pacífico Oriental (3%). Hay un componente (circuntropical) con la especie *Bursatella leachii*, se encuentra en el Atlántico y Pacífico, no conociendo exactamente su origen.

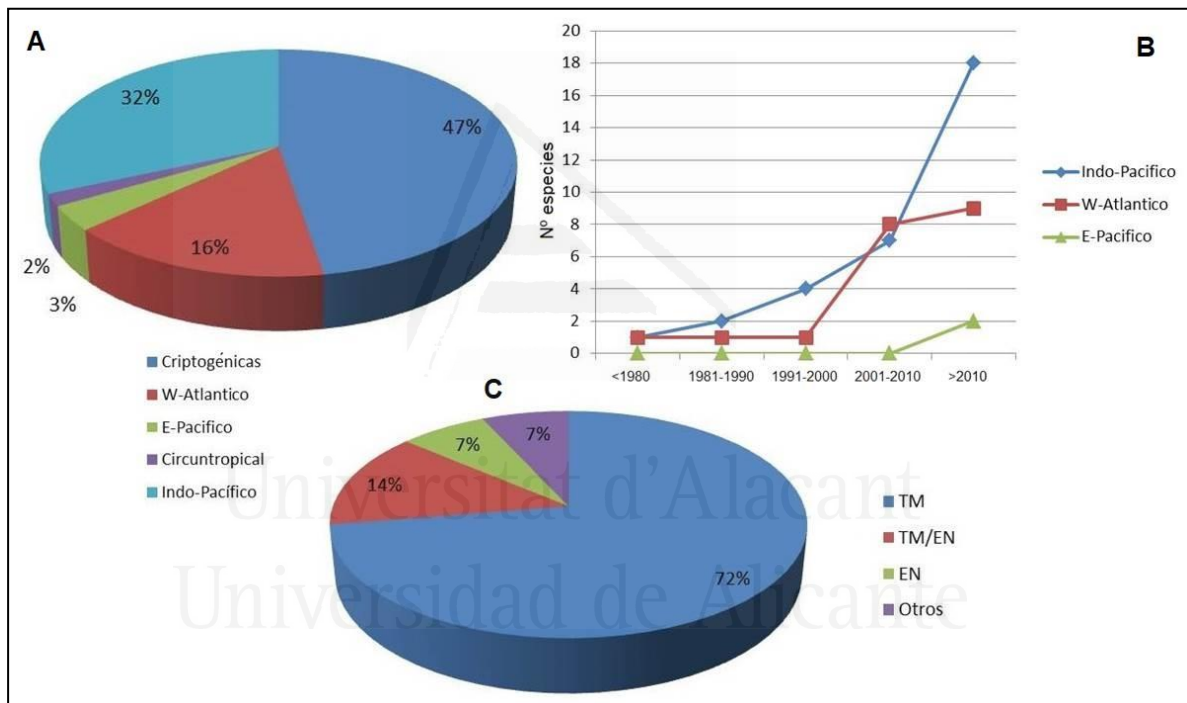


Figura 4.4. Componentes (criptogénico y exótico) y vectores de introducción. (A) componentes (porcentaje). (B) curva acumulativa de especies exóticas por origen e intervalo de años. (C) posibles vectores de introducción: (TM) tráfico marítimo, (EN) expansión natural, (otros) acuicultura, cebos. Datos: Anexo I.

Respecto al posible año de llegada al SE-Ibérico (Fig. 4.4B), observamos que ha empezado a incrementarse a partir de la década 2001-2010, con los componentes atlántico e indo-pacífico semejante. Sin embargo, a partir de 2011 las NIS indo-pacíficas han experimentado un fuerte incremento, apareciendo algunas especies del Pacífico Oriental.

Una de las posibles causas ha sido el atravesar la barrera oceanográfica (corrientes, temperatura) que supone el Canal Sicilia-Túnez por el tráfico marítimo. Una vez franqueado y adaptada la especie al nuevo hábitat en el Mediterráneo Occidental, puede extenderse por la navegación a escala local y regional; así como, por expansión

natural a causa de las corrientes. Al respecto (Fig. 4.4C), la causa principal de llegada de especies lessepsianas a nuestras costas es por tráfico marítimo (fouling en cascos de navíos y/o en aguas de lastre). En los puertos o zonas degradadas pueden adaptarse al nuevo biotopo, expandiéndose, posteriormente.

A continuación se realiza un estudio de las especies de la fauna exótica de las que hemos hecho una primera señalización en el SE Ibérico, y un posterior seguimiento de su posible expansión en la zona. No se incluyen *Oculina patagonica* y *Bostricapulus odites* que serán tratados más extensamente en el siguiente capítulo.

Porifera

4.3.1 *Paraleucilla magna*

Annelida Polychaeta

4.3.2 *Branchiomma bairdi*

4.3.3 *Branchiomma luctuosum*

Mollusca Gastropoda

4.3.4 *Bursatella leachii*

4.3.5 *Laprominoea ovalis*

Mollusca Bivalvia

4.3.6 *Fulvia fragilis*

Crustacea Decapoda

4.3.7 *Callinectes sapidus*

4.3.8 *Percnon gibbesi*

Chordata Ascidiacea

4.3.9 *Microcosmus squamiger*

4.3.10 *Polyandrocarpa zorritensis*

Chordata Actinopterygii

4.3.11 *Fistularia commersonni*

4.3.12 *Lagocephalus sceleratus*

4.3.13 *Cephalopholis taeniops*



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

6.3.1 *Paraleucilla magna*

Clase: Calcarea

Orden: Leucosolenida

Familia: Amphoriscidae

Especie: *Paraleucilla magna* Klautau, Monteiro y Borojevic, 2004

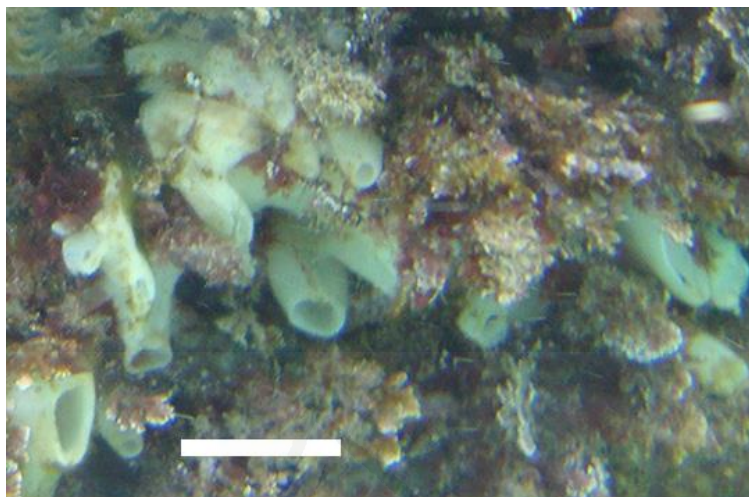


Figura 4.5. Ejemplar de *Paraleucilla magna* en aguas de la R. M. de Tabarca. La barra escalada indica 2 cm.

Caracteres distintivos: *P. magna* es una esponja calcárea de tipo erecto, de color blanco cremoso, y superficie aparentemente lisa. De forma variable, debido a su plasticidad morfológica, puede adoptar diferentes formas, de tipo masivo o tubular. Aunque su apariencia externa es bastante característica, para identificarla con certeza a nivel específico hay que recurrir a realizar una preparación de espículas y observarlas al microscopio. Los datos para su identificación podemos encontrarlos en Longo *et al.* 2007.

Distribución mundial: *P. magna* fue descrita por primera vez en el Océano Atlántico, en la zona de Brasil (Río de Janeiro, Klautau *et al.* 2004), siendo bastante común en todo el sur de Brasil.

Distribución en el Mediterráneo: Su primera aparición en el Mediterráneo fue en 2001, en el mar de Taranto, Italia (Longo *et al.* 2004), apareciendo después en Nápoles y Brindisi (Longo *et al.* 2007). Posteriormente aparece en Malta (Zammit *et al.* 2009), y Croacia (Cvitkoviz *et al.* 2013).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En costas españolas es citada por primera vez en la costa catalana en 2008 (Frotscher y Uriz 2008), y más recientemente a lo largo de ocho localidades en toda la costa mediterránea, incluyendo Cabo de Palos (Guardiola *et al.* 2016) y Argelia (Bachetarzi *et al.* 2019)

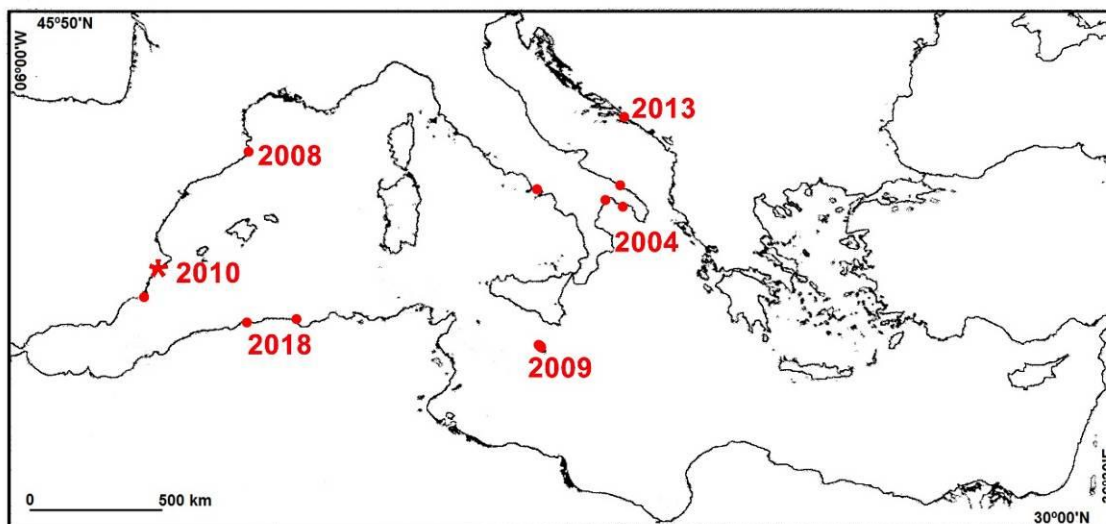


Figura 4.6. Mapa con la distribución mediterránea de *Paraleucilla magna*.

En nuestra área de estudio, desde 2010 se lleva observando en el interior del Puerto de Alicante, así como en zonas rocosas y boyas perimetrales de la R.M. de Isla Tabarca, apareciendo regularmente en muestreos fotográficos realizados para el seguimiento de otra especie invasora, *Oculina patagonica* (detallado en Rubio-Portillo *et al.* 2014a). Posteriormente, en febrero de 2016 ha sido también encontrada en el interior del puerto de Santa Pola (Izquierdo-Muñoz y Rubio-Portillo 2016), y ha sido encontrada regularmente en buceos en apnea en otras zonas (por ejemplo, Cabo Huertas, Alicante, datos no publicados)

Modo de introducción: Se piensa que el vector de transporte ha sido adherido a cascos de barcos, lo que se ve corroborado por la aparición de esta especie en puertos y zonas frecuentadas por embarcaciones. Esto también explicaría el porqué de su presencia en la R.M. de Tabarca, ya que las zonas donde ha aparecido están muy próximas a las boyas de fondeo de los barcos recreativos.

Estatus: Establecida

Observaciones: Esta especie tiene preferencia por zonas con baja renovación de aguas, donde puede aparecer en grandes densidades. Por ello, es bastante común en zonas portuarias, donde aparece generalmente en temporada invernal; el también encontrarla en zonas de sustrato natural y elevado hidrodinamismo nos indica una alta adaptabilidad ecológica.

En principio el impacto provocado por dicha especie es bajo, aunque dicho efecto puede ser aparente en épocas invernales, debido a su estacionalidad. Viendo cómo se amplía su distribución año a año y que puede pasar desapercibida en una gran parte de muestreos, es muy posible que su distribución sea mucho mayor, así como su impacto real.

6.3.2 *Branchiomma bairdi*

Clase: Polychaeta

Orden: Sabellida

Familia: Sabellidae

Especie: *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885)

Sinonimias: *Dasychone bairdi* McIntosh, 1885. Confundido con *B. boholense* (Román *et al.* 2009).



Figura 4.7. Ejemplar de *Branchiomma bairdi* en aguas someras de la laguna del Mar Menor (Murcia)

Caracteres distintivos: *B. bairdi* es un poliqueto de tipo tubícola, con un tronco de hasta 5 cm de longitud. Se diferencia de otras especies del género por tener macroestiloides de 2 a 3 veces más largos que los microestiloides, ambos con forma de cinta. Color del tórax uniforme, entre blanquecino y marrón, con manchas aisladas negras. La corona branquial varía entre marronácea y anaranjada, con bandas color crema o marrón oscuro (Arias *et al.* 2013).

Distribución mundial: Origen incierto, actualmente está presente en el Atlántico norte, golfo de México y Pacífico (Read *et al.* 2022)

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita mediterránea de la especie se produjo en Chipre en 1998 (Çinar 2005) como *Branchiomma boholense*, encontrándose después en Turquía (Çinar 2009), Sicilia, Italia y Malta (Arias *et al.* 2013a).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En nuestras costas aparece en el Mar Menor en 2006 (Roman *et al.* 2009 como *B. boholense*), en la bahía de Alicante en 2012 (Del Pilar-Ruso *et al.* 2013), así como en Mazarrón en ese mismo año (Arias *et al.* 2013). En buceos posteriores en el Mar Menor es avistado regularmente en muchas partes de la laguna (observaciones personales en 2014 y 2015)

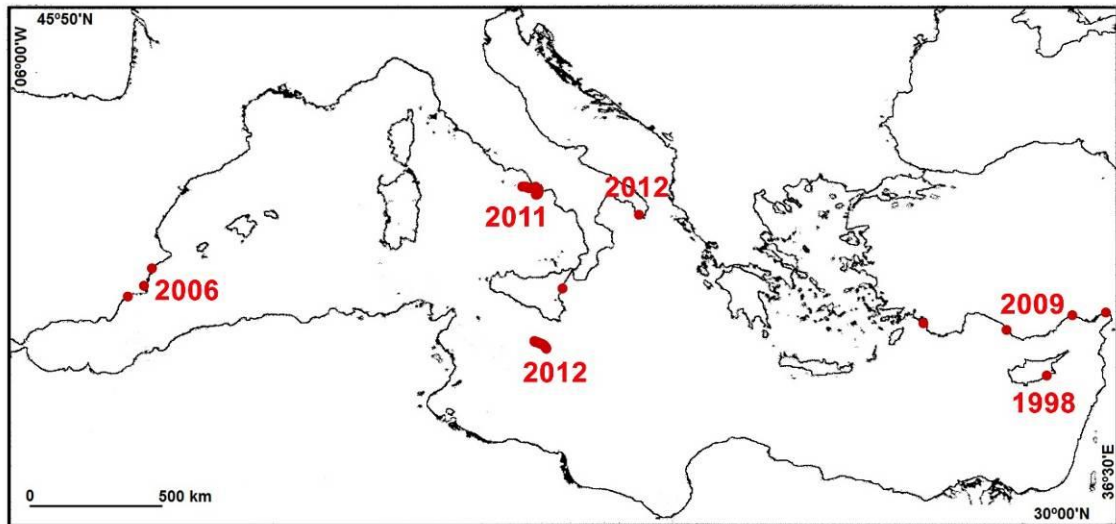


Figura 4.8. Mapa con la distribución mediterránea de *Branchiomma bairdi*

Modo de introducción: Su origen es atlántico-tropical (Mar Caribe), por lo que su vía de entrada más probable fue por el Estrecho de Gibraltar, adosado a cascos de barcos. Es bastante posible que su posterior distribución haya sido usando el mismo vector.

Estatus: Establecida

Observaciones: Esta especie aparece en una gran variedad de fondos diferentes, tanto naturales como antrópicos: mata muerta de *Posidonia oceanica*, sustrato rocoso con algas fotófilas, sustratos blandos poco consolidados, y también en zonas antropizadas como pueden ser ambientes portuarios y sustrato artificial. En algunas zonas aparece agrupado, pudiendo superar los 400 individuos por metro cuadrado de densidad.

Si bien su distribución no es masiva, es una especie bien adaptada al medio, y con un gran rango de posibles hábitats, por lo que su potencial invasor es alto. Actualmente no tiene usos conocidos, pero quizá podría usarse como cebo de pesca.

6.3.3 *Branchiomma luctuosum*

Clase: Polychaeta

Orden: Sabellida

Familia: Sabellidae

Especie: *Branchiomma luctuosum* (Grube, 1870)

Sinonimias: *Sabella (Dasychone) luctuosa* Grube, 1870

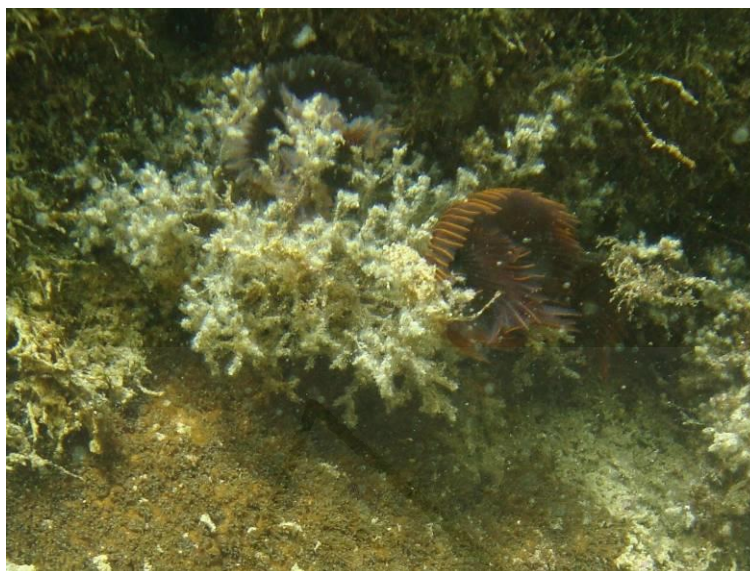


Figura 4.9. Dos ejemplares de *Branchiomma luctuosum* en el Puerto de Alicante. Nótese la presencia del coral *Oculina patagonica* en la parte inferior.

Caracteres distintivos: *B. luctuosum* es un poliqueto de tipo tubícola, con un tronco de hasta 12 cm de longitud. Se diferencia de otras especies del género por tener estiloides cortos, de forma digital, y por poseer 3 filas de dientes en la cresta bucal. Tiene un color del tórax uniforme, entre verdoso a marrón; el color de la corona branquial varía entre violácea y anaranjada, con bandas transversales de color amarillo (El Haddad *et al.* 2008). Al igual que en el caso de *B. bairdi*, aunque su apariencia externa pueda ser más o menos característica, se hace necesario una observación bajo lupa de ciertos caracteres para su correcta identificación.

Distribución mundial: la especie está citada en el Mar Rojo, y es exótica en las costas de Brasil.

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita mediterránea se produjo en Nápoles en 1979 (Giangrande 1989) apareciendo posteriormente en otros lugares del Mar Tirreno, Génova y Taranto (Matarrese 2004). También aparece en Grecia (Arvanitidis 2000), Chipre y Turquía (Çinar 2005, Çinar *et al.* 2006)

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En nuestras costas aparece en Valencia y Cullera en 2005; posteriormente en Vinaroz y Puerto del Portitxol (Balears) en 2006 (El Haddad *et al.* 2008). Poco después empieza a ser observado en grandes densidades en el interior del puerto de Alicante, así como en la propia bahía de Alicante a partir de 2006 (Del Pilar-Ruso *et al.* 2013, datos personales del autor)

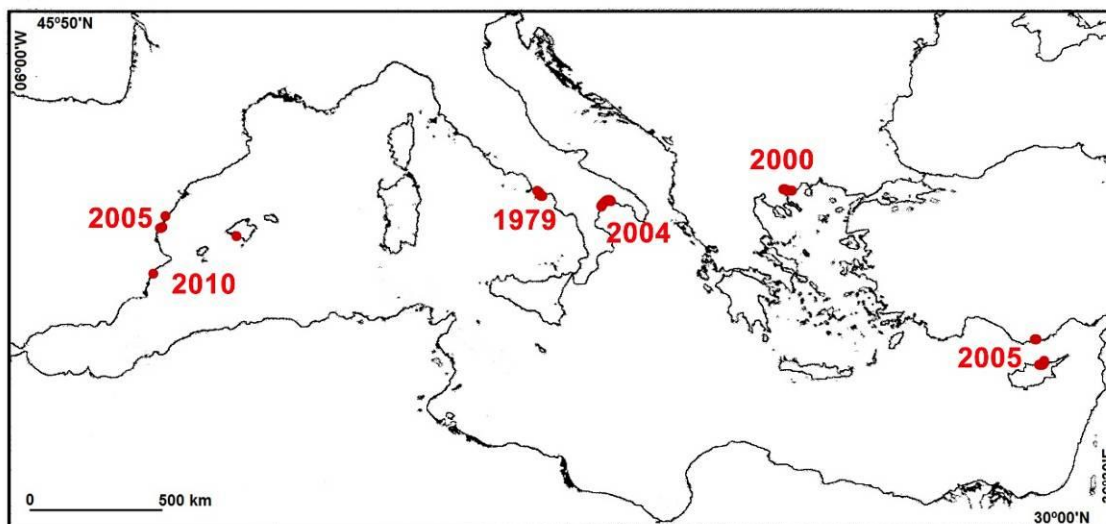


Figura 4.10 Mapa con la distribución mediterránea de *Branchiomma luctuosum*.

Modo de introducción: La vía de introducción fue el Canal de Suez, utilizando como vector de transporte los barcos, adosado a sus cascos. Esto se ve refrendado por su aparición casi exclusiva ligada a puertos y estructuras marítimas antrópicas, aunque también puede extenderse a zonas limítrofes, como es el caso de la bahía de Alicante.

Estatus: Establecida

Observaciones: *B. luctuosum* tiene cierta preferencia por fondos antropizados: mata muerta de *Posidonia oceanica*, sustrato blando, ambientes portuarios y sustrato artificial, en donde puede llegar a tener densidades superiores a 400 individuos / m². Parece ser eurihalino, ya que es muy abundante en las zonas anexas al vertido de la desaladora de Alicante.

Igual que en el caso anterior con *B. bairdi*, su distribución de momento parece limitada, pero su adaptación al medio y las densidades encontradas nos indican que tiene un alto potencial invasor. Conjuntamente con el caso anterior, la dificultad de identificación de visu, siendo necesaria la ayuda de taxónomos expertos para una correcta diagnosis, hace que su distribución real pueda ser muchísimo más amplia.

6.3.4 *Bursatella leachii*

Clase: Gastropoda

Orden: Anaspidea

Familia: Aplysiidae

Especie: *Bursatella leachii* Blainville, 1817

Sinonimias: *Bursatella savignana* Aouduin, 1826, *Notarchus laciniatus* Rüppell & Leuckart, 1830, *Aclesia glauca* Cheeseman, 1878, *Bursatella lacinulata* Gould, 1852

Nombre común: EN: *shaggy sea hare, ragged sea hare*, ES: Babosa peluda

Caracteres distintivos: *B. leachii* es un molusco opistobranquio de gran tamaño, llegando a alcanzar una longitud máxima de 15 cm. El morfotipo más común es de color marrón oliva, con marcas en forma de retícula blancas y negras, densamente cubierto de papilas simples y compuestas de diferentes tamaños. Suele estar salteado de manchas azules con forma de ocelo, lo que unido a todos los caracteres anteriormente mencionados le da a la especie una apariencia muy particular, de difícil confusión. Además del cromotipo marrón, se ha observado un cromotipo blanco (fig. 4.15) así como uno amarillo.



Figura 4.11. Dos ejemplares de *Bursatella leachii* mostrando dos cromotipos diferentes

Distribución mundial: Su distribución original es circuntropical, apareciendo en aguas templadas y cálidas a lo largo del mundo (Rudman 1998).

Distribución en el Mediterráneo: La especie aparece en el Mediterráneo por primera vez en la zona de Israel en 1940 (O'Donoghue y White, 1940). Posteriormente aparece en Turquía (Swennen, 1961), Malta (Bebbington, 1970), Israel (Eales, 1970), Italia (Piani, 1980; Palazzi *et al.* 1980, Fasulo *et al.* 1984), Eslovenia (Jaklin y Vio 1989), Grecia (Koutsoubas, 1992), Túnez (Enzenross y Enzenross, 2001, observaciones personales), y Libia (Zgozi 2002 en Bazairi *et al.* 2013).

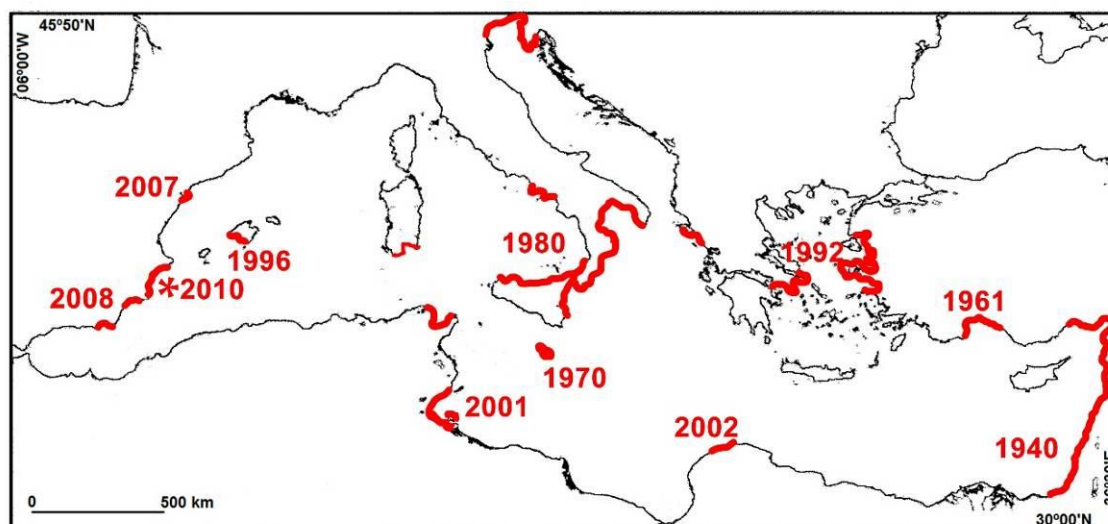


Figura 4.12. Mapa con la distribución mediterránea de *Bursatella leachii*.

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En el Mediterráneo español aparecen en Palma de Mallorca en 1996 (Olivier y Terrassa, 2004), en 2007 en el Delta del Ebro (Weitzmann *et al.* 2007) y en el puerto de Águilas (Cervera, comunicación personal). En 2008 aparece en el Mar Menor, y en 2010 es observada en dos puertos de la costa de Alicante: Altea y Villajoyosa (Nicolaidou *et al.* 2012, observaciones personales). En 2012 aparece también en la costa de Almería (Ibañez-Yuste *et al.* 2012). A partir de 2013 aparece de forma masiva en el mar Menor en determinadas épocas, apareciendo también en la costa de Santa Pola (Alicante) y en las proximidades de la reserva marina de Tabarca (observaciones personales)

Modo de introducción: La vía de introducción más segura, a tenor de su distribución, es a través el Canal de Suez, con una dispersión posterior de tipo larvaria o inducida por el tráfico marítimo; las larvas, de tipo planctónico, pueden retrasar su metamorfosis hasta dos meses hasta encontrar el sustrato idóneo para asentarse (Paige 1988).

Estatus: establecida

Observaciones: La especie aparece típicamente en fondos blandos (arena fangosa), mostrando cierta preferencia por fondos con *Cymodocea nodosa* o *Caulerpa prolifera*, utilizándolas como sustrato para poner las puestas. Es común dentro de puertos o en lagunas litorales, dado su carácter eurihalino y euri térmico. La presencia de grandes explosiones poblacionales causa gran revuelo mediático, como es el caso de la Laguna del Mar Menor. Además, su distribución por todo el Mediterráneo y su capacidad de adaptación al medio indica un gran potencial invasivo. Actualmente no se ha observado ninguna explosión poblacional nueva, pero eso no indica que la especie haya desaparecido de nuestras costas.

No se le conoce ningún uso, salvo acuariofilia. La presencia de colorante púrpura (usado por la especie como líquido repugnatorio) levantó cierto interés para su uso como colorante en la industria.

6.3.5 *Lamprohaminoea ovalis*

Clase: Gastropoda

Orden: Cephalaspidea

Familia: Haminoeidae

Especie: *Lamprohaminoea ovalis* (Pease, 1868)

Sinonimias: *Haminoea cyanomarginata* Heller & T.E. Thompson, 1983, *Haminoea ovalis* Pease, 1868

Caracteres distintivos: *L. ovalis* es un nudibranquio de pequeño tamaño, entre 5 y 15mm (Zenetos *et al.* 2004). Tiene el cuerpo blanquecino azulado con los márgenes del manto de color púrpura azulado característicos, que contrastan con el color pálido del animal (figura 6.12) Presenta una concha frágil ovalada y traslúcida.

Distribución mundial: Es una especie oriunda del Indo-W Pacífico (Zenetos *et al.* 2004, Fernández-Vilert *et al.* 2018)



Figura 4.13. *Lamprohaminoea ovalis* en la Isla de Benidorm, a -10m, junto con *Caulerpa cylindracea*. Imagen: Daniel Benegas.

Distribución en el Mediterráneo: La especie fue citada por primera vez en 2001 en Grecia (Zenetos *et al.* 2004). A partir de ahí fue citada en 2002 en Turquía (Çinar *et al.* 2011), Malta en 2006 (Sciberras y Schembri 2007), Italia en 2007 (Crocetta *et al.* 2009); 2016 en Croacia (Pontes y Crocetta 2020); 2016 en Chipre (Crocetta y Andreou 2018) y Libia en 2018 (Rizgalla *et al.* 2018).

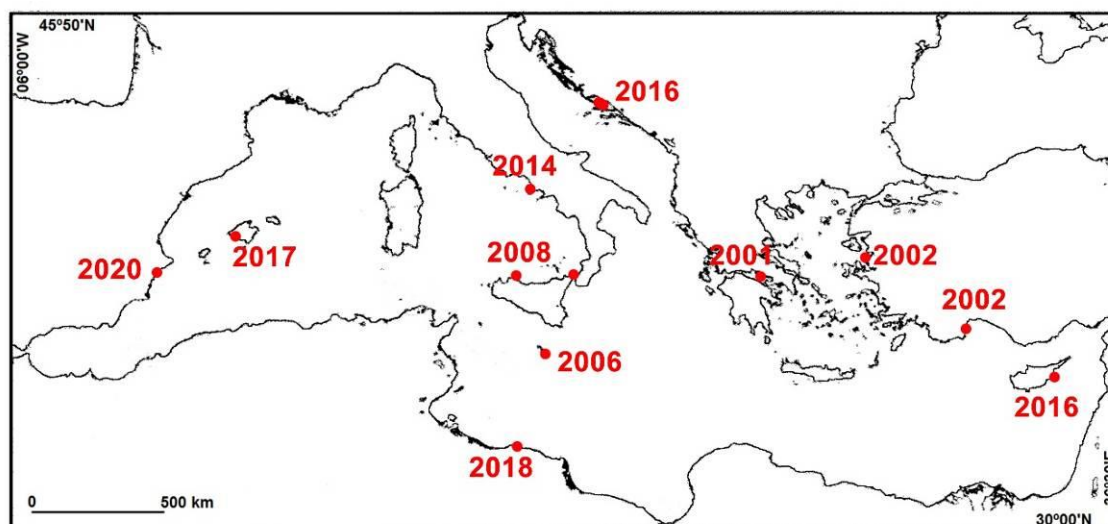


Figura 4.14. Distribución de *Lamprohaminoea ovalis* en el Mediterráneo, con indicación del año del primer registro.

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En el Mediterráneo ibérico se observaron en 2017 3 ejemplares (4-15 mm) en la Isla del Toro (Mallorca: Fernández–Vilert *et al.* 2017) y otros 12 ejemplares en Cala d’Or. Posteriormente se ha observado 4 ejemplares en la Isla de Tabarca y 1 ejemplar en Ibiza (Pontes y Crocetta 2020). Recientemente, en la isla de Benidorm se observaron el 05/09/2020 algunos ejemplares sueltos; y el 03/11/2020 muy numerosos y formando agregaciones (comentario personal de Daniel Benegas), apareciendo sobre fondos de algas fotófilas, entre 5 y 15m de profundidad.

Modo de introducción: Pese a que la vía de introducción más segura es a través del Canal de Suez (Zenetos *et al.* 2004), no parece ser debida a una expansión natural de la especie a través de dicho canal. Su presencia en diferentes puntos del Mediterráneo sugiere una posible introducción por tráfico marítimo, vía *fouling* en los cascos y no por aguas de lastre (presenta huevos encapsulados en masas). Al tratarse de una especie de colores muy llamativos, no pasa desapercibida a los buceadores.

Estatus: Establecida

Observaciones: Esta especie crea agregaciones de numerosos ejemplares que suelen producirse a finales de octubre y principio de noviembre; este evento, observado en la Isla de Benidorm parecen indicar una posible etapa reproductora. Ello concuerda con Lombardo y Marletta (2021) que observan una mayor concentración de esta especie durante los meses de otoño.

No se le conoce ningún uso, salvo el evidente de acuariofilia debido a lo vistoso de su coloración.

6.3.6 *Fulvia fragilis*

Clase: Bivalvia

Orden: Veneroidea

Familia: Cardiidae

Especie: *Fulvia fragilis* (Forsskål in Niehbur, 1775)

Sinonimias: *Cardium fragile* Forsskål in Niehbur, 1775



Figura 4.15. Conchas de *Fulvia fragilis* recolectadas en el Mar Menor

Caracteres distintivos: *F. fragilis* es un molusco bivalvo con una concha fina y de aspecto frágil, de hasta 7,5 cm de anchura, ornamentada con un número variable de costillas de entre 34 a 52. Las valvas, de forma redondeada, son de un color blanquecino, con rayas o patrones en zig-zag por la parte externa, con un interior blanquecino que se vuelve púrpura en la zona anterior y del umbo.

Distribución mundial: Su origen es el océano Índico, siendo común en el Mar Rojo.

Distribución en el Mediterráneo: Esta especie fue vista en el Canal de Suez en 1939 (Moazzo 1939), y encontrada por primera vez en Israel en 1955 (Barash y Danin 1973). Posteriormente ha sido encontrada al sur de Turquía (Lindner 1988), Grecia (Vardala-Theodorou 1999), Túnez (Passamonti 1996 y observaciones personales), Italia (Crocetta 2009) y Malta (Goud y Mifsud 2009).

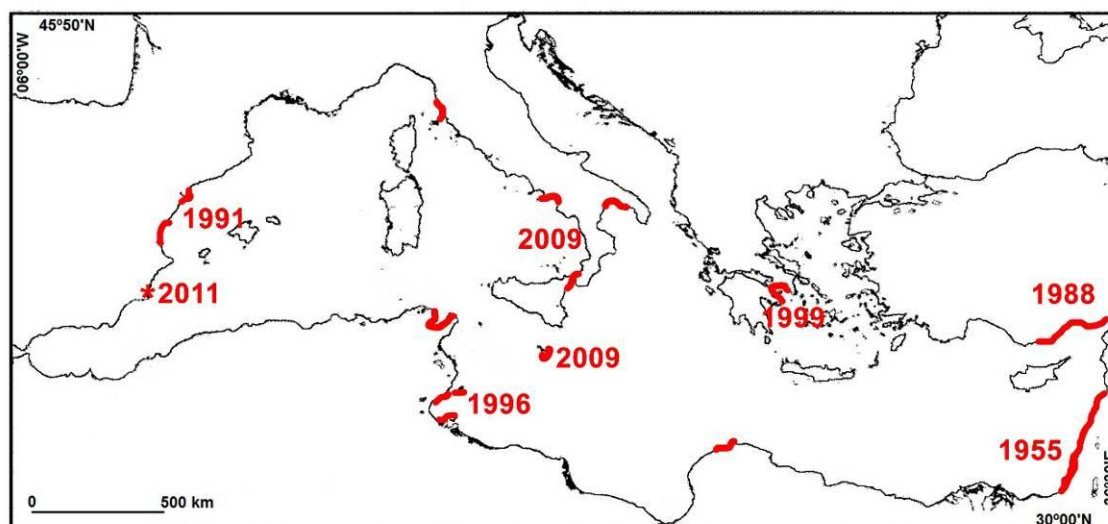


Figura 4.16. Mapa con la distribución mediterránea de *Fulvia fragilis*.

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En la costa española fue encontrada en 1991 en el golfo de Valencia (Gofas y Zenetos 2003), así como en el Delta del Ebro (López-Soriano *et al.* 2009). En 2013 fueron vistas cientos de conchas muertas recientemente dentro de la laguna del Mar Menor, estando presente en la zona desde, al menos, 2011 (<http://marmenorenclave.blogspot.com.es/2011/12/fulvia-fragilis-nueva-especie-invasora.html>)

Modo de introducción: La vía de introducción ha sido a través Canal de Suez, aunque la presencia posterior en zonas separadas entre sí geográficamente, muchas de ellas portuarias (Taranto, Livorno, Nápoles, Malta, Valencia) indica un probable transporte por barcos, seguramente en forma larvaria en las aguas de lastre.

Estatus: establecida

Observaciones: *F. fragilis* está ligada a zonas de arena fangosa o fangos costeros, donde vive enterrada. Su aparición en puertos, lagunas litorales y estuarios indica gran tolerancia a cambios de salinidad (Zenetos *et al.* 2004). En las zonas donde aparece es común ver las conchas de los individuos muertos en la superficie del sustrato, siendo mucho más difícil ver ejemplares vivos al vivir enterrados más profundamente.

El posible impacto generado por la especie es incierto, ya que no hay datos reales de densidad de ejemplares vivos en las zonas estudiadas. En Grecia sí ha sido reportada como invasora (Vardala-Theodorou 1999); en el levante español aparece naturalizada de manera ocasional.

No tiene ningún uso conocido; debido a su tamaño y densidad, se ha insinuado alguna vez su posible explotación pesquera en el caso de tener grandes abundancias.

6.3.7 *Callinectes sapidus*

Clase: Malacostraca

Orden: Decapoda

Familia: Portunidae

Especie: *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896

Sinonimias: *Portunus diacantha* Latreille, 1825

Nombre común: EN: *Blue crab, american blue crab* , ES: Cangrejo azul americano, jaiba

Caracteres distintivos: *C. sapidus* es un crustáceo decápodo de gran tamaño, pudiendo llegar a medir 20 cm de anchura de caparazón. Dicho caparazón es amplio, con la superficie dorsal granulada; en su parte frontal encontramos dos dientes triangulares prominentes, existiendo lateralmente nueve dientes, el último elongado de forma aguda. Pinzas largas y gruesas, el último par de patas marchadoras son aplanadas para mejorar la natación. Coloración azulada, en particular en los apéndices, lo que le da el nombre, y junto al resto de caracteres una apariencia muy característica.



Figura 4.17 Ejemplar de *Callinectes sapidus* capturado en Guardamar del Segura

Distribución mundial: Su distribución natural corresponde a la zona del oeste Atlántico, aunque a inicios del siglo XX empieza a aparecer en las costas atlánticas europeas.

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita de la especie en el Mediterráneo fue en la laguna de Venecia en 1949 como *Neptunus pelagicus* (Giordani 1951). A partir de esa fecha empieza una dispersión progresiva por todo el Mediterráneo, siendo común sobre todo en el Mediterráneo Oriental (Galil *et al.* 2008).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En costas españolas, la primera cita se da en el delta del Ebro (Castejón y Guerao 2013), aunque previamente se había citado de forma anecdótica en el Mar Menor, Murcia (Abelló 2010). A partir de 2014 se suceden diferentes noticias en medios locales sobre su aparición en la Albufera de Valencia, Guardamar del Segura y el Mar Menor casi de forma consecutiva, lo que puede indicarnos una reciente introducción en nuestra costa (Karachle *et al.* 2016). Paralelamente, empiezan a sucederse múltiples capturas por parte de los pescadores

profesionales en estas zonas, refiriendo densidades aparentes. En octubre de 2015 se capturaron hembras ovígeras en Guardamar del Segura y en la playa de Pinedo (Valencia), lo que indica el total establecimiento de la especie en nuestras costas.

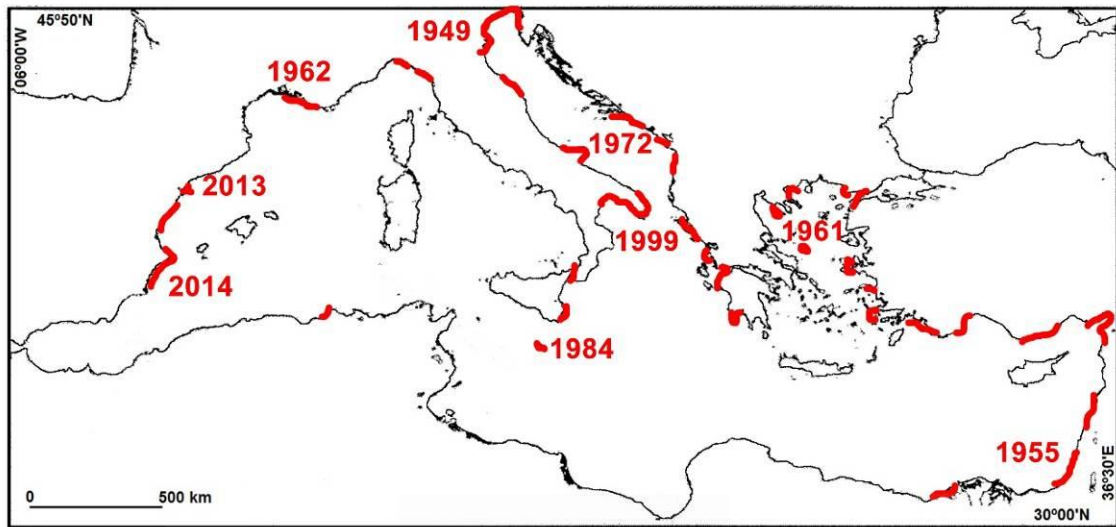


Figura 4.18. Mapa con la distribución mediterránea de *Callinectes sapidus*.

Modo de introducción: Se piensa que la vía de entrada al mar Mediterráneo ha sido el Estrecho de Gibraltar, posiblemente vía agua de lastre en grandes barcos, dispersándose posteriormente de manera natural en forma de larva planctónica.

Estatus: Invasor

Observaciones: La especie aparece preferentemente en zonas de estuario y desembocaduras de ríos. Debido a su carácter eurihalino y euritermo, puede adaptarse a prácticamente cualquier hábitat costero. En las zonas colonizadas, la densidad encontrada por los pescadores locales no es alta, pero sí es pescado habitualmente, empezándose a comercializar en las lonjas locales.

C. sapidus es un crustáceo grande, depredador muy activo de peces, otros crustáceos y moluscos; también puede alimentarse de algas y fanerógamas marinas. El impacto producido en las zonas en las que se asienta es alto, ya que se erige como un gran predador, llegando incluso a comer peces de las redes de pescadores, pudiendo rompiéndolas con las pinzas. Actualmente se considera una especie invasora que potencialmente puede causar un gran daño a los ecosistemas, apareciendo en todas las costas de la Comunidad Valenciana en grandes densidades. Además, está subiendo “aguas arriba” y colonizando lagunas litorales como el Hondo o las Salinas de Santa Pola, apareciendo regularmente en todos los canales y azarbes de conexión (datos no publicados)

6.3.8 *Percnon gibbesi*

Clase: Malacostraca

Orden: Decapoda

Familia: Plagusiidae

Especie: *Percnon gibbesi* H. Milne-Edwards, 1853

Sinonimias: *Acanthopus gibbesi* H. Milne Edwards, 1853,

Nombre común: EN: *Sally lightfoot crab*. ES: Cangrejo araña, cangrejo plano, marañuela (Canarias)

Caracteres distintivos: *P. gibbesi* es un crustáceo decápodo con forma aplanada, con un caparazón de forma discoidal con marcadas hendiduras antenulares. Es fácilmente reconocible por su color rojo-violáceo, existiendo unas bandas amarillas muy marcadas en todas las patas marchadoras muy aparentes; también destaca la presencia de espinas en la parte anterior de los meros de dichas patas

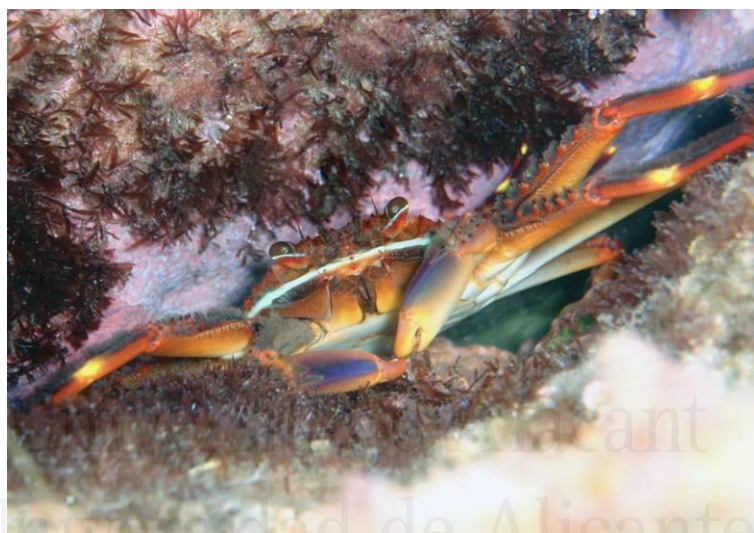


Figura 4.19. Ejemplar de *P. gibbesi* en aguas de la R.M. de Tabarca

Distribución mundial: Su rango natural de distribución va desde el océano Pacífico (de California a Chile) hasta el océano Atlántico (de Florida a Brasil y de Madeira al Golfo de Guinea).

Distribución en el Mediterráneo: la primera cita mediterránea de esta especie fue en la Isla de Linosa (Italia) en 1999 (Relini *et al.* 2000). Simultáneamente, fue encontrado en varias localidades de Mallorca (García y Reviriego 2000). Posteriormente, se ha ido extendiendo por todo el Mediterráneo: en 2005 aparece ya en toda la costa de Sicilia y Mar Tirreno, gran parte de Baleares, Malta, sur del Mar Egeo (Grecia) y suroeste de Turquía; en 2010 ya aparece en las costas del Mar Jónico, Creta, Chipre, Israel, Egipto, Libia, Túnez, Malta y Argelia (Ver revisión de Katsanevakis *et al.* 2011).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En nuestras costas aparece en Murcia (Cabo Cope, Tiñoso, Cabo Palos e Islas Hormigas, Isla Grosa: Félix-Hackrad *et al.* 2009), y en la costa de Alicante, en Calpe, Villajoyosa, Cabo Huertas y en la Reserva Marina de

Tabarca (observaciones personales desde 2002). Actualmente aparece de forma regular en todas las costas rocosas.

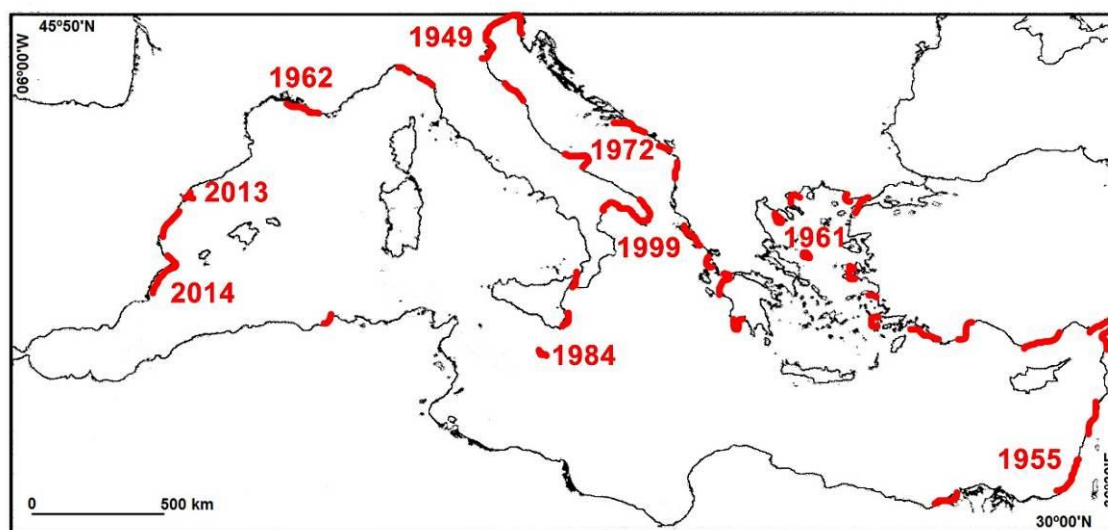


Figura 4.20. Mapa con la distribución mediterránea de *Percnon gibbesi*.

Modo de introducción: Se han valorado tres posibles vías de introducción: por mediación de transporte de barcos, por deriva larvaria por el Estrecho de Gibraltar o bien por suelta de ejemplares de acuariofilia (Katsanevakis *et al.* 2011).

Estatus: Invasor

Observaciones: Su hábitat preferido son costas rocosas naturales, particularmente zonas de bloques o grandes cantos rodados, mostrando predilección por las grietas verticales; aparece muy frecuentemente en escolleras, tanto naturales como artificiales. Suele descansar en posición invertida en grietas y techos, lo que puede dificultar su encuentro y captura. La densidad de individuos encontrada varía mucho según la zona estudiada, desde 6 ejemplares / 20 metros de transecto lineal en Cabo Huertas, hasta más de 100 ejemplares / 20 metros de transecto lineal en la escollera de Tabarca. Debido a su rapidez de movimiento y a la habitual complejidad del hábitat que coloniza, la densidad real seguramente sea mayor.

Su impacto en el medio es alto: *P. gibbesi* está considerado como el decápodo con más éxito invasivo en el Mediterráneo, y una de las 100 peores especies invasoras en el Mediterráneo (Streftaris y Zenetos, 2006). Su omnivoría, fecundidad, fuerte larva de largo estadio planctónico y la ausencia de predadores hacen de esta especie una posible candidata a crear un impacto ecológico importante.

* Esta especie está incluida en el *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras - Crustáceos*.

6.3.9 *Microcosmus squamiger*

Clase: Ascidiacea

Orden: Stolidobranchia

Familia: Pyuridae

Especie: *Microcosmus squamiger* Michaelsen, 1927

Sinonimias comunes: Ha sido confundido con *M. exasperatus* por C. Monniot (1981) y trabajos posteriores (Turón 1987; Ramos-Esplá 1988).

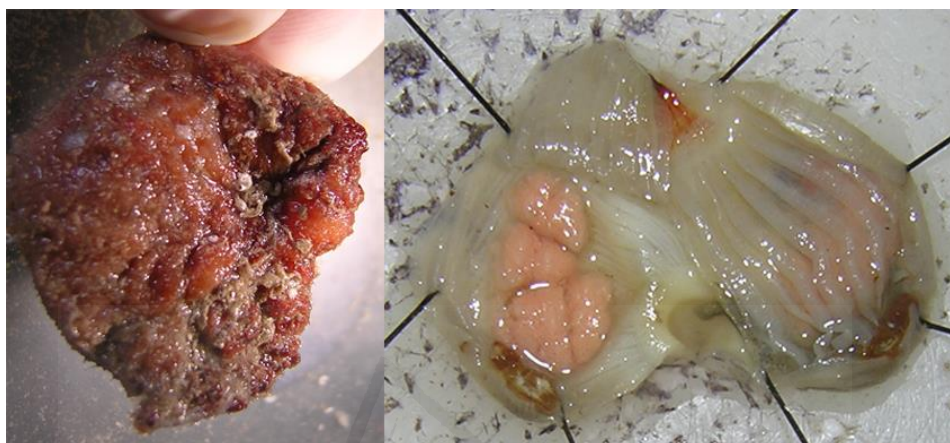


Figura 4.21. Ejemplar de *M. squamiger* recolectado en el Puerto de Alicante.
Detalle de la túnica (izquierda) y de su anatomía interior (derecha)

Caracteres distintivos: *M. squamiger* es una ascidia solitaria de un tamaño máximo de 6-8 cm, con una túnica de color marrón lisa. Para su identificación correcta es necesaria una disección adecuada (ver apartado 2.3.2 de la presente tesis); los caracteres diferenciales de la especie son tener más de 7 pliegues branquiales a cada lado, gónada derecha dividida en lóbulos y espínulas sifonales romas (ver Kott 1985)

Distribución mundial: La especie es nativa de la costa sur australiana, aunque actualmente está introducida en el océano Índico, costa Atlántica europea, Macaronesia (Azores y Canarias), costa del océano Pacífico norteamericano, Sudáfrica y Nueva Zelanda (Shenkar *et al.* 2020)

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita mediterránea de esta especie fue en Bizerta (Túnez) en 1963 (como *M. exasperatus*, Monniot 1981). A partir de ahí fue dispersándose progresivamente por toda la cuenta occidental (Ramos-Esplá 1988), encontrándose actualmente de forma común a lo largo de toda la costa del Mediterráneo Occidental. En el Mediterráneo Oriental esta especie sólo aparece en el puerto de Taranto, Italia (Turón *et al.* 2007), y en el puerto de La Valetta, Malta, en sustrato artificial (Izquierdo-Muñoz *et al.* 2009).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En nuestras costas aparece en el puerto de Alicante (Ramos-Esplá 1988) así como en toda la zona de influencia del puerto (zona del Palmeral y Aguamarga). También aparece regularmente por toda la costa ibérica, en particular en zonas portuarias y antropizadas

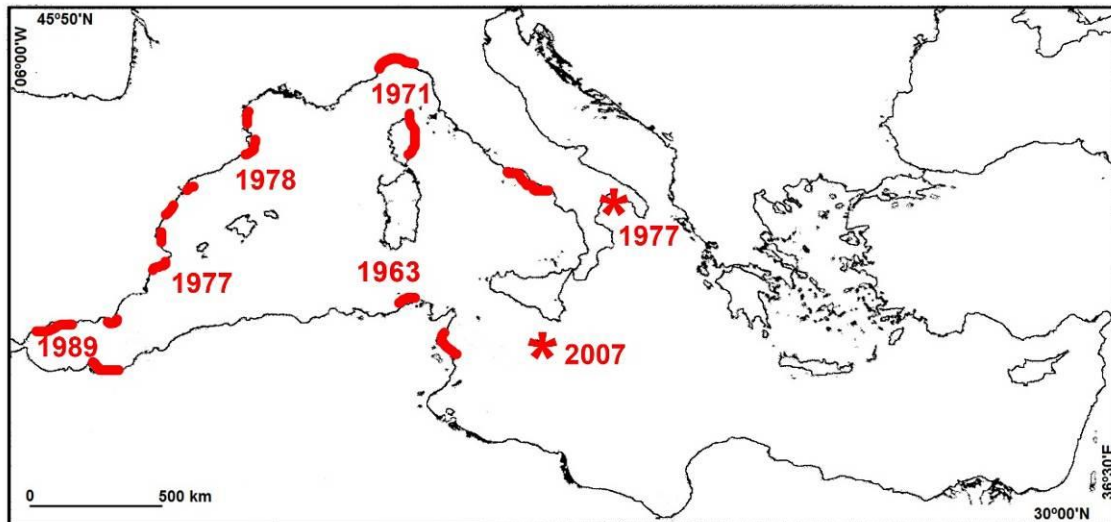


Figura 4.22. Mapa con la distribución mediterránea de *Microcosmus squamiger*.

Modo de introducción: el modo de introducción más plausible es adherido a cascos de barco, a través del Estrecho de Gibraltar.

Estatus: Invasor.

Observaciones: El hábitat preferido de la especie son zonas de alta influencia antrópica, como pueden ser puertos o zonas contaminadas. En estas zonas la especie puede formar agrupamientos de varios cientos de ejemplares, creando parches monoespecíficos a lo largo de los muros (Rius 2009)

Su impacto en el hábitat en el que aparece es medio: puede formar parches de grandes dimensiones, lo que puede complicar por peso algunas estructuras flotantes. Al aparecer en grandes dimensiones puede competir con la fauna y flora local, pero su aparición en zonas ya de por sí impactadas atenúa dicho impacto.

Actualmente no se le conoce ningún uso ni interés comercial. Debido a su hábitat, su explotación comercial como comida queda descartada (a diferencia de otras especies del género que son consumidas en algunos mercados)

6.3.10 *Polyandrocarpa zorritensis*

Clase: Ascidiacea

Orden: Stolidobranchia

Familia: Styelidae

Especie: *Polyandrocarpa zorritensis* (Van Name, 1931)



Figura 4.23. Colonia contraída de *Polyandrocarpa zorritensis* recolectada en el puerto de Torrevieja. Imagen: Julio Ubeda Quesada.

Caracteres distintivos: Ascidia colonial con los zooides (max. 7mm d altura) en forma de saco ovalado y unidos por placas basales; túnica rugosa, dura y de color pardo oscuro. Branquia con 4 pliegues a cada lado; tubo digestivo ocupando la mitad del lado izquierdado, con ano de bordes lisos. Gónadas hermafroditas ovaladas (de 3 a 5 gónadas por lado), con los testículos junto a los óvulos, y situadas en hilera a ambos lados del endostilo.

Distribución mundial: La especie es nativa de la costa sur del Pacífico americano, apareciendo también en Panamá y en el golfo de México (Shenkar *et al.* 2021).

Distribución en el Mediterráneo: encontrada por primera vez en 1974 en el puerto de la Spezia (Brunetti 1981), apareciendo posteriormente en Taranto (Brunetti y Mastrototaro 2004).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: en la costa del mediterráneo español aparece por primera vez en el Delta del Ebro (Turón y Perera 1988), Más recientemente ha sido encontrada en el puerto de Torrevieja y en el puerto de el Campello (Alicante) por Ubeda *et al.* (2019). En ambos casos aparece exclusivamente en muestreos estivales.

Modo de introducción: el modo de introducción más plausible al Mediterráneo fue adherida a conchas de moluscos bivalvos de cultivo. La dispersión secundaria se realiza vía cascos de barcos

Estatus: establecida (Jónico y NW Mediterráneo), casual (SE Ibérico).

Observaciones: El hábitat preferido de la especie son zonas antropizadas como pueden ser puertos o zonas contaminadas; también tiene cierta tolerancia a la baja salinidad, pudiendo aparecer en zonas de estuario y deltas.

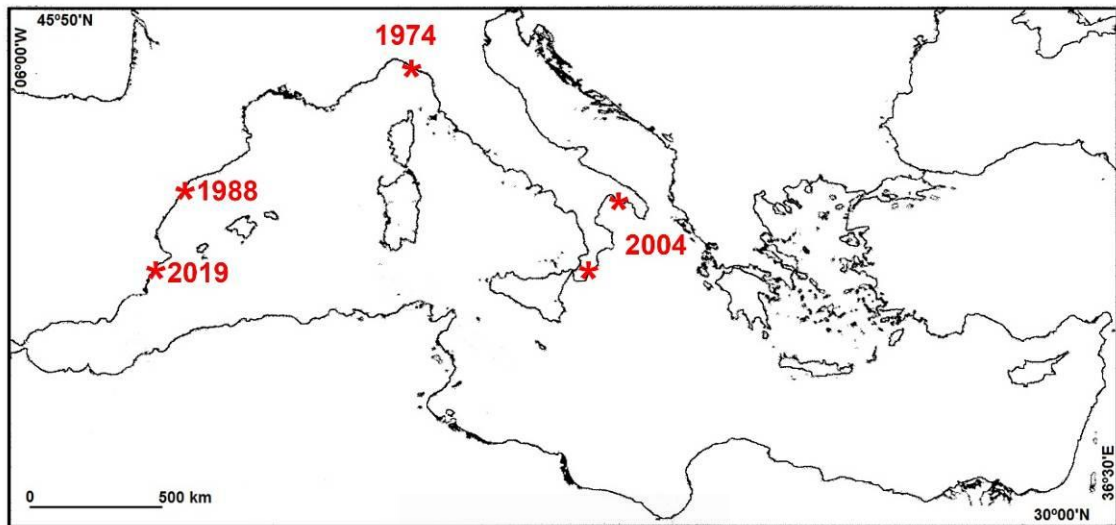


Figura 4.24. Mapa con la distribución mediterránea de *Polyandrocarpa zorritensis*

Actualmente no se le conoce ningún uso ni interés comercial. Debido a su hábitat, su explotación comercial como comida queda descartada (a diferencia de otras especies del género que son consumidas en algunos mercados)

6.3.11 *Fistularia commersonni*

Clase: Actinopterygii

Orden: Sygnathiformes

Familia: Fistulariidae

Especie: *Fistularia commersonni* Rüppell, 1838

Sinonimias: *Fistularia depressa* Günther, 1880

Nombre común: EN: *Cornetfish, bluespotted cornetfish* ES: Corneta pintada

Caracteres distintivos: *Fistularia commersonni* Rüppell, 1838 es un pez teleósteo de cuerpo extremadamente alargado, con sección aplanada, midiendo la cabeza alrededor de un tercio de la longitud total. Las aletas dorsal y anal aparecen en la parte posterior del cuerpo, estando opuestas entre sí. Además de la forma del cuerpo, uno de sus caracteres diferenciadores es la aleta caudal ahorquillada, con dos radios centrales muy elongados con forma filiforme. El cuerpo tiene un color verde oliva o grisáceo; ejemplares de fuera del Mediterráneo suelen exhibir manchas o franjas azuladas.



Figura 4.25. *Fistularia commersonni* capturada por un pescador submarino en la costa de Mazarrón (Murcia).

Distribución mundial: La especie aparece de forma natural en costas africanas del océano Índico, así como en el pacífico (Froese y Pauly. 2022a)

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita en el Mar Mediterráneo se da en el año 2000 en Israel (Golani 2000); posteriormente la especie va ampliando progresivamente su rango de distribución. En 2004 aparece en el Mediterráneo central: Estrecho de Sicilia (Azzurro *et al.* 2004) y Túnez (Ben Souissi *et al.* 2004). Una década más tarde, podemos observar como aparece completamente asentada en todo el Mediterráneo (Ver revisión en Azzurro *et al.* 2013).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: Con respecto a nuestras costas, aparece por primera vez en 2007, primero en las costas de Granada, y poco después en Palamós (Sánchez-Tocino *et al.* 2007). Entre 2007 y 2008 también aparece en varios puntos de las Islas Baleares (Mas *et al.* 2009), así como nos llegan fotos de un ejemplar capturado en aguas de Mazarrón (Murcia, figura 6.22). En las costas de Alicante, en enero de 2015 un pescador artesanal refiere dos ejemplares capturados, uno en Urbanova y otro en

Playa Lisa (Alicante, Santa Pola) (Tsiamis *et al.* 2015). Posteriormente, en diciembre de 2016, es grabado en vídeo un ejemplar en la Isla de Benidorm (comentario personal de M.M. Varela).

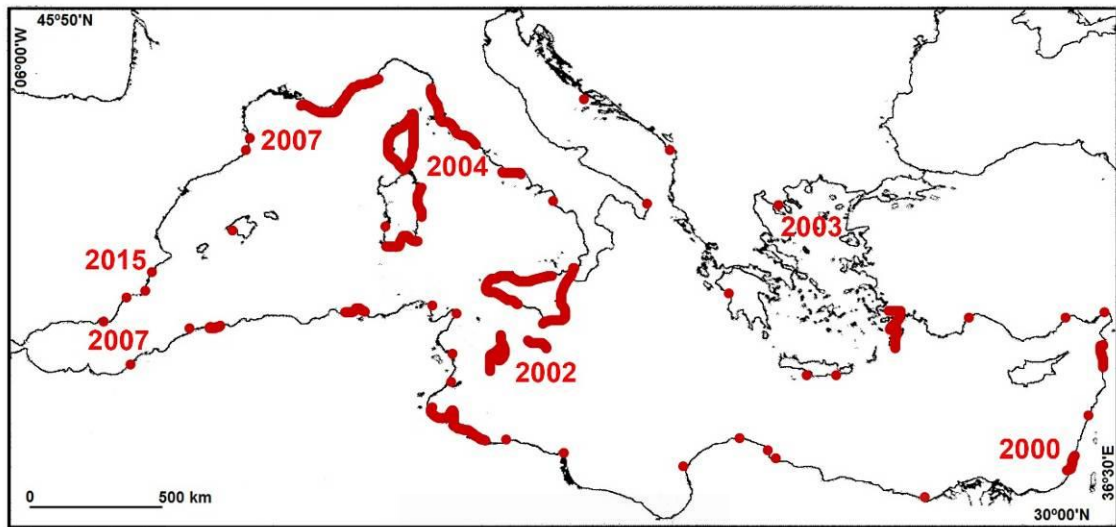


Figura 4.26. Mapa con la distribución mediterránea de *Fistularia commersonni*.

Modo de introducción: su entrada al Mediterráneo ha sido por el Canal de Suez. La especie ha tardado solo 7 años en aparecer en los sectores más occidentales del Mediterráneo, lo que indica una altísima capacidad de dispersión, seguramente por medios naturales.

Estatus: invasora

Observaciones: Su hábitat preferido son los fondos rocosos a pequeña profundidad, donde caza activamente sus presas. Es destacable comentar que todos los avistamientos en nuestra zona han sido hechos en invierno, dato remarcable por ser una especie de afinidades templado-cálidas.

Esta especie es considerada una de las especies invasoras con más éxito del mar Mediterráneo (Streftaris y Zenetos 2006). Su alimentación es de tipo microdepredadora, muy voraz, alimentándose principalmente de alevines; en las zonas en las que aparece puede afectar a los recursos pesqueros, situándose como uno de los depredadores en la cúspide de la cadena trófica (Kalogirou *et al.* 2007). Por ende, en el caso de asentarse en una zona el impacto que puede generar es alto.

Aún pudiendo aparecer en densidades importantes, en principio la especie no parece tener ningún uso ni generar ningún tipo de interés pesquero.

6.3.12 *Lagocephalus sceleratus*

Clase: Actinopterygii

Orden: Tetraodontiformes

Familia: Tetraodontidae

Sinonimias comunes: *Gastrophysus sceleratus* (Gmelin, 1789); *Pleuranacanthus sceleratus* (Gmelin, 1789); *Sphoeroides sceleratus* (Gmelin, 1789); *Tetraodon bicolor* Brevoort, 1856; *Tetraodon blochii* Castelnau, 1861

Nombre común: silverstripe blaasop, silver cheeked toadfish (En). pez fugu plateado (Es).



Figura 4.27 Ejemplar de *Lagocephalus sceleratus*, capturado en los fondos del Canal de Ibiza.

Caracteres distintivos: *L. sceleratus* (Gmelin, 1789) es un pez teleósteo alargado, ligeramente comprimido lateralmente y con cuerpo hinchable. Destaca por su boca, con cuatro dientes muy aparentes (característica que da nombre a la familia) y por la ausencia de escamas en el cuerpo (teniendo pequeñas espínulas en toda la epidermis). Dorsalmente tiene una coloración marrón-grisacea con puntos negros, con los laterales de un marcado color plateado y la parte ventral blanca. Esta especie es un pez de fácil diferenciación, pudiendo ser confundido exclusivamente con la especie *Lagocephalus lagocephalus* (Linnaeus, 1758), la cual carece del moteado en la parte dorsal.

Distribución mundial: costas africanas del océano Índico, Mar Rojo, Australia (Froese y Pauli 2022b)

Distribución en el Mediterráneo: La primera cita de esta especie en el Mediterráneo fue en 2003 en Turquía (Akyol *et al.* 2005). A partir de ahí, se expandió rápidamente por toda la cuenca oriental: Mar Egeo, Creta, Israel (Halim y Rizkalla 2011, Kalogirou 2013). Más recientemente ha sido encontrado en Túnez, Malta, Mar Adriático e Italia (Jribi y Bradai 2012, Milazzo *et al.* 2012, Zenetos *et al.* 2012, Azzurro *et al.* 2014, Dulcic *et al.* 2014). En el Mediterráneo occidental, Ben Soussi *et al.* (2014) citan dos ejemplares en Bizerta (Túnez)

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: En costas españolas, en julio de 2014 se capturó un ejemplar en el canal entre Denia e Ibiza, a unos 350 metros de profundidad, siendo la primera cita en costas españolas (Katsanevakis *et al.* 2014). Su colonización ha seguido por todo el mediterráneo occidental hasta llegar a Ceuta (Azzurro *et al.* 2020)

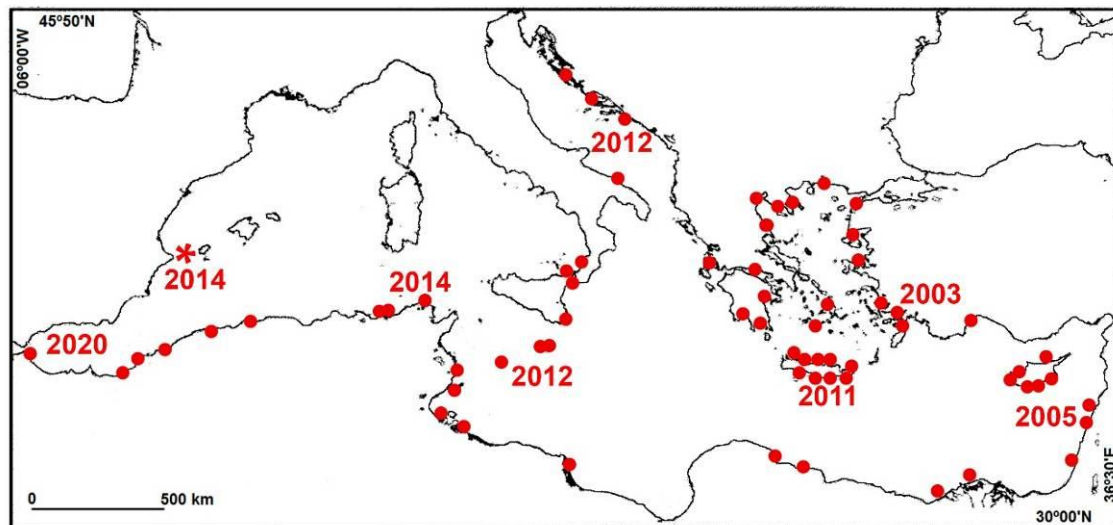


Figura 4.28. Mapa con la distribución mediterránea de *Lagocephalus sceleratus*.

Modo de introducción: la vía de entrada más plausible al Mediterráneo fue por el canal de Suez, dispersándose posteriormente de manera natural. Es destacable que en solo 7 años haya sido capaz de llegar a los sectores occidentales más distales al canal de Suez.

Estatus: ocasional en el Mediterráneo occidental, establecido en el sector central y oriental.

Observaciones: Su hábitat preferencial son fondos someros, teniendo predilección por los fondos arenosos con *Posidonia oceanica*. En las zonas colonizadas, *L. sceleratus* se comporta como un voraz depredador que puede desequilibrar las poblaciones autóctonas, además de afectar de forma notable a los recursos pesqueros. La presencia de esta especie en ciertas zonas está causando cierto impacto social, ya que sus tejidos contienen tetrodotoxina, pudiendo ser mortal para el ser humano (Bentur *et al.* 2008). Por ello, su comercialización y transporte están prohibidos por la normativa europea 91/493/CEE.

El análisis toxicológico del ejemplar capturado en Denia mostro que todos los tejidos analizados (vísceras, gónadas, músculo) contenían tetrodotoxina en cantidades letales para el ser humano (Rambla-Alegre *et al.* 2017)

6.3.13 *Cephalopholis taeniops*

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Serranidae

Especie: *Cephalopholis taeniops* (Valenciennes, 1828)

Sinonimias: *Epinephelus taeniops* (Valenciennes, 1828), *Serranus taeniops* Valenciennes, 1828

Nombre común: EN: *Bluespotted seabass*

Caracteres distintivos: *C. taeniops* es un serránido de pequeño tamaño. De color rojizo anaranjado, está moteado por numerosos puntos azules que le hacen inconfundible con otras especies de serránidos mediterráneos. Puede llegar a medir hasta 70 cm., aunque su tamaño habitual es alrededor de 40 cm. (Guidetti *et al.* 2010).



Figura 4.29 Ejemplar de *Cephalopholis taeniops* capturado en las costas de Almería.

Distribución mundial: la distribución natural de la especie corresponde a las costas atlánticas africanas, desde Marruecos hasta Angola, incluyendo Cabo Verde, Islas Príncipe y Santo Tomás.

Distribución en el Mediterráneo: la primera cita mediterránea de la especie fue hecha en 2002 en Libia (Ben Abdallah *et al.* 2007). Después fue avistada en Malta en 2008 (Evans y Schembri, 2017), en 2009 en Italia (Isla de Lampedusa, Guidetti *et al.* 2010) y en Israel (Bahía de Haifa, Salameh *et al.* 2009). La última cita conocida fue en 2015 en el golfo de Candarli, mar Egeo (Engin *et al.* 2016).

Distribución en el Mediterráneo Ibérico: en enero de 2018 un pescador submarino capturó el ejemplar de la figura 6.28 cerca de Almería (Almerimar), en una zona rocosa conocida como “La Abierta”, a unos 20 metros de profundidad. El ejemplar estaba en una cueva conocida por tener ejemplares de falso abadejo, *Epinephelus costae* (Steindachner, 1878). El pez fue observado un mes antes previo a la captura en la misma piedra. El tamaño de pez fue aproximadamente de unos 40 cm, pesando 1 kg (“un poco más de un kilo”, textualmente). El pez no fue guardado ni conservado.

Modo de introducción: su entrada ha sido por el Estrecho de Gibraltar, posiblemente por dispersión natural, siendo facilitada por el progresivo calentamiento del Mediterráneo.

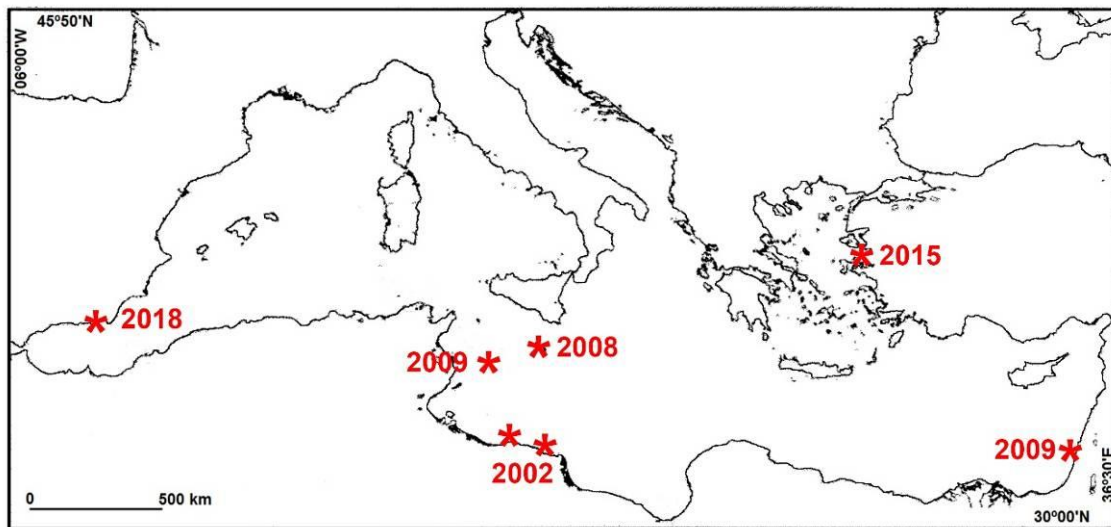


Figura 4.30 Mapa con la distribución mediterránea de *Cephalopholis taeniops*.

Estatus: ocasional

Observaciones: Su hábitat suele ser fondos rocosos y arenoso a profundidades entre 20 y 200 metros. En las costas de Senegal es explotado localmente como especie pescable.

En principio no tiene interés comercial, salvo como pesca secundaria. Debido a su colorido, sí puede tener cierto interés para el buceo recreativo en caso de aumentar mucho su presencia.

4.4 Discusión

De las 57 especies inventariadas, dejando aparte el componente criptogénico (un 47% del total), vemos que las especies indo-pacíficas representan el 32% del total, prácticamente el doble que las de origen atlántico (18 spp y 9 spp, respectivamente). Ello que viene a corroborar que se está produciendo un incremento progresivo del componente indo-pacífico en el Mediterráneo Occidental (Galil 2008, Tsiamis *et al.* 2020), principalmente, debido al transporte marítimo regional (Ferraio *et al.* 2017; Ulman *et al.* 2017, 2019).

Siguiendo los datos de los registros y su expansión en la cuenca del Mediterráneo podemos tener una idea de la llegada de las especies estudiadas al SE Ibérico. El vector de tráfico marítimo, ya sea como *biofouling* en los cascos de los navíos o en el agua de lastre parece ser el más importante (Zibrowius 1992). Entre las especies transportadas en el *biofouling* del casco de los barcos se encuentran epibentos sésil y sedentario (fuertemente adherido) y macrozoobentos pequeño entre el epibentos, caso de macroalgas, esponjas, cnidarios (hidrozoos, antozoos), poliquetos (sabélidos, serpúlidos), crustáceos (cirrípedos), moluscos (caliptreidos, mitílidos), briozoos y ascidias. En el agua de lastre, pueden subsistir fito y zooplancton (holoplancton y meroplancton) y bentos de fondos blandos (poliquetos, bivalvos, crustáceos) (Carlton y Geller 1993, Zenetos *et al.* 2010, 2012; Matej 2015).

En lo que respecta a las especies estudiadas en la presente tesis podemos avanzar algunas hipótesis. Una vez establecidas en los puertos de arribada, las especies pueden ir colonizando otras zonas del Mediterráneo por la navegación regional (comercial de cabotaje y recreativa) (Murray *et al.* 2011; Ferraio *et al.* 2017), o por la propia expansión de la especie al naturalizarse (Zenetos *et al.* 2010). En este posible vector, sería plausible incluir las especies del epibentos sésil o sedentario (fuertemente adherido) que se pueden fijar en estado adulto a los cascos de los navíos como *Paraleucilla magna* (esponja), *Branchiomma bairdi* y *B. luctuosum* (poliquetos sabélidos), y *Microcosmus squamiger* (ascidia).

Las especies móviles bentónicas con larvas planctotróficas (caso de *Fulvia fragilis*, *Callinectes sapidus*, *Percnon gibbesi*) podrían haber sido transportadas en las aguas de lastre. Ello sería plausible en *Percnon gibbesi*, ya que fue citado simultáneamente en las Isla Baleares y Linosa en 1999 (García y Reviriego 2000, Relini *et al.* 2000) y apareció en Alicante 2002 (Ramos-Esplá *et al.* 2010), localidad muy próxima a Baleares y con un intenso tráfico marítimo; expandiéndose por el SE Ibérico (Felix-Hackradt *et al.* 2009) de forma natural. También, en *C. sapidus*, citada en el Delta del Ebro en 2012 (Castejón y Guerao 2013), y a partir de 2014 en el Golfo de Valencia y en el Golfo de Alicante y Mar Menor (Izquierdo-Gómez e Izquierdo-Muñoz 2016, González-Wangüemert y Pujol 2016, Mancinelli *et al.* 2017). La colonización de *C. scabridum* en las aguas españolas también podría achacarse a las aguas de lastre, ya que se señala en Sicilia en 1976. En el caso de los opistobranquios *Bursatella leachii* y *Lamprohaminoea ovalis*, el transporte por embarcación de los adultos resultaría difícil; sin embargo, presentan una puesta bentónica con los huevos encapsulados en masas gelatinosas, que podría resistir a la navegación en lugares protegidos del *biofouling*.

En la lista aparecen dos especies *F. enigmaticus* y *P. japonicus* observadas en el Mar Menor, pero no han aparecido posteriormente. La primera citada por García

Carrascosa (1979), pero Capaccioni-Azzati *et al.* (1987) no la vuelven a encontrar; tampoco Giménez Casalduero *et al.* (2016). La segunda, como escape de un cultivo de langostinos próximo a la laguna, no se ha vuelto a observar después de la década de los 80. Otras especies se han registrado, recientemente, en las zonas vecinas (Golfo de Valencia y Golfo de Vera) pero no en el Golfo de Alicante, caso de *Pinctada imbricata radiata* (Leach, 1814) y *P. imbricata fucata* (Gould, 1850), consideradas dos especies diferentes y Escutia, 2021) y la segunda en Aguilas (Murcia) (Cunningham-Aparicio y Mulero-Méndez 2021).



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CAPÍTULO 5:

OCULINA PATAGONICA de Angelis

D'Ossat, 1908

Y BOSTRYCAPULUS ODITES Collin, 2005

EN EL PUERTO DE ALICANTE.

Universitat d'Alacant



Publicaciones relacionadas:

Pósters en congresos:

Izquierdo-Muñoz, A., Loya, A., Diaz-Valdez, M., Ramos-Espla, A.A. (2007) Non-indigenous species at the Alicante harbor (SE-Spain): *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 and *Bostrycapulus aculeatus* (Gmelin, 1791) CIESM Congress nº 38 (Mónaco), 2007.

Rubio Portillo E, Izquierdo Muñoz A, Ramos Esplá AA. Caracterización de las poblaciones y del blanqueamiento del coral escleractinio invasor *Oculina patagonica*, De Angelis 1908: un estudio piloto en el puerto de Alicante XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Alicante (España), 6-10 Septiembre 2010

Artículos

Collin, R., Ramos-Espla, A., Izquierdo-Muñoz, A. (2010) Identification of the South Atlantic spiny slipper limpet *Bostrycapulus odites* Collin, 2005 (Caenogastropoda: Calyptraeidae) on the Spanish Mediterranean coast. *Aquatic Invasions* 5 (2): 197-200.

Rubio-Portillo, E., Vázquez-Luis, M.T., Izquierdo-Muñoz, A., Ramos Esplá, A. A. (2014a) Distribution patterns of alien coral *Oculina patagonica* De Angelis D'Ossat, 1908 in western Mediterranean Sea. *Journal of Sea Research* 85: 372-378.

Rubio-Portillo E, Vazquez-Luis M, Valle C, Izquierdo-Munoz A, Ramos-Espla AA (2014b). Growth and bleaching of the coral *Oculina patagónica* under different environmental conditions in the western Mediterranean Sea. *Marine Biology* publ. On line. DOI 10.1007/s00227-014-2509-4

5.1 Introducción

Durante los muestreos de las ascidias en el puerto de Alicante, otras dos especies aparecieron de forma muy abundante: *Oculina patagonica* de Angelis D'Ossat, 1908 y *Bostrycapulus odites* Colin, 2005, que ya fueron observadas en 1973 en dicho puerto (Zibrowius y Ramos, 1983). En ambos casos, en su momento fue el primer registro en aguas ibéricas, y ambas son un ejemplo de especies introducidas, una de ellas no exenta de cierta controversia. Además, representan dos ejemplos opuestos de especies establecidas, *B. odites* únicamente localizada en el lugar de colonización, y *O. patagonica* que ha colonizado el Mediterráneo y de carácter invasor (Fig. 5.1).

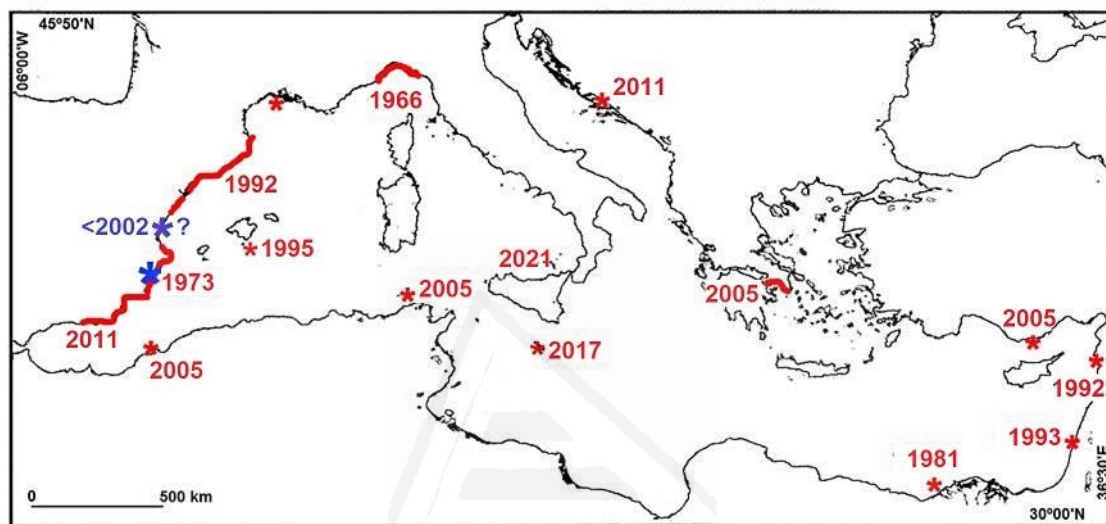


Figura 5.1. Registros de *Oculina patagonica* (rojo) y *Bostrycapulus odites* (azul) en el Mar Mediterráneo (diversas fuentes, indicadas en el texto).

O. patagonica primeramente, se recolectó en el puerto de Savona y Portofino en 1966, y se clasificó como *Oculina arbuscula* por Rossi (1969), escleractinio del Golfo de Guinea, asignándole Zibrowius (1974) el nombre científico actual. Posteriormente, en el puerto de Alicante y se observó en otros puntos del SE Ibérico, entre los cabos de Gata y San Antonio (Zibrowius y Ramos-Esplá 1983), resultando ser la población más abundante en el Mediterráneo.

Conviene señalar que se trata de una especie fácilmente observable en inmersión, por lo que no puede pasar desapercibida a los buceadores. A partir de estas primeras observaciones, los registros de *O. patagonica* han ido aumentando y extendiéndose por toda la cuenca mediterránea. Curiosamente, ha colonizado primero el Mediterráneo Oriental (Fig. 5.1), entre 1981 y 1993 en Egipto, Israel y Líbano (Bitar y Zibrowius 1997, Fine *et al.* 2001), y en 2005 Turquía (Çinar *et al.* 2006) y Grecia (Salomidi *et al.* 2006). También, en 2005, las costas africanas del Mediterráneo Occidental (Túnez y Argelia, Sartoretto *et al.* 2008). No obstante, en el Adriático ha sido en 2011 (Cvitković *et al.* 2013), y 2017 en Malta (Cutajar *et al.* 2020). Sin embargo, no haya sido citada en el Mar Tirreno, salvo recientemente en Sicilia (Gravili & Rossi 2021).

También, se ha ido expandiendo a lo largo de las costas del Mediterráneo Ibérico, Golfo de Vera (García-Raso *et al.* 1992), Levante español (Rubio-Portillo *et al.* 2014a), Cataluña (Serrano *et al.* 2013), y Mar de Alborán (Terrón-Singler *et al.* 2015), extendiéndose al Atlántico por Cádiz (Terrón-Sigler *et al.* 2015) y alcanzando las Islas Canarias debido al transporte de plataformas petrolíferas (Brito *et al.* 2017). Recientemente, se ha citado en el Golfo de México (Colín García *et al.* 2018).

Normalmente, se localiza en zonas fotófilas entre 0 y 10m de profundidad (Rubio-Portillo *et al.* 2014a). Pero también, aparece en ambientes esciáfilos como en cuevas (Gerovasileiou *et al.* 2016) y, actualmente, está colonizando zonas mesofóticas (30m profundidad) en el Mediterráneo oriental, posiblemente, debido al calentamiento global (Martínez *et al.* 2021). A pesar de su adaptación y plasticidad ambiental, el cambio climático está produciendo blanqueamiento de sus colonias, lo que supone un fuerte estrés para la especie (Rodolfo-Metalpa *et al.* 2014; Rubio-Portillo *et al.* 2014b).

En lo que respecta a *B. odites*, pertenece a la familia Calyptraeidae, gasterópodos filtradores sedentarios que viven adheridos al sustrato (rocas, bloques, conchas vacía) o como epibiontes sobre otros organismos (gasterópodos, bivalvos, cirrípedos, laminariales); normalmente, son de carácter gregario. Protándricos con una fase móvil (etapa macho) y otra sésil (etapa hembra), la hembra incuba cápsulas de huevos bajo su concha (Collin 2006). Las estrategias del desarrollo embrionario dependen de la especie y puede variar desde hembras produciendo miles de larvas planctotróficas, a un desarrollo directo con huevos encapsulados y del que salen los juveniles (Collin 2006).

La determinación de *B. odites* ha resultado problemática. Al principio, se clasificó como *Crepidula calyptraeiformis* (Zibrowius 1992), pero posteriormente, se la asignó como *C. aculeata* (Zibrowius 2002; Gofas y Zenetos 2003), pasando al género *Bostrycapulus* (Collin 2005). Finalmente, por estudios genéticos, como *B. odites* y cuyas poblaciones nativas se localizan desde el Sur de Brasil a la Patagonia Argentina; también ha sido señalada en Sudáfrica (Collin 2005). Su modo de desarrollo embrionario directo por huevos encapsulados (Izquierdo *et al.* 2007) supone una limitación a su expansión fuera del puerto, a diferencia de otros Calyptraeidae altamente invasores que poseen larvas planctotróficas (Collin *et al.* 2015). Al respecto, *C. fornicata* y *C. aculeata* son consideradas dentro de las 100 peores especies invasoras en el Mediterráneo (Streftaris y Zenetos 2005).

5.2 Material y métodos

5.2.1 Área de muestreo

El área de estudio ha sido el puerto de Alicante (N38°20,17'/W00°29,26'). En este puerto se incluyen muelles comerciales y de cruceros, puertos deportivos y una zona pesquera (fig. 5.2). Las zonas muestreadas fueron:

a)- Muelle de levante (LEV): cara interior de la dársena de levante-sur del puerto, a la altura de la nueva Estación Marítima (N38°19,88'/W00°29,18'). Es la zona más cercana a la bocana y la más profunda de las muestreadas (alrededor de 12 m); unido a una mayor exposición a las corrientes, esta zona suele tener aguas relativamente más claras y es la zona con mayor renovación de agua de todo el puerto de Alicante. Este dique es usado para el amarre de barcos de gran calado, tanto cargueros de mercancías como cruceros.

b)- Escuela Náutico-Pesquera (NAU): Alrededor del pantalán de prácticas existente en el muelle de dicho Instituto (N38°20,18'/W00°29,21'). Con una profundidad máxima en el dique de 6 metros, esta zona está menos expuesta al hidrodinamismo, por lo que tiene una baja renovación de agua y agua suele estar turbia. La dársena, que antiguamente era el muelle pesquero, albergaba embarcaciones deportivas y pesqueras. Esta zona ha sufrido una profunda remodelación en 2013, aterrándose gran parte de la zona.



Figura 5.2. Puerto de Alicante: (LEV) dársena de Levante; (NAU) Escuela Náutico-Pesquera. La barra de escala indica 500 m.

5.2.2 Método de muestreo y diseño experimental

Durante 2006 se realizaron 4 campañas de muestreo estacional (primavera, verano, otoño e invierno) en el interior del puerto de Alicante, en con la idea de caracterizar las comunidades de *Oculina patagonica* y de *Bostrycapulus odites*.

En el caso de *O. patagonica*, se muestreó en las dos zonas elegidas (LEV y NAU) y en dos épocas diferentes (invierno y verano). En cada zona se muestrearon 3 sitios diferentes, a tres profundidades (0,5, 3 y 5 metros) sacando 5 réplicas al azar. Para *B. odites*, el diseño fue ligeramente diferente al realizado para *O. patagonica*, aunque en las mismas estaciones (LEV y NAU), se muestreó en 4 épocas (primavera, verano,

otoño e invierno) y a tres profundidades diferentes (0,5, 3 y 5 metros), obteniendo 6 réplicas al azar en cada zona. El diseño experimental aparece en la Fig. 4.3.

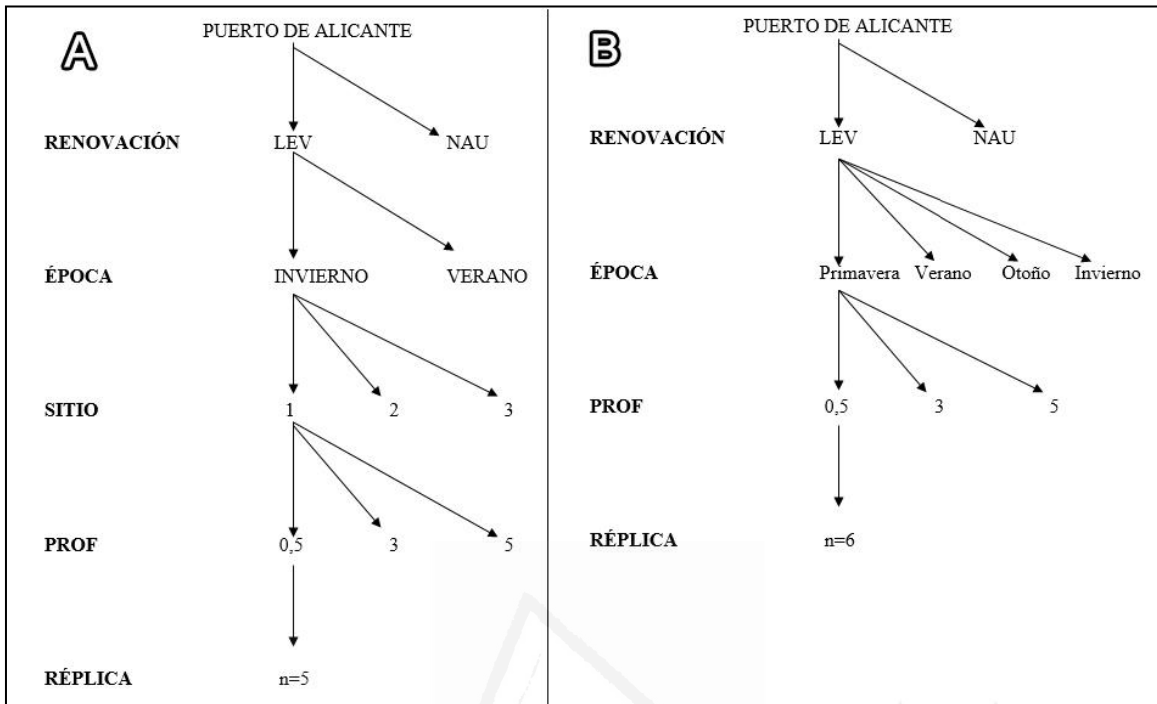


Figura 5.3. Diseños muestrales para las dos especies estudiadas en el puerto de Alicante: A) *Oculina patagonica*; B) *Bostrycapulus odites*.

Para *O. patagonica*, el muestreo fue de tipo no destructivo por imágenes: se obtuvieron fotografías con una cámara digital compacta (Panasonic TZ3 con carcasa submarina) utilizando como referencia de tamaño un cuadrado metálico de 20x20 cm de acero inoxidable (figura 5.4A); en total se obtuvieron 180 fotografías. En el caso de *B. odites* (Fig. 5.4B), el muestreo fue de tipo destructivo en un cuadrado 20x20 cm con un total de 144 muestras.

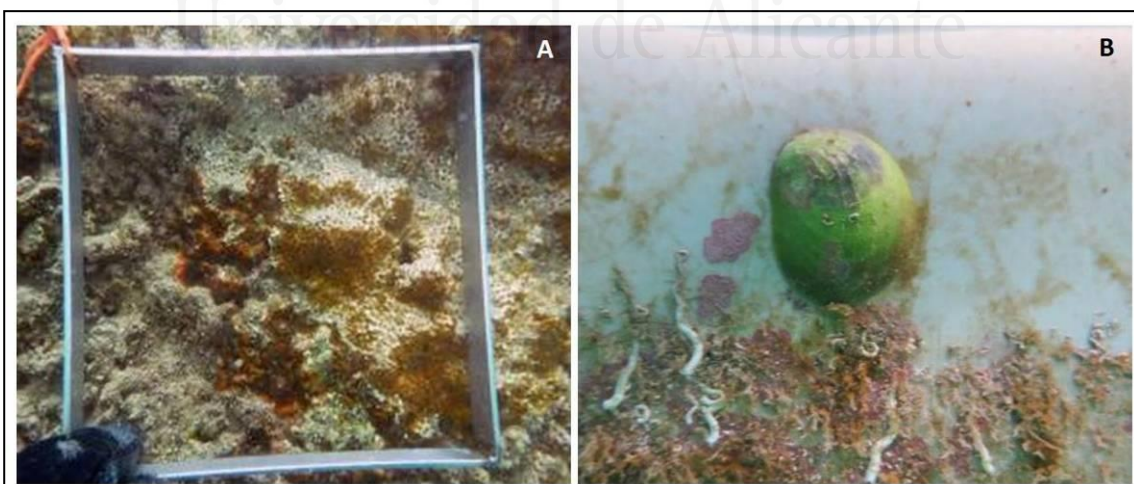


Figura 5.4. A) Ejemplo de réplica usando un cuadrado para la cobertura de *O. patagonica* en el puerto de Alicante. B) ejemplar joven de *Bostrycapulus odites* adherido a un flotador de plástico. Estación: Escuela Náutico-Pesquera: A) a -3m; (B) a -0,5m

En el caso de las muestras de *B. odites* el procedimiento de transporte, fijación y separación seguido fue el mismo al descrito en el apartado 2.3.1. Una vez separadas las

muestras de los cuadrados se procedió al conteo y medición de los individuos. Debido al propio método de muestreo destructivo y a la propia naturaleza del animal, no todos los ejemplares se recolectaron enteros y con concha. Por tanto, para la estimación de la densidad de ejemplares se utilizó ejemplares con partes carnosas (en algunos casos solo se conservó esta parte del ejemplar). Este método conllevó una posible subestimación de la densidad, pero en el caso de contar solo conchas, podríamos sobreestimar dicha población. Para la medición de la longitud de los ejemplares sí se consideró la longitud máxima de la concha usando un pie de rey en los casos en los que la misma se encontrara entera o mínimamente dañada.

Las fotografías realizadas de *O. patagonica* fueron tratadas por análisis de imagen mediante el programa ImageJ ([http:// imagej.nih.gov/ij](http://imagej.nih.gov/ij)). Con dicho programa, usando como referencia el cuadro metálico (de tamaño conocido: 20 cm. de lado) se calculó el área ocupada por la especie en cada fotografía, obteniendo un dato como porcentaje de cobertura de la especie.

5.2.3 Análisis estadístico

Las diferencias de cobertura (*O.patagonica*) y densidad (*B. odites*) se comprobaron en relación a los diferentes factores del diseño utilizando un análisis de la varianza (ANOVA), con tres factores fijos y uno anidado.

En el caso particular de *O. patagonica*, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores fijos y uno anidado. Los factores que tuvimos en cuenta fueron (Fig. 5.3A):

- Factor renovación de agua (R): factor fijo y ortogonal, con dos niveles: renovación alta (LEV) y baja (NAU).
- Factor sitio (S):. Es un factor al azar, anidado en el factor renovación.
- Factor época (E): factor fijo y ortogonal, con dos niveles: invierno y verano
- Factor profundidad (P): factor fijo y ortogonal, con 3 niveles: 0'5, 3 y 5 metros.

El modelo lineal utilizado para el análisis de la varianza fue el siguiente:

$$X_{ijkl} = \mu + R_i + E_j + P_k + S(R)_{l(i)} + R_i E_j + R_i P_k + E_j P_k + E_j S(R)_{l(i)} + P S(R)_{l(i)} + R_i E_j P_k + E_j P_k S(R)_{l(i)} + \text{residual}$$

En el caso de *B. odites*, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) similar al anterior, pero prescindiendo del factor de replicación “sitio”, con tres factores fijos. Los factores que tuvimos en cuenta fueron (Fig. 5.3B):

- Factor renovación de agua (R): factor fijo y ortogonal, con dos niveles: renovación alta (LEV) y baja (NAU).
- Factor época (E): factor fijo y ortogonal, con cuatro niveles: invierno, primavera, verano y otoño.
- Factor profundidad (P): factor fijo y ortogonal con 3 niveles: 0'5, 3 y 5 metros.

El modelo lineal utilizado para el análisis de la varianza fue el siguiente:

$$X_{ijkl} = \mu + R_i + E_j + P_k + R_i E_j + R_i P_k + E_j P_k + R_i E_j P_k + \text{residual}$$

En ambos casos y previo al análisis, se hizo un test de homogeneidad de varianzas (test de Cochran); de no ser las varianzas homogéneas se procedería a la transformación de los datos (raíz cuadrada de $x+1$). Como siguió existiendo heterogeneidad de varianzas pese a la transformación, al tener un número suficiente de muestras, así como un diseño de datos balanceado, procedimos a realizar el análisis con los datos sin transformar, pero usando como p-valor significativo un alfa de 0,01. Hay que tener en cuenta que ANOVA es suficientemente robusto en estas condiciones si se cuenta con un elevado número de muestras n (Underwood *et al.* 1997). Todos los análisis univariantes se realizaron con el paquete GAD del programa R 3.4.0 (The R foundation 2017).

Con los datos ya procesados, al realizar el análisis se observó una posible interacción entre las dos especies. Para comprobar dicha interacción en relación con los factores del muestreo se realizó un análisis multivariante de la varianza basado en permutaciones (PERMANOVA), con un diseño muy similar al utilizado para *B. odites*, con tres factores, pero con el factor época con solo dos niveles (invierno y verano)

Para balancear el número de réplicas (ya que *O. patagonica* tenía 15 réplicas y *B. odites* solo 6) se utilizó un generador de números aleatorios; para la estandarización de las variables se convirtió la densidad de *B. odites* a escala de 100 (considerando 100 la máxima densidad encontrada). El número de permutaciones realizadas fueron 4999. Todo este análisis se realizó con el programa PERMANOVA (Anderson 2005).

5.3 Resultados

5.3.1 Población de *Oculina patagonica*

Durante el muestreo fotográfico realizado para la caracterización de la población de *O. patagonica*, la especie apareció en 170 cuadrados de un total de 180 imágenes (94,44%). Aunque muy abundante, su distribución no fue uniforme, sino que fue diferenciada respecto a localidad, época y profundidad (Fig. 5.5).

Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) sobre los diferentes factores estudiados; los resultados podemos observarlos en la tabla 5.2. Han existido diferencias altamente significativas ($p < 0.001$) en el factor renovación (R). La cobertura de la especie es mayor en la zona de menor renovación de agua (NAU), respecto a la zona con mayor renovación de agua (LEV)

También, ha habido diferencias muy significativas ($p < 0.001$) en el factor profundidad (P), observándose una menor cobertura del coral a mayores profundidades. *O. patagonica* es un coral hermatípico, teniendo zooxantelas fotosintéticas en sus tejidos (Fig. 5.6), por lo que, con las mismas condiciones, una menor disponibilidad de luz puede ser un factor importante en su distribución. Experimentos realizados en el propio puerto demuestran que la falta de luz añade estrés a las colonias (Rubio-Portillo *et al.* 2014); esta menor disponibilidad de luz puede verse acrecentada por las propias condiciones del puerto (agua turbia con gran cantidad de partículas), que atenúan aún más la luz disponible.

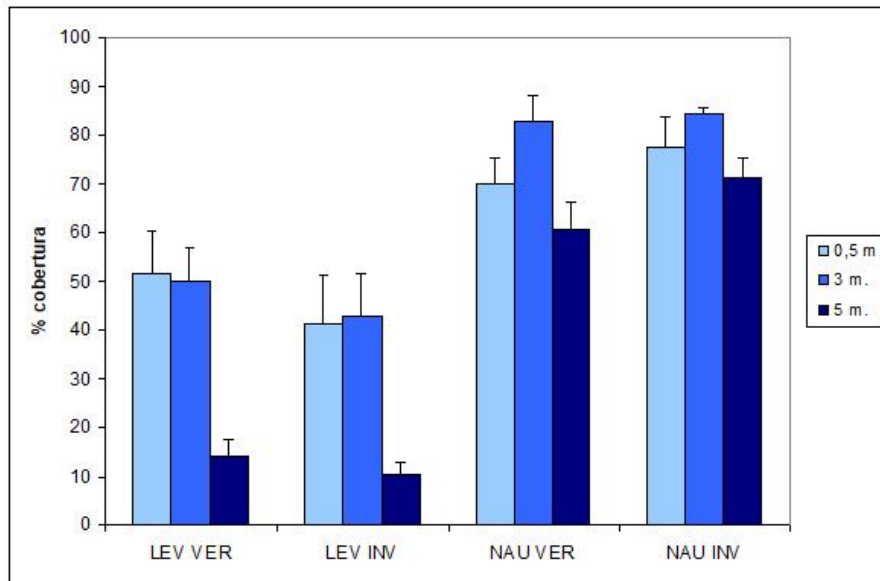


Figura 5.5. Cobertura de *O. patagonica* en las dos localidades durante las dos épocas muestreadas, en las tres profundidades. (LEV) Dársena de Levante; (NAU) Escuela Náutico-Pesquera; (VER) verano; (INV) invierno. Las barras indican error estándar.

Tabla 5.1: Resultados del ANOVA realizado para las muestras de *Oculina patagonica*. ‘***’ corresponde a $p < 0.001$, ‘*’ a $p < 0.05$, ‘ns’ a no significativo. R: renovación, E: época, P: profundidad, S: sitio

Factores	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Sig.
R	1	70255	70255	1.806.916	0.0001772	***
E	1	1	1	0.0091	0.9286729	ns
P	2	22609	11305	241.917	0.0004053	***
S(R)	4	1555	389	0.6391	0.6354403	ns
R:E	1	2173	2173	145.205	0.0189307	*
R:P	2	5475	2738	58.586	0.0271002	*
E:P	2	336	168	0.1975	0.8246809	ns
E:S(R)	4	599	150	0.2460	0.9116854	ns
P:S(R)	8	3738	467	0.7681	0.6313902	ns
R:E:P	2	156	78	0.0915	0.9134914	ns
E:P:S(R)	8	6803	850	13.977	0.2022418	ns
Residual	144	87606	608			

Se encontró una interacción significativa entre los factores R (renovación) y P (profundidad); esta interacción la analizamos por medio de un test SNK de tipo *post hoc*. Así, observamos que existen diferencias significativas ($p < 0.001$) entre la profundidad de 5 metros y las otras dos (0.5 y 3 metros), pero solo en el caso de la localidad de alta renovación; en el caso de la localidad de baja renovación, no existen diferencias entre las profundidades. Es en la localidad en alta renovación (y agua más clara) donde la profundidad influye más en la distribución que en la localidad de agua más turbia.



Figura 5.6. Colonias de *Oculina patagonica* con el color típico pardo debido a las zooxantelas. En los bordes se puede observar 'blanqueamiento'. Estación: Escuela Náutico-Pesquera, 2 m.

No encontramos diferencias significativas a escala temporal (factor época, E). *O. patagonica* tiene un crecimiento lento, por lo que no existe una variación significativa en la cobertura de la especie a lo largo del año. Pero, sin embargo, sí existen diferencias estadísticas en la interacción entre R (renovación) y E (época). Analizando los resultados del test SNK de tipo *post hoc*, podemos comprobar cómo hay diferencias significativas ($p < 0.01$) entre las dos localidades entre las diferentes épocas, siendo la localidad de baja renovación (NAU) la que tiene mayores coberturas en ambas épocas respecto a la de alta renovación (LEV).

5.3.2 Población de *Bostrycapulus odites*

a) Distribución

Durante el muestreo para la caracterización de la población de *B. odites*, en 75 cuadrados de un total de 144 muestras (52,1%) apareció la especie.

Los datos de densidad obtenidos en relación a las estaciones de alta renovación de agua (LEV) y baja renovación (NAU) podemos observarlos en las figuras 5.7 y 5.8, respectivamente. También, la especie tiene una menor presencia en primavera (41,67% de las muestras) y mayor en invierno (66,67%), llegando a alcanzar una densidad máxima de 400 indiv./m² (LEV, 5 m, en invierno).

Los resultados del análisis de la varianza (ANOVA) realizado sobre los diferentes factores analizados (renovación, época, profundidad) podemos observarlos en la tabla 5.3 La distribución de la especie está relacionada con el factor renovación (R), existiendo diferencias muy significativas ($p < 0.001$) entre ambas zonas, siendo la dársena de Levante (alta renovación de agua) la de mayor densidad.

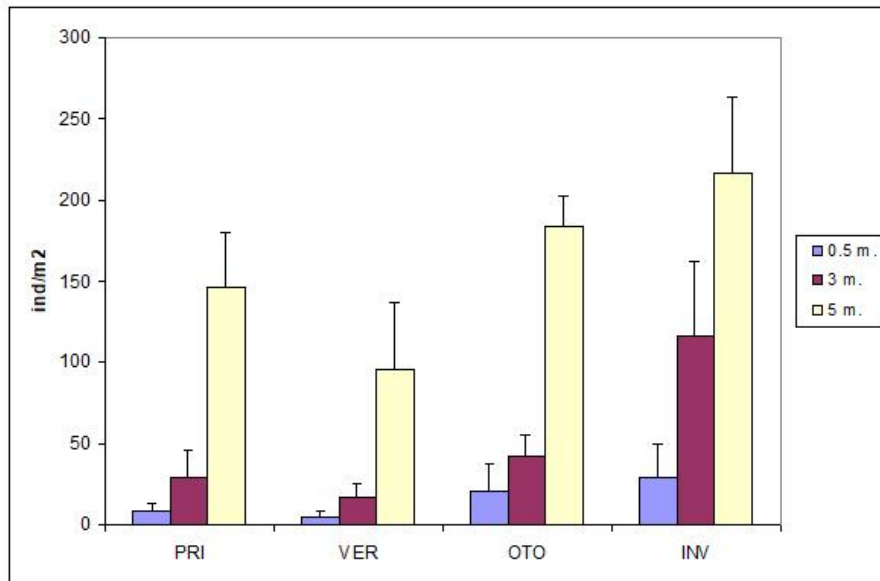


Figura 5.7: Densidad media de *B. odites* (ind/m²) en la localidad de alta renovación (LEV) respecto a época y profundidad. PRI: Primavera, VER: verano, OTO: otoño, INV: invierno. Las barras indican error estándar.

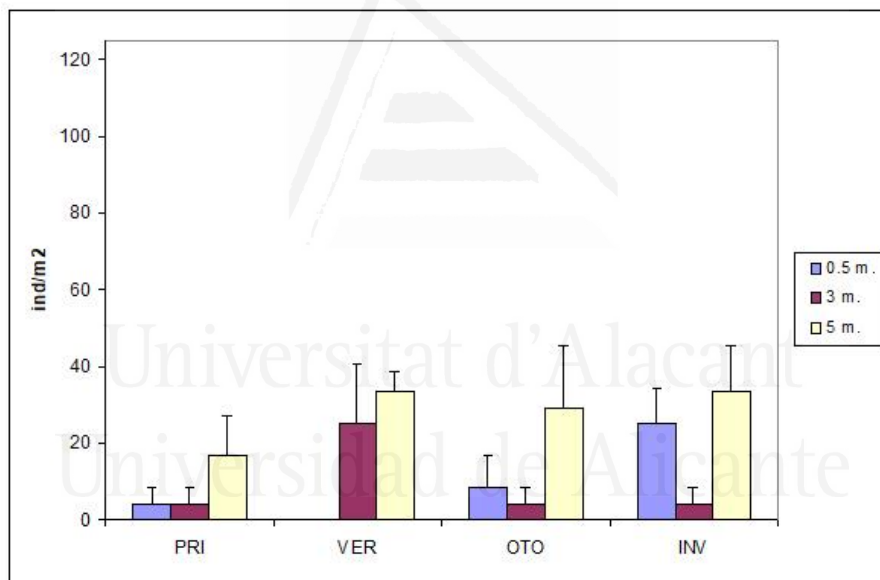


Figura 5.8: Densidad media de *B. odites* (ind/m²) en la localidad de baja renovación (NAU) respecto a época y profundidad. PRI: Primavera, VER: verano, OTO: otoño, INV: invierno. Las barras indican error estándar.

Su densidad también está relacionada con la época del año (E), habiendo diferencias significativas ($p < 0.01$) entre las diferentes épocas muestreadas del año; siendo mayor en invierno en la estación de la dársena de Levante. Ello nos indica que su densidad sufre variaciones a lo largo del año, lo que podría suponer un cierto desequilibrio. Al respecto, es destacable la aparición de acumulaciones de conchas vacías en varios puntos del puerto, indicando episodios de mortalidades masivas (Fig. 5.8). Las posibles causas pudieran ser: i) una alta renovación de la población debido a un ciclo de vida relativamente corto; ii) alta depredación; y/o iii) enfermedades. Este aspecto sería importante estudiarlo.

Tabla 5.2. Resultados del ANOVA realizado para las muestras de *Bostrycapulus odites*.
 ‘***’ corresponde a $p < 0.001$, ‘**’ a $p < 0.01$, ‘ns’ a no significativo.
 R: renovación, E: época, P: profundidad

Factores	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Sig.
R	1	207.84	207.840	534.637	3,22E-08	***
E	3	59.35	19.785	50.893	0.002374	**
P	2	284.26	142.132	365.613	3,99E-10	***
R:E	3	48.41	16.137	41.509	0.007745	**
R:P	2	162.26	81.132	208.700	1,67E-05	***
E:P	6	12.46	2.076	0.5341	0.781421	ns
R:E:P	6	27.57	4.595	11.820	0.320493	ns
Residual	120	466.50	3.887			



Figura 5.8. Acumulación de conchas vacías de *B. odites* en la dársena de Levante (-5 m.)

Encontramos una interacción entre el factor renovación (R) y el factor época del año (E), existiendo diferencias significativas ($p < 0.01$) en estos factores. Por medio de un análisis *post hoc* mediante un test SNK, podemos observar, considerando las diferentes épocas entre los dos tratamientos de renovación, que existen diferencias significativas ($p < 0.01$) en otoño e invierno entre las dos localidades con diferente renovación, siendo estas dos épocas en las que se ha encontrado mayor densidad de individuos. Además, en la localidad de alta renovación, la época de invierno es significativamente ($p < 0.01$) diferente al resto de épocas en dicha localidad. En el caso de la localidad de baja renovación, no se encontraron diferencias significativas entre las diferentes épocas muestreadas.

Respecto al factor profundidad, podemos observar como hay diferencias significativas en dicho factor ($p < 0.001$). *B. odites* se distribuye con mayor preferencia por el estrato más profundo. Además, existe una interacción significativa ($p < 0.01$) entre los factores renovación R y profundidad P; esta interacción es debida principalmente a las grandes diferencias existentes para la profundidad de 5 metros en la zona de alta renovación (LEV), siendo la de más alta densidad de todos los sitios estudiados ($216 \pm 46,39$ ind por m^2).

b) Estructura de tallas y reproducción

Además del cálculo de la densidad del apartado anterior, se realizó la medida de todos los ejemplares muestreados para conocer la distribución de tallas de la población. Se han medido 215 ejemplares, tomando la longitud máxima de la concha. El rango de tallas ha oscilado entre 5 mm y 35 mm, siendo la talla más abundante en todas las épocas del año está situada en el intervalo entre 26 y 30 mm (Fig. 4.9). Es destacable encontrar 37 ejemplares que sobrepasaban la talla máxima citada en la bibliografía de 30 mm para el género *Bostrycapulus* (Collin 2005)

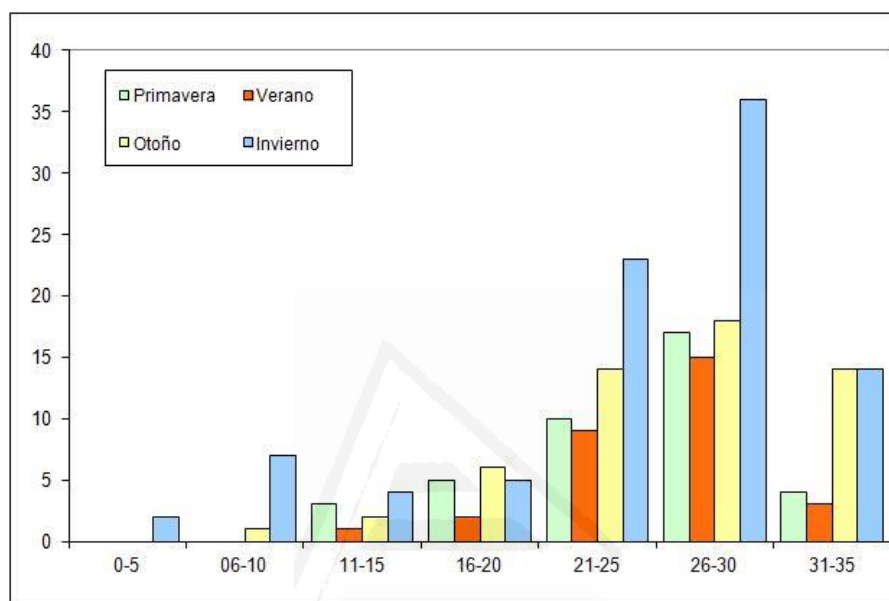


Figura 5.9. Distribución de tallas (en mm.) de *B. odites* en el puerto de Alicante respecto a número de individuos encontrados.

Durante los muestreos se encontraron cápsulas ovígeras en la época de otoño. Este dato se ve apoyado con la aparición de las tallas más pequeñas en la estación de invierno (< 10 mm), lo que seguramente nos indica un reclutamiento de nuevos ejemplares durante esta época del año. También, en invierno es cuando aparecen la mayor cantidad de ejemplares del tamaño más grande.

5.3.3 Interacción entre ambas especies

Una vez analizados los datos de *O. patagonica* y de *B. odites*, observamos cómo podía existir una interacción entre ambas especies. Por ello, analizamos los datos ya existentes de forma conjunta, usando un PERMANOVA. Los resultados del análisis de permutaciones múltiples de ambas especies podemos observarlos en la tabla 5.4. Los datos de presencia de ambas especies, como superficie ocupada (en el caso de *O. patagonica*) y como porcentaje respecto al máximo de densidad encontrado (en el caso de *B. odites*) podemos observarlos en la figura 5.10.

Tabla 5.3: Resultados del PERMANOVA realizado para la interacción entre *O. patagonica* y *B. odites*. ‘***’ corresponde a $p < 0.001$, ‘**’ a $p < 0.01$, ‘*’ a $p < 0.05$, ‘ns’ a no significativo. R: renovación, E: época, P: profundidad

Factores	df	SS	MS	F	P(perm)	Sig
R	1	87.627.610	87.627.610	89.249	0.0002	***
E	1	12.022.533	12.022.533	12.245	0.3164	ns
P	2	63.128.471	31.564.235	32.148	0.0078	**
R:E	1	12.593.525	12.593.525	12.827	0.2894	ns
R:P	2	56.473.980	28.236.990	28.759	0.0146	*
E:P	2	19.802.378	9.901.189	10.084	0.4264	ns
R:E:P	2	49.099.278	24.549.639	25.004	0.0300	*
Residual	60	589.099.889	9.818.331			
Total	71	889.847.664				

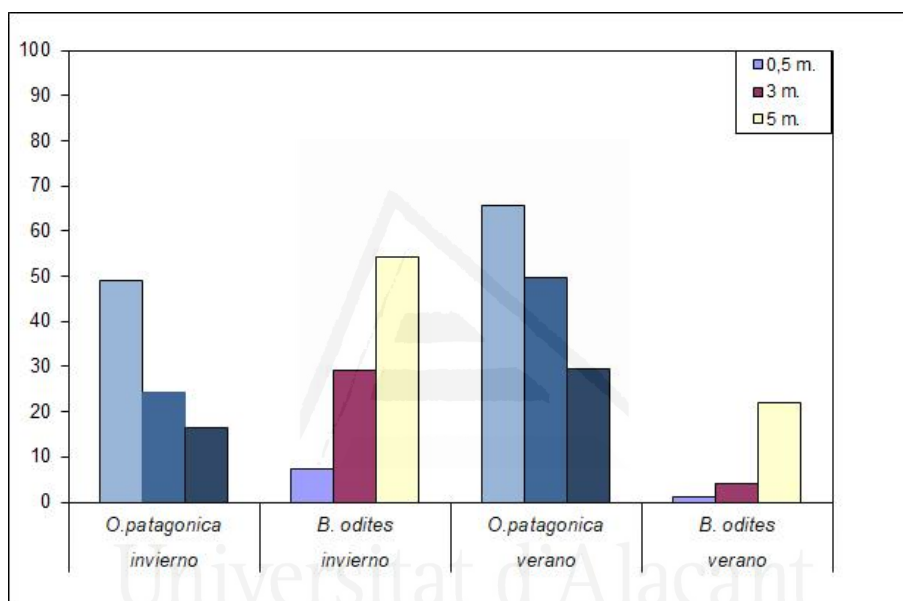


Figura 4.10: Cobertura de *O. patagonica* y % del máximo encontrado de *B. odites* en la localidad de alta renovación (LEV) para las 3 profundidades estudiadas.

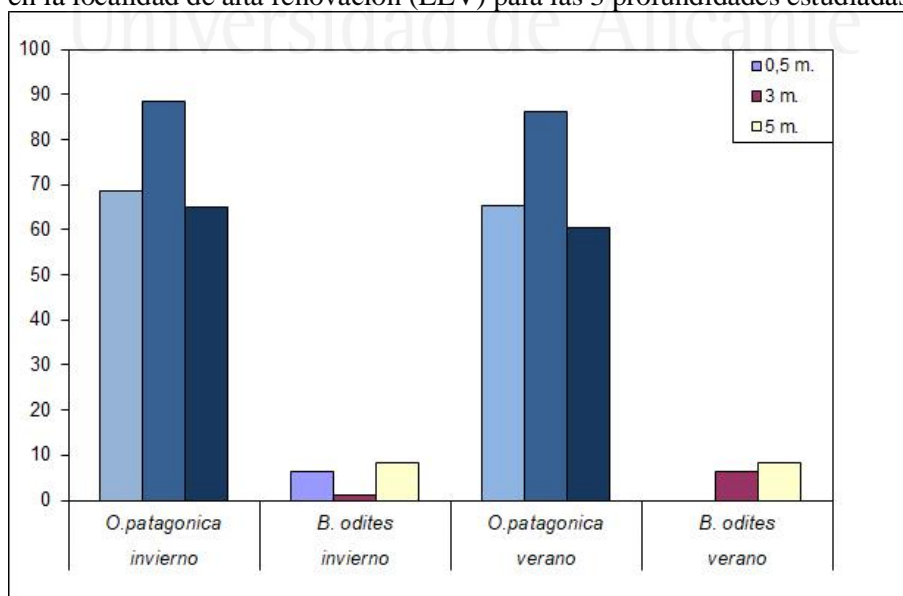


Figura 4.11: Cobertura de *O. patagonica* y % del máximo encontrado de *B. odites* en la localidad de baja renovación (NAU) para las 3 profundidades estudiadas.

Las especies, como se ha comentado en los apartados anteriores, se distribuyen de forma diferencial según la renovación del agua, y lo hacen de una forma estadísticamente muy significativa. La distribución de ambas especies también es diferente según el factor profundidad, siendo estadísticamente significativa

Observamos una interacción significativa entre el factor renovación y la profundidad. En el caso de la localidad de alta renovación (figura 4.10) se aprecia de forma muy clara cómo las especies siguen un patrón de presencia inversamente proporcional con la profundidad: en los estratos donde *O. patagonica* coloniza más superficie, *B. odites* aparece en muy baja densidad. En el estrato más profundo, donde hay una baja superficie colonizada del coral es donde el molusco aparece con densidades más aparentes.

Los resultados nos indican que se está produciendo una competencia por el sustrato, y una exclusión de *B. odites* por el coral *O. patagonica*. El coral es capaz de recubrir amplias zonas del puerto de Alicante, y crece sobre el gasterópodo. En los muestreos destructivos se encontraron numerosas conchas muertas debajo de las colonias de *O. patagonica*. En las zonas donde *O. patagonica* aparece en bajas densidades es donde *B. odites* tiene poblaciones estructuradas y es capaz de sobrevivir en altas densidades.

5.4 Discusión

Los gasterópodos de la Familia Calyptraeidae se adhieren fuertemente al sustrato (natural, artificial), son hermafroditas, gregarias y algunas con desarrollo directo ovíparo (con bajo riesgo de mortalidad), y candidatas a ser especies invasoras con éxito (Collin 2005). Actualmente, hay tres especies exóticas de la familia Calyptraeidae que están presentes en la Península Ibérica: *Crepidula fornicata* y *Crepidatella dilatata* (Blanchard 1997; Collin *et al.* 2009), señaladas en Galicia y en el Delta del Ebro (*C. dilatata*, López-Soriano & Quiñonero-Salgado 2021), por lo que probablemente hayan llegado por el vector de la acuicultura de bivalvos (Blanchard 1997, Richter *et al.* 2018); y *Bostrycapulus odites* en el puerto de Alicante (Izquierdo *et al.* 2007; Collin *et al.* 2015).

Respecto a la población de *B. odites*, aunque muy localizada (Puerto de Alicante), vemos que está bien establecida, con densidades que pueden alcanzar los 400 ind./m², con diferentes clases de talla, cápsulas ovígeras en otoño y reclutamiento de juveniles. Por lo que es una especie exótica con éxito (Collin 2005). Sin embargo, no ha sido señalada en otro lugar del Mediterráneo (Zenetos *et al.* 2003), salvo la cita en el Puerto de Valencia de *Crepidula aculeata* (El Haddad *et al.* 2006), pendiente de confirmar la especie.

El estudio realizado sobre competencia por el espacio entre *O. patagonica* y *B. odites* en el Puerto de Alicante indica que se produce una exclusión de *B. odites* por la primera. Esta capacidad de competencia por el sustrato de *O. patagonica* se ha comprobado en ambientes naturales rocosos donde el coral crece sobre otros organismos sésiles (cirrípedos, serpúlidos, verméticos) (Sartoretto *et al.* 2008). Este poder competitivo lo demuestra ante otro coral hermatípico del Mediterráneo, *Cladocora caespitosa*, que puede crecer sobre él (Helmut Zibrowius com. pers.).

El carácter invasor ha sido expuesto por diferentes autores (Fine *et al.* 2001) aunque hay una reciente controversia al respecto de su origen e identificación (Leydet y Hellberg 2015; Leydet 2016). Su amplia presencia en el Mediterráneo se debe a su capacidad para adaptarse a cualquier sustrato duro natural/artificial y condiciones adversas. Así, Zibrowius & Ramos (1983) lo encuentran en puertos, marinas, escolleras y rocas colmatadas por sedimento (en Portman, Murcia); además, los erizos actúan como facilitadores de su colonización al ramonear las algas erectas, dejando una superficie de coralináceas incrustantes (Coma *et al.* 2011). Esta expansión, puede verse favorecida por la intensa antropización de la cuenca mediterránea y por el cambio climático (Fine *et al.* 2001, Sartoretto *et al.* 2008, Serrano *et al.* 2013, Salomidi *et al.* 2013, Leydet *et al.* 2018).



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CAPÍTULO 6:

DISCUSIÓN GENERAL



Universitat d'Alacant





Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

6. DISCUSIÓN GENERAL

6.1. Clase Ascidiacea en ambientes portuarios.

La distribución de especies de ascidias en los puertos mediterráneos estudiados sigue una relativa homogeneidad entre puertos que están a decenas (o centenas) de kilómetros. Esta similitud de comunidades portuarias está justificada por la conectividad existente entre diferentes puertos debido al transporte marítimo (Coutts *et al.* 2003). No obstante, pese a esta citada homogeneidad entre los puertos estudiados, sí se aprecia un patrón de agregación diferente entre los puertos de la cuenca oriental y occidental.

En ambos casos, existe una enorme dominancia del orden Stolidobranchia; esto puede explicarse por ser el orden con las especies más evolucionadas, explotando al máximo la estrategia solitaria (aunque también hay especies coloniales). En nuestro caso son individuos que pueden llegar a un gran porte, y que se encuentran bien adaptadas al ambiente portuario por sus características intrínsecas de falta de estacionalidad (Lambert *et al.* 1998) y resistencia a contaminación (Monniot *et al.* 1985). Dentro de este orden, la familia más representada es la familia Styelidae: familia en la que varias especies son cosmopolitas, y particularmente abundante de puertos, teniendo un amplio rango de tolerancia a los cambios de temperatura (Thiyagarajan *et al.* 2003).

Una gran parte de las especies predominantes dentro de los puertos son cosmopolitas, consideradas típicas de puertos: *Styela canopus*, *S. plicata*, *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides leachii*, *Microcosmus squamiger*, etc. Muchas de estas especies han sido citadas en puertos de todo el mundo (Naranjo *et al.* 1996, Lambert *et al.* 1998, 2003, Ulman *et al.* 2019); actualmente, gran parte de ellas deberían ser considerarlas criptogénicas (ver apartado 7.3)

Si nuestra intención es sacar datos cuantitativos de los muestreos, el diseño muestral es crucial a la hora de poder realizar análisis estadísticos. La obtención de datos cuantitativos de densidad de individuos y su análisis estadístico era uno de los objetivos del capítulo 3. El diseño utilizado para los muestreos fue el indicado por el proyecto, publicado por Hewitt y Martin (1996, 2001); dicho diseño resultó no ser el más adecuado para la comunidad de ascidias, no siendo posible el realizar los análisis estadísticos uni o multivariantes pensados debido a las altas desviaciones encontradas entre las réplicas. Los datos obtenidos en nuestros muestreos apuntan a una distribución parcheada, por lo que sería necesario un diseño específico más adaptado a comunidades con cierto grado de agregación y bajas densidades.

Un gran limitante, en el caso de muestreos destructivos es que los muestreadores conozcan el grupo, para no pasar por alto especies crípticas o fácilmente confundibles con otros grupos (como por ejemplo esponjas o algas incrustantes). Esta podría ser una de las razones de las pocas especies aparecidas en los muestreos de algunos puertos del proyecto PORTAL, en comparación con otros estudios más específicos (por ejemplo, solo 4 especies encontradas dentro del Puerto de Barcelona respecto a muchas más especies existentes, comentario personal de X. Turón)

La comunidad de ascidiofauna del puerto muestra cambios estacionales. Los datos obtenidos confirman claramente la sucesión de algunas especies coloniales, así

como la presencia de grandes ejemplares que pueden vivir varios años. La variación de temperatura existentes en el puerto de Alicante, oscilando desde 12° C en febrero hasta 27° C en agosto (Zoffmann *et al.* 1985) favorece mucho la estacionalidad de algunas especies, la cual debe ser tenida en cuenta para la caracterización de las comunidades: los muestreos deben tener en cuenta este carácter estacional (Mastrototaro *et al.* 2008, Rius *et al.* 2009). Además, esta temporalidad de las comunidades puede favorecer la entrada de especies exóticas dentro de la comunidad (Astudillo *et al.* 2016).

En el caso de los ejemplares de grandes ascidias solitarias podemos considerarlas como especies formadoras de hábitat dentro del puerto. Este hábitat tan particular es tanto externo como interno: por una parte, la túnica externa ofrece sustrato para ser colonizado por especies de *fouling* en general; por otra parte, la cavidad interna (atrial) ofrece un refugio mucho más especializado. De las grandes ascidias solitarias, varias especies presentaron epibiontes adheridos a su túnica; nosotros nos centramos en dos especies que presentaron ascidias como epibiontes: *Styela plicata* y *Pyura dura*. La composición de epibiontes presentó una gran afinidad por familias; *Styela plicata* tuvo como epibionte más común a *S. canopus*; *Pyura dura* tuvo como epibionte más común a *Microcosmus squamiger*; la presencia de aleloquímicos anti-*fouling* en la túnica seguramente ayudó a la implantación de especies muy próximas genéticamente. En cuanto a la diferencia en el número de epibiontes ascidias, *S. plicata* tuvo mayor cantidad absoluta de epibiontes que *P.dura*, debido seguramente a la propia situación sobre el sustrato de cada una. *S. plicata* suele permanecer erecta y sobresaliendo del sustrato, e incluso muchas veces aparece colgando en cabos totalmente expuesta; *P. dura*, sin embargo, suele estar mucho más enterrada en el sustrato, sobresaliendo mucho menos, con menor superficie expuesta y siendo muchas veces prácticamente indistinguible del resto del sustrato.

6.2 Ascidias exóticas recientes en el mar Mediterráneo

Según la revisión efectuada en el capítulo 3 consideramos 22 especies de ascidias como introducidas recientes en el Mar Mediterráneo. El criterio que hemos usado para esta clasificación es un criterio temporal claro y definido: todas las citas de ascidias introducidas posteriores a Pérès (1958a) se consideran como introducidas recientes, muchas de las ascidias introducidas en el Mediterráneo, previas a dicho estudio deben ser consideradas como especies criptogénicas. Este criterio de considerar criptogénicas a especies introducidas hace siglos, sin área natural definida y consideradas cosmopolitas en muchas publicaciones está apuntado por numerosos autores (Zenetos *et al.* 2005, Zhan 2010, Bishop *et al.* 2013, Perez-Portela *et al.* 2013), pero no siempre aplicado en publicaciones.

La influencia del cambio climático, en forma de calentamiento global de las temperaturas, puede estar facilitando un incremento en las tasas de introducción de especies exóticas con afinidades tropicales (Zibrowius 1992, Streftaris *et al.* 2005, Zenetos *et al.* 2005). La hipótesis de que los futuros invasores provendrían de regiones tropicales, formulada por diferentes autores (Francour *et al.* 1994, Boero 2002, Occhipinti-Ambrogi 2007, entre otros) se ve corroborada por la reciente expansión de ascidias exóticas de afinidades tropicales (*Aplidium accarense*, *Rhodosoma turcicum*, *Phallusia nigra*, *Herdmania momus*, *Microcosmus exasperatus* y *M. squamiger*). El propio calentamiento global provocará que la entrada y establecimiento de especies

exóticas siga ocurriendo de una forma constante y consistente en el tiempo, o incluso que pueda acelerarse. Algunas de las especies ya presentes verán facilitada su expansión, o incluso el poder volverse invasoras. Este es el caso de *Symplegma brakenhielmi* en los últimos años (Ramos-Esplá *et al.* 2020). Aunque algunas veces estén infravaloradas, la introducción de ascidias exóticas puede causar enormes pérdidas monetarias y ecológicas (ver revisión de Aldred y Clare, 2014)

La detección de ascidias exóticas en el ecosistema marino está limitada por la falta de expertos en taxonomía especializada, lo que compromete la identificación de visu a nivel de familias y especies. A esto, añadimos la falta de inventarios de fauna local actualizados de muchos grupos, y de conocimientos en ciertas zonas del Mediterráneo (Hopkins y Freckleton 2002, Paknia *et al.* 2015). En el caso particular de las ascidias exóticas, podemos apreciar como hay un vacío de citas y especies principalmente en la cuenca sur del Mediterráneo (Levin *et al.* 2014).

La monitorización y seguimiento de las comunidades de *fouling* de puertos, ya sea de ascidias como de otros muchos grupos debería ser algo prioritario en la gestión de las especies exóticas. Además de la puesta a punto de protocolos adaptados para los diferentes grupos (ya comentado en 6.1), una opción interesante son los protocolos tipo RAS (*rapid assesment surveys*, Bishop *et al.* 2015) donde se dedica un tiempo prefijado en muestrear un sitio, tanto de visu observando muros, pantalanes y estructuras flotantes como levantando cabos, boyas, etc. Este tipo de muestreos son de gran utilidad para darnos una idea cualitativa de las comunidades de *fouling* en general, y de la ascidiofauna en particular, y nos pueden indicar de forma temprana la presencia de nuevas especies, siendo particularmente útiles para ascidias (López-Legentil 2015, Ubeda-Quesada 2018). Algunos autores recomiendan el uso de varios métodos a la vez para aumentar la capacidad de detección (Kakkonen *et al.* 2019)

Desde hace varios años la identificación clásica morfológica se está complementando con técnicas genéticas (secuenciación, metabarcoding), aplicadas en particular para especies invasoras (Comtet *et al.* 2015, Dias *et al.* 2017). Estas herramientas pueden ayudarnos a identificar de forma correcta especies o grupos complicados como las ascidias, como por ejemplo el género *Botrylloides* (Viard *et al.* 2019)

6.3 Fauna exótica en la zona del sudeste ibérico.

El Mediterráneo es un punto caliente (*hotspot*) de especies introducidas. Williamson y Fitter (1996) establecieron de forma teórica que solo el 10% de especies exóticas se establecerían en un área nueva, y que sólo el 1% podría llegar a ser invasoras. Esta regla teórica no se aplica en el caso del Mediterráneo: tanto el porcentaje de especies exóticas que se establecen (45%) como el porcentaje que se vuelve invasor (18%) es mucho más alto que el hipotetizado en aquel estudio. Además, en el caso particular de las especies que se vuelven invasoras éste es mucho más alto en el Mediterraneo Oriental (23% del total) que en la cuenca occidental (8%) (Zenetos *et al.* 2010, Çinar 2013, Galil *et al.* 2015). Esta distribución diferencial es debido a que su vía de entrada ha sido por el Canal de Suez; es destacable comentar que la vía es prácticamente de una sola dirección: han entrado muchas especies del mar Rojo al Mediterráneo, pero la colonización contraria no se ha producido.

No es fácil saber el número exacto de especies introducidas existentes en una zona determinada. Algunos autores elevan a más de 1000 especies de macrofauna consideradas como introducidas en el mar Mediterráneo (Katsanevakis *et al.* 2013, revisión propia con datos no publicados). Otros autores consideran algo más de 700 especies (Galil *et al.* 2014); en contraposición a estos datos, en diciembre de 2019 Zenetos y Galanidi (2020) consideran solo 666 especies que entran en la categoría de introducidas. En la costa española mediterránea podemos considerar una centena de especies de macrofauna introducida; muchas de ellas faltas de una revisión y puesta al día. Cualquier revisión o intento de puesta al día añade decenas de citas nuevas (Katsanevakis *et al.* 2020).

La disparidad de cifras entre diferentes estudios se debe, fundamentalmente, a la diferente aplicación de criterios para considerar una especie como "introducida". Algunas de las citas son ocasionales, basadas en material que puede albergar dudas (mala conservación, o fotos de no demasiada calidad); otras veces hablamos de géneros o especies de difícil identificación o con cierta controversia sobre su identificación y estatus de autóctona / introducida. Además, estos listados dependen a su vez de listas *checklist* que pueden ser antiguas, con criterios variopintos o directamente sin criterios de aceptación / exclusión claramente definidos. Actualmente hay un esfuerzo para estandarizar estos listados (Groom *et al.* 2017, Roy *et al.* 2018, Tsiamis *et al.* 2019), y pese a grandes avances al respecto, todavía se está lejos de tener datos fiables y relativamente actualizados.

Como ya se ha comentado en el apartado anterior, actualmente se están usando técnicas genéticas de detección temprana de especies con *metabarcoding*; combinado con la identificación morfológica clásica, puede ayudar a identificaciones rápidas y precisas (Aylagas *et al.* 2016, von Ammon *et al.* 2018, Holman *et al.* 2019). Algunas de estas especies están colonizando todo el Mediterráneo de forma progresiva, por lo que es previsible que lleguen a nuestras costas en los próximos años. Este es el caso de *Pterois miles* (Bariche *et al.* 2017), que fue posiblemente avistado en baleares hace unos pocos años (noticia en La Razón, 25 de julio de 2016), o el caso de los peces conejo, *Siganus spp.* (Azzurro y Tiralongo 2020). Hay otras especies que es posible que lleven varios años en nuestras costas, con densidades muy bajas que las hacen casi indetectables y sin cita confirmada. Este podría ser el caso de *Sparisoma cretense*, presente en gran parte del Med, ausente en nuestra zona pero con indicios de haber sido visto por varios pescadores submarinos en el norte de Alicante desde hace varios años (comentarios personales no publicados)

Una detección temprana de ciertas especies (por ejemplo, el ya nombrado *P. miles*) puede ayudar a una gestión adecuada para intentar minimizar el impacto generado por su introducción. Además de los diferentes muestreos científicos dirigidos a la búsqueda de especies exóticas, se presenta una nueva oportunidad para aumentar mucho la detección: las redes de ciencia ciudadana (Conrad e Hilchey 2009). A través de ellas, cualquier usuario del mar puede subir sus observaciones para ser contrastadas por expertos, e incluso poseen protocolos sencillos de muestro para poder ser aplicados por grupos de personas no científicos en tareas de voluntariado. Esta facilidad de contacto que aportan las redes sociales actuales puede dar resultados científicos de mención: un comentario en la red social facebook desembocó en la primera cita mediterránea de una nueva especie de sigánido. (Azzurro y Tiralongo 2020)

La posibilidad de integración de científicos, profesionales de mar, pescadores de todo tipo y ciudadanos en redes comunes para compartir información y divulgar sobre especies exóticas puede ser una herramienta útil y muy potente para poder aumentar, aunque sea de forma cualitativa, el conocimiento sobre distribución, nuevas citas y hábitos de algunas de estas especies (Roy *et al.* 2019). Si bien las redes de ciencia ciudadana pueden ser útiles, sufren cierto sesgo hacia los animales más grandes y vistosos como peces (Bodilis *et al.* 2014, Tiralongo *et al.* 2019). La integración de estos datos de una forma fácil y sencilla, incluso a mano en el móvil, es un gran avance en este campo (Schade *et al.* 2019)

No obstante, el futuro que nos espera es incierto: si bien se está progresando en la identificación rápida y temprana de nuevas especies invasoras el panorama actual no es bueno: entre el 60 y el 99% de las aguas territoriales de cada país del Mediterráneo se considera que está altamente impactado por el ser humano (Michelli *et al.* 2013). Si añadimos la presión extra de nuevas especies, el panorama es desalentador (ejemplo de Israel: Corrales *et al.* 2018).

6.4 *Oculina patagonica* y *Bostrycapulus odites* en el puerto de Alicante.

Oculina patagonica es un coral exótico ampliamente distribuido en todo el puerto de Alicante. Podemos categorizarlo como invasor, debido al comportamiento ecológico que tiene en toda la costa mediterránea: después de 35 años desde su primera cita en la costa española (Zibrowius y Ramos-Esplá 1983) se encuentra muy frecuente en toda la costa de levante español (Rubio-Portillo *et al.* 2014).

Pese a ser una especie de amplia distribución costera, su origen real es incierto; antiguamente se pensaba que era un coral argentino (de ahí su epíteto específico), pero la descripción original fue hecha sobre un ejemplar tipo que era fósil, no habiendo sido encontrado vivo en la zona. Recientemente, estudios genéticos sobre el género *Oculina* cuestionaron su carácter exótico en el Mediterráneo (Leydet y Hellbert 2015). Estos autores basan su hipótesis en la divergencia genética que tiene la especie respecto a otras especies del género, argumentando que era una especie autóctona que había pasado inadvertida durante décadas. Esta hipótesis es difícilmente creíble debido a la zona en la que aparece (de 0 a 10 metros), lo destacable de su apariencia externa y la cantidad de estudios biológicos y de expertos en bentos marino que existe en la zona, que jamás lo habían visto con anterioridad. Más recientemente aún, Deidun y Pirano (en Chartosia *et al.* 2018) apuntalan una de las teorías descartadas por los autores anteriores: una posible conespecificidad entre *O. patagonica* y *Schizoculina africana*. Esta hipótesis indicaría un posible error de identificación del coral; esta posibilidad de haber sido mal identificado fue también apuntada por H. Zibrowius (comunicación personal a A.A. Ramos-Esplá). Por todo ello, actualmente se considera a *O. patagonica* como una especie criptogénica: su origen permanece incierto, pero ha sido introducida en el Mediterráneo.

O. patagonica, como el resto de corales mediterráneos, puede sufrir blanqueamiento cuando el agua sube de temperatura, perdiendo sus zooxantelas (Kushmaro *et al.* 1998, Rubio-Portillo *et al.* 2014). Sin embargo, comparada con otros corales mediterráneos (por ejemplo *Cladocora caespitosa*) su capacidad de

recuperación de estos eventos es mucho mayor, lo cual le da una mayor capacidad competitiva frente a estos (Izquierdo-Muñoz *et al.* 2019). Recientemente ha sido citado el coral *Oulastrea crispata* (Hoeksema y Vicente 2014, Mariani *et al.* 2018) en la costa norte del Mediterráneo occidental, lo cual añade una nueva especie de coral a vigilar.

Algunas especies de la familia Calyptraeidae son conocidas por haber colonizado de forma exitosa nuevos hábitats lejos de sus regiones de origen, pero con muy variado éxito en dicha introducción. *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758) es considerada actualmente una especie invasora, apareciendo en grandes cantidades en el Atlántico norte de Europa, donde causa grandes perjuicios económicos (Blanchard 1997). Otras especies de la familia forman pequeñas poblaciones aisladas que no son capaces de ir más allá del lugar de introducción; un ejemplo de esto sería el caso de *C. plana* en la bahía de San Francisco (Collin *et al.* 2010)

Pese a su bajo potencial de dispersión, *B. odites* es muy abundante dentro del puerto, llegando a una densidad estimada de 400 individuos por metro cuadrado. Su densidad se incrementa con la profundidad, apareciendo más en sitios con alta renovación de aguas, pero su distribución parece verse muy limitada por la presencia de *Oculina patagonica* (ver apartado 7.2.3). A diferencia de otras especies de la familia (como *Crepidula fornicata*), no forma agregados, pero sí presenta cierto carácter gregario. Es destacable la poca información existente sobre la especie. Identificada primeramente como *Crepidula calyptraeiformis* (Zibrowius 1992), fue identificada como *Crepidula aculeata* (CIESM Atlas, 2003); posteriormente pasó a ser *Bostrycapulus aculeatus* (Collin *et al.* 2005), y finalmente ser identificada como *B. odites* (Collin *et al.* 2010) usando técnicas genéticas.

Es habitual encontrar estudios ecológicos donde interaccionan varias especies, pero no es tan habitual encontrar datos sobre la interacción de dos especies exóticas en el mismo hábitat (Lohrer y Whitlatch 2002, Griffen *et al.* 2008). En el caso de *O. patagonica* y *B. odites*, su introducción creemos que fue aproximada en las mismas fechas. Comparten hábitat, y existe una competencia por el espacio que gana el coral, encontrando ejemplares del molusco debajo de colonias de *O. patagonica*, ya que es capaz de recubrir de forma activa las conchas de *B. odites*, que tienen un comportamiento prácticamente sésil.

Este diferente comportamiento se puede extrapolar al diferente éxito fuera de los muros del puerto: *O. patagonica* ha tenido un notabilísimo éxito invasor dentro del puerto, así como por toda la costa adyacente (Rubio-Portillo *et al.* 2014, Serrano *et al.* 2013) mientras que *B. odites* se ha quedado restringido dentro del puerto, con un éxito menos notorio, pero aún así notable (aparece en un 40% de las muestras).

CAPÍTULO 8:

CONCLUSIONES



Universitat d'Alacant

CONCLUSIONES



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

8. CONCLUSIONES

- 1) Las ascidias representan un taxón dominante en el bio-fouling de los puertos, tanto en abundancia como en riqueza específica. El principal vector de propagación de las ascidias es el tráfico marítimo, principalmente, adheridas a la obra viva de los cascos de los navíos.
- 2) Las ascidias coloniales muestran un marcado carácter estacional, actuando como estrategas de la r. Por el contrario, las ascidias solitarias (exc. *Ciona intestinalis*), principalmente, el orden Stolidobranchia, viven más de un año y actúan como generadoras de hábitat, creando una comunidad compleja y donde la túnica aumenta la superficie de fijación, con abundantes epibiontes (otras ascidias, hidrozoos, serpúlidos, briozoos).
- 3) Estudiando la afinidad de la ascidiofauna en puertos del Mediterráneo se discriminan claramente la cuenca occidental (Alicante, Livorno) y el Mar Adriático (Venecia) de la oriental. (Beirut, Haifa, Taranto, Valetta). No obstante, el puerto del Mar Egeo (Izmir) ha mostrado mayor afinidad por el Mediterráneo occidental.
- 4) En un trabajo previo (2009) sobre ascidias exóticas recientes, se encontraron 14 especies. Diez años después (2019) el número ha aumentado a 22 (un 33% más). El principal componente es de origen Indo-Pacífico a través del Canal de Suez (especies lesepsianas). 8- Una gran parte de las especies que están catalogadas como invasoras en el Mediterráneo (*Styela plicata*, *Ciona intestinalis*, *Ascidiella aspersa*, etc.) deberían ser englobadas como criptogénicas.
- 5) De momento, la fauna exótica del SE Ibérico es relativamente escasa comparada con otras zonas del Mediterráneo occidental (Baleares, Tirreno). No obstante, se está produciendo un fuerte incremento de especies indo-pacíficas en los últimos años, principalmente, debido al intenso tráfico marítimo regional y al calentamiento global, que está debilitando el frente del Canal de Sicilia.
- 6) *Oculina patagonica* y *Bostrycapulus odites*, presentes en el puerto de Alicante, representan dos excelentes ejemplos de especies foráneas establecidas. *O. patagonica* es una especie de carácter invasor que se ha extendido por todo el Mediterráneo, llegando a Canarias y al Golfo de México, y se considera al SE Ibérico como centro de expansión el SE Ibérico. Por el contrario, *B. odites* se encuentra muy localizada. Solamente, se ha observado en el puerto de Alicante, donde existe una importante población reproductiva.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abelló, P. (2010) Consideracions sobre la fauna de decàpodes marins. En: Giralt i Radigales J, Història Natural dels Països Catalans, Suplement Fauna i Flora. Enciclopèdia Catalana, Barcelona, Spain, pp 231–234.
- Abdulla, A., Linden, O. (Eds.) (2008) *Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures*. Málaga (España), IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.
- Airoidi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., Rius, M. (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions* 21(7): 55-768.
- Akyol, O., Unal, V., Ceyhan, T., Bilecenoglu, M. (2005) First confirmed record of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the Mediterranean. *Journal of Fish Biology* 66: 1183-1186.
- Aldred, N., Clare, A. S. (2014) Mini-review: impact and dynamics of surface fouling by solitary and compound ascidians. *Biofouling* 30(3): 259-270.
- Ammon, U von., Wood, S. A., Laroche, O., Zaiko, A., Tait, L., Lavery, S., Inglis, G. J., Pochon, X. (2018). Combining morpho-taxonomy and metabarcoding enhances the detection of non-indigenous marine pests in biofouling communities. *Scientific reports* 8(1): 1-11.
- Anderson, M.J. (2005) PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand
- Arias, A., Giangrande, A., Gambi, M. C., Anadón, N. (2013a) Biology and new records of the invasive species *Branchiomma bairdi* (Annelida: Sabellidae) in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 14(1): 162-171.
- Arias, A., Richter, A., Anadón, N., Glasby, C.J. (2013b) Revealing polychaetes invasion patterns: Identification, reproduction and potential risks of the Korean ragworm, *Perinereis lineata* (Treadwell), in the Western Mediterranean *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131: 117-128
- Airoidi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., Rius, M. (2015) Corridors for aliens but not for natives: Effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions* 21: 755-768.
- Arroyo, E., Moya-Urbano, E., García-Ruíz, C., Esteban, A., Ramos-Esplá, A.A. (2021) Ascidians (Chordata: Tunicata) from circalittoral and upper-bathyal soft bottoms sampled by experimental trawling in the Iberian Mediterranean Sea. *Regional Studies in Marine Science* 43: 101669

- Arvanitidis, C. (2000) Polychaete fauna of the Aegean Sea: inventory and new information. *Bulletin of Marine Science* 60: 73–96.
- Astudillo, J. C., Leung, K. M., Bonebrake, T. C. (2016) Seasonal heterogeneity provides a niche opportunity for ascidian invasion in subtropical marine communities. *Marine environmental research* 122: 1-10.
- Aydin-Onen, S. (2018) Distribution of ascidians with a new record of the non-indigenous species *Polyclinum constellatum* Savigny, 1816 from the aegean coast of Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18(9): 1077-1089
- Aylagas, E., Borja, Á., Irigoien, X., Rodríguez-Ezpeleta, N. (2016) Benchmarking DNA metabarcoding for biodiversity-based monitoring and assessment. *Frontiers in Marine Science* 3:96.
- Ayre, D.J., Davis, A.R., Billingham, M., Llorens, T., Styan, C. (1997) Genetic evidence for contrasting patterns of dispersal in solitary and colonial ascidians. *Marine Biology* 130: 51-61
- Azzurro, E., Pizzicori, P., Andaloro, F. (2004) First record of *Fistularia commersonii* (Fistulariidae) from the central Mediterranean. *Cybium* 28: 72–74.
- Azzurro, E., Soto, S., Garofalo, G., Maynou, F. (2013) *Fistularia commersonii* in the Mediterranean Sea: invasion history and distribution modeling based on presence-only records. *Biological invasions* 15 (5): 977-990.
- Azzurro, E., Castriota, L., Falautano, M., Giardina, F., Andaloro, F. (2014) The silver-cheeked toadfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) reaches Italian waters. *Journal of Applied Ichthyology* 30(5): 1050-1052.
- Azzurro, E., Bariche, M., Cerri, J., Garrabou, J. (2020) The long reach of the Suez Canal: *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) an unwanted Indo-Pacific pest at the Atlantic gates. *BioInvasions Records* 9(2): 204-208.
- Azzurro, E., Tiralongo, F. (2020) First record of the mottled spinefoot *Siganus fuscescens* (Houttuyn, 1782) in Mediterranean waters: a Facebook based detection. *Mediterranean Marine Science* 21(2): 448-451.
- Bachetarzi, R., Dilmi, S., Uriz, M. J., Vázquez-Luis, M.T., Deudero, S., Rebzani-Zahaf, C. (2019) The non-indigenous and invasive species *Paraleucilla magna* Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004 (Porifera: Calcarea) in the Algerian coast (Southwestern of Mediterranean Sea). *Acta Adriatica* 60 (1): 41-46.
- Barash, A., Danin Z. (1973) The Indo-Pacific species of mollusca in the Mediterranean and notes on a collection from the Suez canal. *Israel Journal of Zoology* 21(3-4): 301-374.

- Bariche, M., Kleitou, P., Kalogirou, S., Bernardi, G. (2017) Genetics reveal the identity and origin of the lionfish invasion in the Mediterranean Sea. *Scientific reports* 7(1): 1-6.
- Bazairi, H., Sghaier, Y.R., Benamer, I., Langar, H., Pergent, G., Bouras, E.M., Verlaque, M., Ben-Soussi, J., Zenetos, A. (2013) Alien marine species of Libya: first inventory and new records in El-Kouf National Park (Cyrenaica) and the neighbouring areas. *Mediterranean Marine Science* 14(2): 451-462.
- Bebbington, A. (1970) Aplysiid species from Malta with notes on the Mediterranean Aplysiomorpha (Gastropoda, Opisthobranchia). *Pubblicazioni della Stazione zoologica di Napoli* 38: 25-46.
- Ben Abdallah, A., Ben Souissi, J., Mějri, H., Capapé, C., Golani, D. (2007) First record of *Cephalopholis taeniops* (Valenciennes) in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 71, 610-614.
- Ben Souissi, J., Zaouali, J., Bradai, M. N., Quignard, J. P. (2004) Lessepsian migrant fishes off the coast of Tunisia. First record of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes, Fistularidae) and *Parexocoetus ento* (Osteichthyes, Exocoetidae). *Vie et Milieu* 54: 247–248.
- Ben Souissi, J., Rifi, M., Ghanem, R., Ghazzi, L., Boughedir, W., Azzurro, E. (2014) *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) expands through the African coasts towards the Western Mediterranean Sea: A call for awareness. *Management of Biological Invasions* 5(4): 357-362.
- Bentur, Y., Ashkar, J., Lurie, Y., Levy, Y., Azzam, Z., Litmanovich, M., Gurevych, B., Golani, D., Eisenman, A. (2008) Lessepsian migration and tetrodotoxin poisoning due to *Lagocephalus sceleratus* in the eastern Mediterranean. *Toxicon* 52: 964–968.
- Bianchi, C. N. (2007) Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 580(1): 7.
- Bishop, J. D., Roby, C., Yunnice, A. L., Wood, C. A., Lévêque, L., Turon, X., Viard, F. (2013) The Southern Hemisphere ascidian *Asterocarpa humilis* is unrecognised but widely established in NW France and Great Britain. *Biological Invasions* 15(2): 253-260.
- Bishop, J. D., Wood, C. A., Yunnice, A. L., Griffiths, C. A. (2015) Unheralded arrivals: non-native sessile invertebrates in marinas on the English coast. *Aquatic Invasions* 10(3): 249-264.
- Bishop, M.J., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Firth, L.B., Morris, R.L., Loke, L.H.L., Hawkins, S.J., Naylor, L.A., Coleman, R.A., Chee, S.Y., Dafforn, K.A. (2017) Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 492 (2017): 7–30

- Bitar, G., Zibrowius, H. (1997) Scleractinian corals from Lebanon, eastern Mediterranean, including a non-lessepsian invading species. *Scientia Marina* 61 (2): 227–231.
- Bitar, G., Kouli-Bitar, S. (2001) Nouvelles données sur la faune et la flore benthiques de la côte Libanaise. Migration Lessepsienne. *Thalassia Salentina* 25: 71-74.
- Bitar G, Ocaña O, Ramos-Esplá A.A. (2007) Contribution of the Red Sea alien species to structuring some benthic biocenosis in the Lebanon Coast (Eastern Mediterranean) *Rapports de la Commission Internationale Exploration de la Mer Méditerranée* 38: 437.
- Blanchard, M. (1997) Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. *Scientia marina* 61: 109-118.
- Bodilis, P., Louisy, P., Draman, M., Arceo, H. O., Francour, P. (2014) Can citizen science survey non-indigenous fish species in the eastern Mediterranean Sea? *Environmental management* 53(1): 172-180.
- Boero, F. (2002) Ship-driven biological invasions in the Mediterranean Sea. *CIESM Workshop Monographs* 20: 87-91.
- Boudouresque, C. F., Verlaque, M. (2002) Assessing scale and impact of ship-transported alien macrophytes in the Mediterranean Sea. In *CIESM Workshop Monographs* Vol. 2: 53-61.
- Brito, A., Lopez, C., Ocaña, O., Herrera, R., Moro, L., Monterroso, O., Rodriguez, A., Clemente, S., Sanchez, J.J. (2017) Colonización y expansión en Canarias de dos corales potencialmente invasores introducidos por las plataformas petrolíferas. *Vieraea* 45, 65-82
- Brunetti, R. (1981) *Polyandrocarpa zorritensis* (Van Name, 1931), a colonial ascidian new to the Mediterranean records. *Vie et Milieu* 28-29 (4AB): 647-652.
- Brunetti, R., Mastrototaro, F. (2004) The non-indigenous stolidobranch ascidian *Polyandrocarpa zorritensis* in the Mediterranean: description, larval morphology and pattern of vascular budding. *Zootaxa* 528: 1-8.
- Brunetti, R. (2009) Botryllid species (Tunicata, Ascidiacea) from the Mediterranean coast of Israel, with some considerations on the systematics of Botryllinae. *Zootaxa* 2289(1): 18-32.
- Brunetti, R., Mastrototaro, F. (2012) *Botrylloides pizoni*, a new species of Botryllinae (Ascidiacea) from the Mediterranean Sea. *Zootaxa* 3258: 28–36.
- Bullard, S.G., Lambert, G., Carman, M.R., Byrnes, J., Whitlatch, R.B., Ruiz, G., Miller, R.J., Harris, L., Valentine, P.C., Collie, J.S., Pederson, J., McNaught, D.C., Cohen, A.N., Asch, R.G., Dijkstra, J., Heinonen, K. (2007) The colonial ascidian *Didemnum* sp. A: current distribution, basic biology and potential threat

- to marine communities of the northeast and west coasts of North America. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 99–108.
- Bumbeer, J., Rocha, R. M. D. (2016) Invading the natural marine substrates: a case study with invertebrates in South Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 33.
- Capaccioni-Azzati, R., Garcia-Carrascosa, M., Rodriguez-Babio, C. (1987) Anélidos Poliuetos del Mar Menor (S.E. España) : inventario faunístico y caracterización ecológica y bionómica. *Cahiers de Biologie Marine* 28: 403-428.
- Carballo, J.L., Naranjo, N. (2002) Environmental assessment of a large industrial marine complex based on a community of benthic filter-feeders. *Marine Pollution Bulletin* 44: 605-610.
- Cardona, A. (2020). Biofouling del Puerto de Alicante (SE Ibérico en otoño: Iniciativa a los arrecifes artificiales electrolíticos. Trabajo Fin de Grado Ciencias del Mar, Universidad de Alicante, 65 pp.
- Carlton, J. T., Geller, J. B. (1993) Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* 261(5117): 78-82.
- Carlton, J. T. (1996) Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology* 77(6): 1653.
- Carlton, J. T. (2003). Community assembly and historical biogeography in the North Atlantic Ocean: the potential role of human-mediated dispersal vectors. In *Migrations and Dispersal of Marine Organisms* (pp. 1-8). Springer, Dordrecht.
- Castejón, D., Guerao, G. (2013) A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BioInvasion Records* 2: 141-143.
- Chartosia, N., Anastasiadis, D., Bazairi, H., Crocetta, F., Deidun, A., Despalatović, M., di Martino, V., Dimitriou, N., Dragičević, B., Dulčić, J., Durucan, F., Hasbek, D., Ketsilis-Rinis, V., Kleitou, P., Lipej, L., Macali, A., Marchini, A., Ousselam, M., Piraino, S., Stancanelli, B., Theodosiou, M., Tiralongo, F., Todorova, V., Trkov, D., Yapici, S. (2018) New Mediterranean Biodiversity Records (July 2018). *Mediterranean Marine Science* 19(2): 398-415.
- Çinar, M.E. (2005) Polychaetes from the coast of northern Cyprus (eastern Mediterranean Sea), with two new records for the Mediterranean Sea. *Cahiers de Biologie Marine* 46: 143-159.
- Çinar, M.E., Bilecenoglu, M., Öztürk, B., Can, A. (2006) New records of alien species on the Levantine coast Turkey. *Aquatic Invasions* 1 (2): 84–90.
- Çinar, M.E. (2009) Alien polychaete species (Annelida: Polychaeta) on the southern coast of Turkey (Levantine Sea, eastern Mediterranean), with 13 new records for the Mediterranean Sea. *Journal of Natural History* 43 (37-38): 2283-2328.

- Çinar M.E., Bilecenoglu, M., Öztürk, B., Katağan, T., Yokeş, M.B. (2011) An updated review of alien species on the coasts of Turkey. *Mediterranean Marine Science* 12: 257–315.
- Çinar, M. E. (2016) The alien ascidian *Styela clava* now invading the Sea of Marmara (Tunicata: Ascidiacea). *ZooKeys* 563 (1): 1-10.
- Colín-García, N.A., Campos, J.E., Tello-Musi, J.L., Pérez-España, Chiappa-Carrara, X. (2018). First record of the invasive coral *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in the Gulf of Mexico. *Check List* 14 (4): 613–617, <https://doi.org/10.15560/14.4.613>
- Coll, M. , Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Nike Bianchi, C., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogli, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K. Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.L., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turón, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PloS one*, 5(8): e11842.
- Collin, R. (2005) Development, phylogeny, and taxonomy of *Bostrycapulus* (Caenogastropoda: Calyptraeidae), an ancient cryptic radiation. *Zoological Journal of the Linnean Society* 144(1): 75-101.
- Collin, R. (2006) Sex ratio, life-history invariants, and patterns of sex change in a family of protandrous gastropods. *Evolution* 60(4): 735–745.
- Collin, R., Farrell, P., Simon-Cragg, S. (2009) Confirmation of the identification and establishment of the South American slipper limpet *Crepidatella dilatata* (Lamarck 1822) (Caenogastropoda: Calyptraeidae) in Northern Spain. *Aquatic Invasions* 4 (2), 377-380.
- Collin, R., Ramos-Espla, A.A., Izquierdo-Muñoz, A. (2010) Identification of the South Atlantic spiny slipper limpet *Bostrycapulus odites* Collin, 2005 (Caenogastropoda: Calyptraeidae) on the Spanish Mediterranean coast. *Aquatic Invasions* 5(2): 197-200.
- Coma, R., Serrano, E., Linares, C., Ribes, M., (2011) Sea urchins predation facilitates coral invasion in a marine reserve. *PloS One* 6 (7): e22017.
- Comtet, T., Sandionigi, A., Viard, F., Casiraghi, M. (2015). DNA (meta) barcoding of biological invasions: a powerful tool to elucidate invasion processes and help managing aliens. *Biological Invasions* 17(3), 905-922.
- Conrad, C. C., Hilchey, K. G. (2011) A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental monitoring and assessment* 176(1): 273-291.

- Cornet, C., Ramos, A.A. (1980). Ascidiacea. In: M. Rubió, MA Bibiloni, C Cornet, AA Ramos, JM Tur & MJ Uriz. “Estudio ecológico-sistemático de las esponjas y ascidias del Mediterráneo Occidental español”. Beca Estudios de especies y medios biológicos españoles. Fundación Juan March pp. 362-499.
- Corrales, X., Coll, M., Ofir, E., Heymans, J. J., Steenbeek, J., Goren, M., Gal, G. (2018) Future scenarios of marine resources and ecosystem conditions in the Eastern Mediterranean under the impacts of fishing, alien species and sea warming. *Scientific reports*, 8(1): 1-16.
- Coutts, A.D.M, Moore, K.M., Hewit, C.L. (2003) Ships’ sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species? *Marine Pollution Bulletin* 46: 1504-1515.
- Crocetta, F., Renda, W., Colamonaco, G. (2009) New distributional and ecological data of some marine alien molluscs along the southern Italian coasts. *Marine Biodiversity Records* 2: e23.
- Crocetta F, Andreou V (2018). The alien mollusc *Haminoea cyanomarginata* Heller & Thompson, 1983 in Cyprus. In Yokes *et al.* ‘New Mediterranean Biodiversity Records (November 2018). *Mediterranean Marine Science* 19 (3), 685.
- Crooks, J. A., Chang, A. L., Ruiz, G. M. (2011) Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions* 13(1): 165-176.
- Cunningham-Aparicio, A., Mulero-Méndez, I. (2021). First record of the potentially invasive *Pinctada imbricata fucata* (Gould, 1850) (Bivalvia Pteriidae) along the Mediterranean coasts of Spain. *Biodiversity Journal* 12 (3), 585–588
- Cutajar, M., Evans, J., Borg, J.A., Abela, H., Schembri, P.J. (2020) Distribution, abundance and colony size of the invasive coral *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Malta. *BioInvasions Records* 9(4): 737–744.
- Cvitković, I., Despalatović, M., Nikolić, V., Žuljević, A. (2013) The first record of *Oculina patagonica* (Cnidaria, Scleractinia) in the Adriatic Sea. *Acta Adriatica* 54(1): 87-92.
- Darmaraki, S., Somot, S., Sevault, F., Nabat, P., Cabos-Narvaez, WD., Cavicchia, L., Djurdjevic, V., Li, L., Sannino, G., Sein, D.V. (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics* publ. online
- Davis, M.H., Davis, M.E. (2008) First record of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in the Mediterranean region. *Aquatic Invasions* 3: 125-132.
- De Caralt, S., López-Legentil, S., Tarjuelo, I., Uriz, M.J., Turon, X. (2002) Contrasting biological traits of *Clavelina lepadiformis* (Ascidiacea) populations from inside and outside harbours in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 244: 125-137.

- Del Pilar-Ruso, Y., San Martín, G., Giménez-Casalduero, F., López, E., de-la-Ossa-Carretero, J.A., Ramos-Esplá, A.A., Sánchez-Lizaso, J.L. (2013) Interesting Polychaeta species in Alicante bay (W Mediterranean): Syllidae and Sabellidae (poster). International Polychaete Conference. Sydney 2013.
- Dias, P. J., Fotedar, S., Munoz, J., Hewitt, M. J., Lukehurst, S., Hourston, M., Snow, M. (2017) Establishment of a taxonomic and molecular reference collection to support the identification of species regulated by the Western Australian Prevention List for Introduced Marine Pests. *Management of Biological Invasions* 8(2): 215.
- Dulcic, J., Dragicevic, B., Antolovic, N., Sulic-Sprem, J., Kozul, V., Grgicevic, R. (2014) Additional records of *Lobotes surinamensis*, *Caranx crysos*, *Enchelycore anatina* and *Lagocephalus sceleratus* (Actinopterygii) in the Adriatic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44 (1): 71-74.
- Eales, N.B. (1970) On the migration of tectibranch molluscs from the Red Sea to the Eastern Mediterranean. *Journal of Molluscan Studies* 39 (2-3): 217-220.
- El Haddad, M., Assadi, C., Tasso, V., Villarroya, I., Gallardo, F.J., Capaccioni-Azzati, R., García-Carrascosa, M., Sáez, J., Monforte, F. (2006). Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo occidental) y su potencial invasivo. *II Congreso Invasiones biológicas: un factor del cambio global*, León: 2002-224.
- El Haddad, M., Capaccioni-Azzati, R., García-Carrascosa, A. M. (2008) *Branchiomma luctuosum* (Polychaeta: Sabellidae): a non-indigenous species at Valencia Port (western Mediterranean Sea, Spain). *Marine Biodiversity Records* 1: e61.
- Engin, S., Irmak, E., Seyhan, D. (2016) New record of the thermophilic *Cephalopholis taeniops* (Osteichthyes: Serranidae) in the Aegean Sea. *Zoology in the Middle East* 62(2): 184-186.
- Enzenross, L., Enzenross, R. (2001) Untersuchungen über das Vorkommen mariner Mollusken in tunesischen Gewässern. *Schriften für malakozoologie* 17: 45-62.
- Evans, J., Borg, J. A., Schembri, P. J. (2013) First record of *Herdmania momus* (Ascidiacea: Pyuridae) from the central Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 6.
- Evans, J., Schembri, P. J. (2017) On the occurrence of *Cephalopholis hemistiktos* and *C. taeniops* (Actinopterygii, Perciformes, Serranidae) in Malta, with corrections of previous misidentifications. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47 (2): 197.
- Fasulo, G., Perna, E., Toscano, F. (1984) Prima segnalazione di *Bursatella leachii savygiana* Audouin, 1826 per il Golfo di Napoli. *Bollettino Malacologico* 20 (5-8): 161-163.
- Felix-Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., Treviño-Ontón, J., García-Chartón, J.A. (2009) Continued expansion of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Plagusidae)

into western Mediterranean waters. *Marine Biodiversity Records* 3, e22.
doi:10.1017/S1755267210000175.

- Fernandez-Gonzalez, V., Sanchez-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
- Fernández-Vilert, R., Giménez, J., Mas, G., Figueroa, I., Moles, J. (2018) First records of the Red Sea alien mollusc *Haminoea cyanomarginata* (Gastropoda: Heterobranchia: Cephalaspidea) in the Western Mediterranean, *Journal of Natural History* 52 (27-28), 1817-1823,
- 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. *Biofouling* 33(8): 651-660.
- Fine M, Zibrowius H, Loya Y (2001). *Oculina patagonica*: a nonlessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 138 1195–1203.
- Firth, L.B., Knights, A.M., Bridger, D., Evans, A.J., Mieszkowska, N., Moore, P.J., O'Connor, N.E., Sheehan, E.V., Thompson, R.C., Hawkins, S.J. (2016). Ocean sprawl: challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 54: 193-269.
- Floerl, O., Inglis, G. J. (2003) Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecology* 28(2): 116-127.
- Francour, P., Boudouresque, C. F., Harmelin, J. G., Harmelin-Vivien, M. L., Quignard, J. P. (1994) Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin* 28(9): 523-526.
- Fransen, C.H.J.M. (2006) On Pontoniinae (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) collected from ascidians. *Zoosystema* 28 (3): 713-746.
- Froese, R., Pauly, D. Editors. (2022a) FishBase. *Fistularia commersonii* Rüppell, 1838. Accessed through: World Register of Marine Species at: <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=217966> on 2022-01-07.
- Froese, R., Pauly, D. Editors. (2022b). FishBase. *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789). Accessed through: World Register of Marine Species at: <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=219954> on 2022-01-07
- Frotscher, P. J., Uriz, M.J: (2008) Reproduction and life cycle of the calcarean sponge *Paraleucilla magna* in the Mediterranean Sea. XV Simposio Ibérico de Estudios de Bentos Marino, Blanes, Book of Abstracts.

- Fuentes, V.L., Angel, L., Bayha, K.M., Atienza, D., Edelist, D., Bordehore, C., Gili, J.M., Purcell, J.E. (2010). Blooms of the invasive ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, span the Mediterranean Sea in 2009. *Hydrobiologia* 645:23–37
- Galil, B. S. (2000) A sea under siege. Alien species in the Mediterranean. *Biological Invasions* 2(2): 177-186.
- Galil, B. S. (2007) Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin* 55(7-9): 314-322.
- Galil, B.S. (2008) Alien species in the Mediterranean Sea-which, when, where, why? *Hydrobiologia* 606: 105–116.
- Galil, B.S., Frogia, C., Noël, P.Y. (2008) CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. Volume 2. Crustaceans: decapods and stomatopods, Check-list of exotic species. <http://www.ciesm.org/atlas/appendix2.html>
- Galil, B. S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Minchin, D., Narščius, A., Ojaveer, H., Olenin, S. (2014) International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology Ecology & Evolution* 26(2-3): 152-171.
- Galil, B. S., Boero, F., Frascchetti, S., Piraino, S., Campbell, M. L., Hewitt, C. L., Carlton, J.T., Cook, E., Jelmert, A., Macpherson, E., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Mckenzie, C., Minchin, D., Ojaveer, H., Olenin, S., Ruiz, G. (2015). The enlargement of the Suez Canal and introduction of non-indigenous species to the Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography Bulletin* 2(24): 43-45.
- Garcia, L., Reviriego, B. (2000) Presencia del cranc subtropical *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrania occidental. *Bolleti de la Societat d'Historia Natural de les Balears* 4: 81-89.
- García-Carrascosa, A.M. (1979) Contribucion al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos benthicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografia bionomica. *I Simposio de Estudios del Bentos Marino*, San Sebastian, 9-11 Abril, 1979.
- García-Raso, E., Luque, A.A., Templado, J., Salas, C., Hergueta, E., Moreno, D., Calvo, M. (1992). *Fauna y flora marinas del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar*. Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía 389 pp.
- Gerovasileiou, V., Voultsiadou, E., Issaris, Y., Zenetos, A. (2016). Alien biodiversity in Mediterranean marine caves. *Marine Ecology* 37, 239–256
- Gewing, M., Bronstein, O., Nagar, L.R., Granot, I., Shenkar, N. (2016) First record of the non-indigenous ascidian *Microcosmus exasperatus*, Heller 1878, in Cyprus. *Marine Biodiversity* 46: 937–941.

- Ghobashy, A. F. A., Abdel Messeih, M. K. (1991). Ascidiens in Egyptian waters. *Journal of the Egyptian-German Society of Zoology* 4: 313-326.
- Giangrande, A. (1989) Censimento dei policheti dei mari italiani: Sabellidae Malmgren, 1867. *Atti della Societa` Toscana di Scienze Naturali, Memorie (Serie B)* 96: 153–189.
- Giménez-Casaldueiro, F., Ramos-Esplá, A.A., Izquierdo-Muñoz, A., Gomariz, F., Martínez-Hernández, F.J., González-Carrión, F. (2016). Invertebrados marinos alóctonos em el Mar menor. En: León, V.M. y Bellido, J.M. *Mar Menor, una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Instituto Español de Oceanografía, MEC. Temas de Oceanografía 9: 157-178.
- Giordani-Soika, A. (1951) Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell' alto Adriatico. *Natura Milano* 42: 18-20.
- Gittenberger, A., van der Stelt, R.C. (2011) Artificial structures in harbors and their associated ascidian fauna. *Aquatic Invasions* 6 (4): 413–420
- Glasby, T.M. (1999) Effects of shading on subtidal epibiotic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234: 275-290
- Gofas, S., Zenetos, A. (2003) Exotic mollusks in the Mediterranean: current status and perspectives. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 41: 237-277
- Golani, D. (2000) First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 56:1545–1547.
- González-Carrión F (2015) *Biofouling en cascos de embarcaciones deportivas en el Mar Menor y Santa Pola (SE Península Ibérica)*. Trabajo Fin de Grado, Ciencias del Mar, Universidad de Alicante, 51 pp.
- González-Wangüemert, M., Pujol, J.A. (2016). First record of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* (Crustacea: Brachyura: Portunidae) in the Segura River mouth (Spain, southwestern Mediterranean Sea). *Turkish Journal of Zoology* 40:1-5.
- Gotto, V. (1960) A key to the ascidicolous copepods of British waters with distributional notes. *Annals & Magazine of Natural History* 3 (13): 211-227.
- Goud, J., Mifsud, C. (2009) *Fulvia fragilis* (Forsskål in Niebuhr, 1775) (Bivalvia: Cardiidae), an alien species new to the Maltese malacofauna. *Aquatic Invasions* 4 (2): 389-391
- Gravili, C., Rossi, S. (2021) Who's Next? Non-Indigenous Cnidarian and Ctenophoran Species Approaching to the Italian Waters. *Water* 13, 1062.

- Griffen, B. D., Guy, T., Buck, J. C. (2008) Inhibition between invasives: a newly introduced predator moderates the impacts of a previously established invasive predator. *Journal of animal ecology* 77(1): 32-40.
- Groom, Q. J., Adriaens, T., Desmet, P., Simpson, A., De Wever, A., Bazos, I., Cardoso, A.C., Charles, L., Christopoulou, A., Gazda, A., Helmisaari, H., Hobern, D., Josefsson, M., Lucy, F., Marisavljevic, D., Oszako, T., Pergl, J., Petrovic-Obradovic, O., Prévot, C., Ravn, H.P., Richards, G., Roques, A., Roy, H.E., Rozenberg, M.A.A., Scalera, R., Tricarico, E., Trichkova, T., Vercayie, D., Zenetos, A., Vanderhoeven, S. (2017) Seven recommendations to make your invasive alien species data more useful. *Frontiers in Applied Mathematics and Statistics* 3: 13.
- Guardiola, M., Frotscher, P. J., Uriz, M.J. (2016) High genetic diversity, phenotypic plasticity, and invasive potential of a recently introduced calcareous sponge, fast spreading across the Atlanto-Mediterranean basin. *Marine Biology* 163: 123.
- Guidetti, P., Giardina, F., Azzurro, E. (2010) A new record of *Cephalopholis taeniops* in the Mediterranean Sea, with considerations on the Sicily channel as a biogeographical crossroad of exotic fish. *Marine Biodiversity Records* vol3, e13 Published online.
- Halim, Y., Rizkalla, S., (2011) Aliens in Egyptian Mediterranean waters. A check-list of Erythrean fish with new records. *Mediterranean Marine Science* 12: 479–490.
- Halim, Y., Abdel Messeih, M. (2016) Aliens in Egyptian waters. A checklist of ascidians of the Suez Canal and the adjacent Mediterranean waters. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 42(4): 449-457.
- Harant, H. (1927) Rapport sur les Tuniciers XXIV. Cambridge Expedition to the Suez Canal, 1924. *Transactions of the Zoological Society of London* 22: 365-374.
- Harant, H., Vernières, P. (1933) *Tuniciers* (Vol. 27). P. Lechevalier.
- Harant, H. (1939) Les fonds de pêche près d'Alexandrie : Ascidiacea. Notes et Mémoires. *Institut Fouad I Hydrobiologie et Pêche* 28: 1-12
- Hewitt, CH.L., Martin, R.B. (1996) Port surveys for introduced marine species: background considerations and sampling protocols. CRIMP Technical Report No 4. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 40 pp.
- Hewitt, CH.L., Martin, R.B. (2001) Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. CRIMP Technical Report No 22. CSIRO Division of Fisheries, Hobart. 46 pp.
- Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F. (2010) The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science* 328: 1523–1528.

- Hoeksema, B. W., Vicente, O. O. (2014). First record of the Central Indo-Pacific reef coral *Oulastrea crispata* in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 15(2): 429-436.
- Holman, L. E., de Bruyn, M., Creer, S., Carvalho, G., Robidart, J., Rius, M. (2019) Detection of introduced and resident marine species using environmental DNA metabarcoding of sediment and water. *Scientific reports* 9(1): 1-10.
- Hopkins, G.W., Freckleton, R.P. (2002) Declines in the numbers of amateur and professional taxonomists: implications for conservation. *Animal Conservation* 5: 245-249.
- Ibáñez-Yuste, A. J., Garrido-Díaz, A., Torre, F. E., Terrón-Sigler, A. (2012) Primera cita del molusco exótico *Bursatella leachii* de Blainville, 1817 (Mollusca: opisthobranchia) en el litoral mediterráneo andaluz. *Chronica naturae* 2: 25-31.
- Izquierdo-Gómez, D., Izquierdo-Muñoz, A. (2016). Evidence on the establishment of the American blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathburn, 1896) in the Levantin coast of Spain (Western Mediterranean). In Karachle *et al.* 'New mediterranean bio-diversity records (March 2016)'. *Mediterranean Marine Science* 17(1):232-233.
- Izquierdo-Muñoz, A. (2005). *Contribución al estudio de la Clase Ascidiacea: El fouling de puertos*. Memoria Diploma de Estudios Avanzados (DEA), Universidad de Alicante, 58 pp.
- Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Esplá, A.A., Díaz-Valdés, M. (2006) Contribución al estudio de la clase Ascidiacea en los puertos mediterráneos. Resultados del proyecto PORTAL. *XIV Simposio Ibérico de Estudios en Biología Marina*, Barcelona, 147.
- Izquierdo-Muñoz, A., Loya, A., Díaz-Valdez, M., Ramos-Esplá, A. A., Briand, F. (2007) Non-indigenous species at the Alicante harbor (SE-Spain): *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 and *Bostrycapulus aculeatus* (Gmelin, 1791). In *CIESM Congress Proceedings* 38: 506. CIESM, Monaco.
- Izquierdo-Muñoz, A., Díaz-Valdés, M., Ramos-Esplá, A.A. (2007) Non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. International Invasive Sea Squirt Conference II. Prince Edward Island, Canada. 2-4/10/2007
- Izquierdo-Muñoz, A., Díaz-Valdés, M., Ramos-Esplá, A. A. (2009). Recent non-indigenous ascidians in the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions* 4(1): 59-64.
- Izquierdo-Muñoz, A., Vázquez-Luis, M.T., Giménez-Casalduero, F., Ramos-Esplá, A.A. (2012) Occurrence of the exotic gastropod *Bursatella leachii* (Opisthobranchia: Aplysiidae) off the east coast of Spain (Mediterranean Sea). In: Nicolau *et al.* 'New Mediterranean Biodiversity Records (June 2012)'. *Mediterranean Marine Science* 13(1): 163.

- Izquierdo-Muñoz, A., Izquierdo-Gómez, D. (2015). New records of blue spotted cornetfish *Fistularia commersonii* on the Alicante coast (Eastern Spain). In: Tsiamis *et al.* 'New Mediterranean Biodiversity Records (July 2015)'. *Mediterranean Marine Science* 16(2), 481-482.
- Izquierdo-Muñoz, A., Izquierdo-Gómez, D. (2015). First record of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) (Actinopterygii, Tetraodontidae) on the Mediterranean Spanish coast. In: Katsnevakis *et al.* 'New Mediterranean Biodiversity Records (October, 2014)' *Mediterranean Marine Science* 15(3): 686-687.
- Izquierdo-Muñoz, A., Rubio-Portillo, E. (2016). Occurrence of the exotic sponge *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea: Amphoriscidae) off the east coast of Spain. In Dailianis *et al.* 'New Mediterranean Biodiversity Records (July 2016)'. *Mediterranean Marine Science* 17 (2), 610.
- Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Esplá, A.A. (2019) *Cephalopholis taeniops* (Valenciennes, 1828) (Perciformes: Serranidae): first record in the western Mediterranean Sea. In: Stern *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (July 2019). *Mediterranean Marine Science* 20(2): 411.
- Izquierdo Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2019) Updating the list of recent non-indigenous ascidians (Chordata: Tunicata) and its spreading in the Mediterranean Sea. Ten years later (2009-2019). *Frontiers in Marine Science* Conf. Abstract XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX)
- Izquierdo-Muñoz, A., Rubio-Portillo, E., Ramos-Esplá, A.A. (2019) Monitoring Tropical Signals in the Tabarca Island MPA. Anthozoans as global warming indicators. XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX). Braga, Portugal, September 2019.
- Jackson, J.B.C. (1977) Competition on marine hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. *American Naturalist* 111: 743-767
- Jaklin, A., Vio, E. (1989) *Bursatella leachii* (Gastropoda, Opisthobranchia) in the Adriatic Sea. *Journal of molluscan studies* 55(3): 419-420.
- Johnston, E., Keough, M.J. (2003) Competition modifies the response of organism to toxic disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 251: 15-26
- Jribi, I., Bradai, M.N. (2012) First record of the Lessepsian migrant species *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) (Actinopterygii: Tetraodontidae) in the Central Mediterranean. *BioInvasions Records* 1(1): 49-52.
- Junoy, J., Andrade, S.C.S., Giribet, G (2010). Phylogenetic placement of a new hoploneurite species commensal on ascidians. *Invertebrate Systematics*, 24: 616-629.

- Kakkonen, J. E., Worsfold, T. M., Ashelby, C. W., Taylor, A., Beaton, K. (2019) The value of regular monitoring and diverse sampling techniques to assess aquatic non-native species: a case study from Orkney. *Management of Biological Invasions* 10(1): 46.
- Kalogirou, S., Corsini, M., Kondilatos, G., Wennhage, H. (2007) Diet of the invasive piscivorous fish *Fistularia commersonii* in a recently colonized area of the eastern Mediterranean. *Biological Invasions* 9: 887–896.
- Kalogirou, S. (2013) Ecological characteristics of the invasive pufferfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the eastern Mediterranean Sea—a case study from Rhodes. *Mediterranean Marine Science* 14(2): 251-260.
- Karachle, P.K., Angelidis, A., Apostolopoulos, G., Ayas, D., Ballesteros, M., Bonnici, C., Brodersen, M.M., Castriota, L., Chalari, N., Cottalorda, J.M., Crocetta, F., Deidun, A., Dodo, Z., Dogrammatzi, A., Dulčić, J., Fiorentino, F., Gönülal, O., Harmelin, J.G., Insacco, G., Izquierdo-Gomez, D., Izquierdo-Munoz, A., Joksimović, A., Kavadas, S., Malaquias, M., Madrenas, E., Massi, D., Micarelli, P., Minchin, D., Önal, U., Ovalis, P., Poursanidis, D., Siapatis, A., Sperone, E., Spinelli, A., Stamouli, C., Tiralongo, F., Tuncer, S., Yaglioglu, D., Zava, B., Zenetos, A. (2016) New mediterranean biodiversity records (March 2016). *Mediterranean Marine Science* 17(1):230-252.
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sgaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkiros, L., Zenetos, A. (2011) Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 16: 224–236.
- Katsanevakis, S., Gatto, F., Zenetos, A., Cardoso, A. C. (2013) How many marine aliens in Europe. *Management of Biological Invasions* 4(1): 37-42.
- Katsanevakis, S., Acar, Ü., Ammar, I., Balci, B.A., Bekas, P., Belmonte, M., Chintiroglou, C.C., Consoli, P., Dimiza, M., Fryganiotis, K., Gerovasileiou, V., Gnisci, V., Gülşahin, N., Hoffman, R., Issaris, Y., Izquierdo-Gomez, D., Izquierdo-Muñoz, A., Kavadas, S., Koehler, L., Konstantinidis, E., Mazza, G., Nowell, G., Önal, U., Ozen, M.R., Pafilis, P., Pastore, M., Perdikaris, C., Poursanidis, D., Prato, E., Russo, F., Sicuro, B., Tarkan, A.N., Thessalou-Legaki, M., Tiralongo, F., Triantaphyllou, M., Tsiamis, K., Tunçer, S., Turan, C., Türker, A., Yapici, S. (2014) New Mediterranean Biodiversity Records (October, 2014) *Mediterranean Marine Science* 15(3): 667-687.
- Katsanevakis S, Poursanidis D, Hoffman R, Rizgalla J, Bat-Sheva Rothman S, Levitt-Barmats Y, Hadjioannou L, Trkov D, Garmendia JM, Rizzo M, Bartolo AG, Bariche M, Tomas F, Kleitou P, Schembri PJ, Kletou D, Tiralongo F, Pergent C, Pergent G, Azzurro E, Bilecenoglu M, Lodola A, Ballesteros E, Gerovasileiou V, Verlaque M, Occhipinti-Ambrogi A, Kytinou E, Dailianis, T., Ferrario J, Crocetta F, Jimenez C, Evans J, Ragkousis M, Lipej L, Borg JA, Dimitriadis C, Chatzigeorgiou G, Albano PG, Kalogirou S, Bazairi H, Espinosa F, Ben Souissi

J, Tsiamis K, Badalamenti F, Langeneck J, Noel P, Deidun A, Marchini A, Skouradakis G, Royo L, Sini M, Bianchi CN, Sghaier YR, Ghanem R, Doumpas N, Zaouali J, Tsirintanis K, Papadakis O, Morri C, Çinar ME, Terrados J, Insacco G, Zava B, Soufi-Kechaou E, Piazzzi L, Ben Amor KO, Andriotis E, Gambi MC, Ben Amor MM, Garrabou J, Linares C, Fortič A, Digenis M, Cebrian E, Fourt M, Zotou M, Castriota L, Di Martino V, Rosso A, Pipitone C, Falautano M, García M, Zakhama-Sraieb R, Khamassi F, Mannino AM, Ktari MH, Kosma I, Rifi M, Karachle PK, Yapıcı S, Bos AR, Balistreri P, Ramos-Esplá AA, Tempesti J, Inglese O, Giovos I, Damalas D, Benhissoune S, Huseyinoglu MF, Rjiba-Bahri W, Santamaría J, Orlando-Bonaca M, Izquierdo-Muñoz A, Stamouli C, Montefalcone M, Cerim H, Golo R, Tsioli S, Orfanidis S, Michailidis N, Gaglioti M, Taşkın E, Mancuso E, Žunec A, Cvitković I, Filiz H, Sanfilippo R, Siapatis A, Mavrič B, Karaa S, Türker A, Monniot F, Verdura, J, El Ouamari N, Selfati M, Zenetos A (2020). Unpublished Mediterranean records of marine alien and cryptogenic species. *BioInvasions Records* 9(2): 165–182.

Kenworthy, J. M., Davoult, D., Lejeusne, C. (2018) Compared stress tolerance to short-term exposure in native and invasive tunicates from the NE Atlantic: when the invader performs better. *Marine Biology* 165(10): 1-11.

Keough, M.J. (1998) Responses of settling invertebrate larvae to the presence of established recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 231: 1-19.

Klautau, M., Monteiro, L., Borojevic, R. (2004) First occurrence of the genus *Paraleucilla* (Calcarea, Porifera) in the Atlantic Ocean: *P. magna* sp. nov. *Zootaxa* 710: 1-8.

Kocak, F., Ergen, Z., Çinar, M.E. (1999) Fouling organisms and their developments in a polluted and unpolluted marina in the Aegean sea (Turkey). *Ophelia* 50 (1): 1-20.

Kondilatos, G., Corsini-Foka, M., Pancucci-Papadopoulou, M. A. (2010) Occurrence of the first non-indigenous ascidian *Phallusia nigra* Savigny, 1816 (Tunicata: Ascidiacea) in Greek waters. *Aquatic Invasions* 5(2): 181-184.

Koutsogiannopoulos, D., Zenetos, A., Ramos-Esplá, A.A. (2012) New ascidian records (Chordata: Tunicata) for the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). In: M. Thessalou *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records (December 2012). *Mediterranean Marine. Science* 13 (2): 321-322.

Koutsoubas, D. (1992) Contribution to the study of the gastropod molluscs of the continental shelf of the North Aegean Sea. Tesis doctoral, Biology Dept., Aristotelion University of Thessaloniki, 585pp.

Kott, P. (1985) The Australian ascidiacea part I, Phlebobranchia and Stolidobranchia. *Memories of the Queensland Museum* 23: 1-428.

- Kushmaro, A., Rosenberg, E., Fine, M., Ben-Haim, Y., Loya, Y. (1998) Effect of temperature on bleaching of the coral *Oculina patagonica* by *Vibrio shiloi* AK-1. *Marine Ecology Progress Series* 171: 131–137.
- Lafargue, F. (1972) Didemnidae de Port-Cros (Ascidies Composées). Deux espèces nouvelles pour les côtes de France. *Annales de la Société des Sciences Naturelles et d'Archéologie de Toulon et du Var* 24 : 120-140.
- Lafargue, F., Laubier, L. (1980) Lignée évolutive chez les Didemnidae des côtes de France. Valeur systématique des spicules. *Annales de l'Institut Océanographique* 56(1): 21-44.
- Lafargue, F., Wahl, M. (1987) The didemnid ascidian fauna of France. *Annales de l'Institut Océanographique* 63(1): 1-46.
- Lambert, C.C., Lambert, G. (1998) Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Marine Biology* 130: 675-688.
- Lambert, C.C., Lambert, G. (2003) Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series* 259: 145-161.
- Lambert, G. (2007). Invasive sea squirts: a growing global problem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 3-4.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., Perez, T. (2010) Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in ecology & evolution* 25(4): 250-260.
- Levin, N., Coll, M., Frascchetti, S., Gal, G., Giakoumi, S., Göke, C., Heymans, J.J., Katsanevakis, S., Mazor, T., Öztürk, B., Rilov, G., Gajewski, J., Steenbeek, J., Kark, S. (2014) Biodiversity data requirements for systematic conservation planning in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 508: 261-281.
- Leydet, K. P., Hellberg, M. E. (2015) The invasive coral *Oculina patagonica* has not been recently introduced to the Mediterranean from the western Atlantic. *BMC evolutionary biology* 15(1): 79.
- Leydet, K. P. (2016) Phylogeography of *Oculina* corals and their algal symbionts: insights into the origin and expansion of *Oculina patagonica* in the Mediterranean. *LSU Doctoral Dissertations* 537.
- Leydet, K.P., Grupstra, C.G.B., Coma, R., Ribes, M., Hellberg, M.E. (2018). Host-targeted RAD-Seq reveals genetic changes in the coral *Oculina patagonica* associated with range expansion along the Spanish Mediterranean coast. *Molecular Ecology* 27: 2529–2543.

- Lindner G. (1988) *Laevicardium (Fulvia) papyraceum* (Bruguière, 1788) -von der sudturkischen Mittelmeerküste (Leg. der Familie Schmidt, Feldkirchen). *Club Conchylia Informationen* 20(1-2): 35-37.
- Locke, A., Hanson, J.M., Ellis, K.M., Thompson, J., Rochette, R. (2007) Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 69–77.
- Lohrer, A. M., Whitlatch, R. B. (2002) Interactions among aliens: apparent replacement of one exotic species by another. *Ecology* 83(3): 719-732.
- Lombardo, A., Marletta, G. (2021) Seasonality of the Alien *Lamprohaminoea ovalis* (Pease, 1868) (Gastropoda: Cephalaspidea) along the Central-eastern Coasts of Sicily, Central Mediterranean Sea. *Acta Zoologica Bulgarica* 73 (4): 621-628.
- Longo, C., Scalera -Liaci, L., Manuel, M., Corriero, G. (2004) Note sui poriferi del Mar Grande e del Mar Piccolo di Taranto (Mar Ionio). *Biologia Marina Mediterranea* 11: 440-443.
- Longo, C., Mastrototaro, F., Corriero, G. (2007) Occurrence of *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 1749-1755.
- López-Legentil, M. (2013) Introduced ascidians in catalan harbors. Master degree, Barcelona University
- López-Legentil, S., López-Legentil, M., Erwin, P. M., Turon, X. (2015) Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biological Invasions* 17(6): 1623-1638.
- López-Soriano, J., Quiñonero-Salgado, S., Tarruella, A. (2009) Presencia de poblaciones estables de un inmigrante lessepsiano, *Fulvia fragilis* (Forsskål in Niebuhr, 1775), en el Delta del Ebro (Cataluña, España) *SPIRA*, Vol. 3 (1-2)
- López Soriano J., Quiñonero–Salgado S. 2019. Primera cita de *Pinctada radiata* (Leach, 1814) (Bivalvia, Pteriidae) para la Península Ibérica. *Elona* 1: 52–56.
- Lord, J. P. (2017) Impact of seawater temperature on growth and recruitment of invasive fouling species at the global scale. *Marine Ecology* 38(2): e12404.
- MacIver, S.K., Evans, J., Borg, J.A., Ramos-Espla, A.A., Schembri, P.J. (2016). Status of the ‘Mangrove tunicate’ *Ecteinascidia turbinata* (Ascidiacea: Perophoridae) in the Mediterranean Sea *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2016, 1-8 online
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., Ribeiro, F. (2017). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin* 119 : 5–11

- Mariani, S., Vicente, O.O., López-Sendino, P., García, M., Ricart, A. M., Garrabou, J., Ballesteros, E. (2018) The zooxanthellate scleractinian coral *Oulastrea crispata* (Lamarck, 1816), an overlooked newcomer in the Mediterranean Sea? *Mediterranean Marine Science* 19(3): 589-597.
- Martinez, S., Bellworthy, J., Ferrier-Pagès, C., Mass, T. (2021). Selection of mesophotic habitats by *Oculina patagonica* in the Eastern Mediterranean Sea following global warming *Nature Scientific Reports* 11: 18134
- Mas, X., Riera, F., Navarro, O., Grau, A.M. (2009) Sobre la presència de *Fistularia commersonii* (Rüppell, 1835) en aigües de les Illes Balears (Mediterrània Occidental). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 52: 55-60.
- Mastrototaro, F., Brunetti, R. (2006) The non-indigenous ascidian *Distaplia bermudensis* in the Mediterranean: comparison with the native species *Distaplia magnilarva* and *Distaplia lucillae* sp. nov. *Journal of Marine Biological Association of UK* 86: 181-185.
- Mastrototaro, F., Dappiano, M. (2008) New record of the non-indigenous species *Microcosmus squamiger* (Ascidiacea: Stolidobranchia) in the harbour of Salerno (Tyrrhenian Sea, Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, Biodiversity Records* 3 pp (publ. on line)
- Mastrototaro, F., Montesanto, F., Salonna, M., Grieco, F., Trainito, E., Chimienti, G., Gissi, C. (2019) Hitch-hikers of the sea: concurrent morphological and molecular identification of *Symplegma brakenhielmi* (Tunicata: Ascidiacea) in the western Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 20(1), 197-207.
- Matej, D. (2015) Vessels and Ballast Water. En: Matejt, D. y Gollasch, S. (eds.). 'Global Maritime Transport and Ballast Water management. Springer, London, 13-34.
- Matarrese, A., Mastrototaro, F., D'Onghia, G., Maiorano, P., Cursi, A. (2004) Mapping of the benthic communities in the Taranto seas using side-scan sonar and an underwater video camera. *Chemistry and Ecology* 20: 377–386.
- Méliane, I. (2002) Contribution to the knowledge of the ascidian fauna in the south east of Tunisia. MSc Thesis. University of Alicante, Spain, 65 pp
- Micheli, F., Halpern, B. S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Rosenberg, A.A. (2013) Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PloS one*, 8(12): e79889.
- Micu, D., Micu, S. (2004) A new type of macrozoobenthic community from the rocky bottoms of the Black Sea. International Workshop on the Black Sea Benthos, Istanbul-Turkey: 78-88.

- Milazzo, M., Azzurro, E., Badalamenti, F. (2012) On the occurrence of the silverstripe blaasop *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) along the Libyan coast. *BioInvasion Records* 1: 125-127.
- Millar, R. H. (1970). *British Ascidians, Tunicata: Ascidiacea; Keys and Notes for the Identification of the Species* (Vol. 1). Academic Press.
- Millar, R. H. (1971). The biology of ascidians. *Advances in marine biology* 9: 1-100.
- Moazzo, P.G. (1939) Mollusques testaces marins du Canal de Suez. *Memoirs de l'Institut d'Egypte, Cairo* 38: 1-283.
- Monniot, C. (1965) Les “blocs a *Microcosmus*” des fonds chalutables de la region de Banyuls-sur-mer. *Vie et Milieu* 16: 819-849.
- Monniot, C. (1981) Apparition de l'ascidie *Microcosmus exasperatus* dans les ports Méditerranéens. *Tethys* 10(1): 59-61.
- Monniot, C. (1983) Ascidiés littorales de Guadeloupe II: Phlebobranches, *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris*, 4e sér., 5A(1): 51-71.
- Monniot, C., Monniot, F., Laboute, P. (1985) Ascidiés du port de Papeete (Polynésie française): relations avec le milieu naturel et apports intercontinentaux par la navigation. *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris*, 4^a ser. 7, sec A n° 3: 481-495.
- Monniot, C., Monniot, F. (1987) Discussion sur la valeur de deux genres d'ascidiés it propos d'especes nouvelles en Mediterranee. *Annales de l'Institut océanographique* 63 (2): 119-130.
- Monniot, C., Zibrowius, H. (1999) Une ascidie du genre *Rhodosoma* (Phlebobranchiata, Corellidae) en forme de ‘boîte à clapet’ redécouverte dans des grottes de Méditerranée. *Zoosystema* 21 (3): 547-555.
- Monniot, F., Giannesini, P.J., Oudot, J., Richard, M.L. (1986) Ascidiés: “salissures” marines et indicateurs biologiques (métaux, hydrocarbures). *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle* 8: 215–245.
- Monniot, F. (2016). *Microcosmus anchylodeirus* (Ascidiacea, Pyuridae) introduced in the Mediterranean Sea. *Zootaxa*, 4175(3), 222-230.
- Montesanto, F., Chimienti, G., Gissi, C., Mastrototaro, F. (in press). *Polyclinum constellatum* (Tunicata, Ascidiacea), an emerging non-indigenous species of the Mediterranean Sea: integrated taxonomy and the importance of reliable DNA barcode data. *Mediterranean Marine Science*,
- Murcia Requena, J., Verdejo Guirao, J.F., Quiñonero-Salgado, S., López-Soriano, J. (2020). Final del trayecto: llegada del bivalvo lessepsiano *Brachidontes pharaonis* (Fischer, 1870) (Bivalvia: Mytilidae) a la península Ibérica. *Elona* 2: 114-117.

- Murray CC, Pakhomov EA, Therriault TW (2011) Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions* 17:1161–1172.
- Naranjo, S.A., Carballo, J.L., García-Gómez, J.C. (1996) Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (Southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series* 144: 119-131.
- Nicolaidou, A., Alongi, G., Aydogan, O., Catra, M., Cavas, L., Cevik, C., Dosi, A., Circosta, V., Giakoumi, S., Gimenez-Casaldueo, F., Filiz, H., Izquierdo-Muñoz, A., Kalogirou, S., Konstantinidis, E., Kousteni, V., Kout, J., Legaki, A., Megalofonou, P., Ovalis, P., Paolillo, G., Paschos, I., Perdikaris, C., Poursanidis, D., Ramos-Esplá, A.A., Reizopoulou, S., Sperone, E., Taskin, E., Tripepi, S., Vazquez-Luis, M.T. (2012) New Mediterranean Biodiversity Records (June 2012). *Mediterranean Marine Science* 13(1): 162-174.
- Nóbrega, R., Solé-Cava, A.M., Russo, C.A.M. (2004) High genetic homogeneity of an intertidal marine invertebrate along 8000 km of the Atlantic coast of the Americas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 303: 173-181
- Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D. (2003) Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 46(5): 542-551.
- Occhipinti-Ambrogi, A. (2007) Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine pollution bulletin* 55(7-9): 342-352.
- O'Donoghue, C.H., White, K.M. (1940) A collection of marine molluscs, mainly opisthobranchs, from Palestina. *Proceedings of the Malacological Society of London* 24: 92-96.
- Oliver, J.A., Terrasa, J. (2004) Primera cita de *Bursatella leachii* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opisthobranchia) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 47: 37-42.
- Ordóñez, V., Pascual, M., Fernández-Tejedor, M., Pineda, M. C., Tagliapietra, D., Turon, X. (2015) Ongoing expansion of the worldwide invader *Didemnum vexillum* (Ascidacea) in the Mediterranean Sea: high plasticity of its biological cycle promotes establishment in warm waters. *Biological invasions* 17(7): 2075-2085.
- Ortiz, M., Campos, L., Berrios, F., Rodriguez, F., Hermosillo, B., González, J. (2013) Network properties and keystone assessment in different intertidal communities dominated by two ecosystem engineer species (SE Pacific coast): a comparative analysis. *Ecological modelling* 250: 307-318.
- Paige, J. A. (1988) Biology, metamorphosis and postlarval development of *Bursatella leachii* plei Rang (Gastropoda: Opisthobranchia). *Bulletin of marine Science* 42(1): 65-75.

- Paknia, O., Sh, H. R., Koch, A. (2015) Lack of well-maintained natural history collections and taxonomists in megadiverse developing countries hampers global biodiversity exploration. *Organisms Diversity & Evolution* 15(3), 619-629.
- Palanisamy, S.K., Cosentino, A., Giacobbe, S. (2018) Rapid coastal survey of the distribution of invasive ascidians in Coastal Lake Faro, Messina- Italy. International Invasive Sea Squirt Conference, WHOI-2018.
- Palazzi, S., Boccolini, M. (1980) [Segnalazione] Ritrovamento nel Golfo di Taranto di *Bursatella leachi* de Blainville, 1817 (Gastropoda Aplysiomorpha). *Thalassia Salentina* 10: 133-134.
- Parravicini, V., Mangialajo, L., Mousseau, L., Peirano, A., Morri, C., Montefalcone, M., Francour, F., Kulbicki, M., Bianchi, C. (2015) Climate change and warm-water species at the northwestern boundary of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* 36: 897–909.
- Pascual, M., Rives, B., Schunter, C., Macpherson, E. (2017) Impact of life history traits on gene flow: A multispecies systematic review across oceanographic barriers in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 12(5): e0176419,
- Pastore, M. (2001) Copepods associated with *Phallusia mamillata* and *Ciona intestinalis* (Tunicata) in the area of Taranto (Ionian Sea, southern Italy) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 427-432.
- Passamonti, M. (1996) Nuova segnalazione per le coste Tunisine di *Papyridea papyracea* (Gmelin,1791) (Bivalvia: Cardidae). *Bollettino Malacologico* 32(5-8): 153-156.
- Pérez-Portela, R., Arranz, V., Rius, M., Turon, X. (2013) Cryptic speciation or global spread? The case of a cosmopolitan marine invertebrate with limited dispersal capabilities. *Scientific Reports* 3(1): 1-10.
- Pérès, J.M. (1954) Contribution à l'étude des ascidies de Tunisie. *Bulletin de la Station d'Océanographie de Salammbô* 49: 3-21.
- Pérès, J.M. (1957) Ascidies récoltées dans les parages des Baléares par le 'Professeur Lacaze-Duthiers' (2e . partie): Iviza et San Antonio. *Vie et Milieu*, suppl. 6: 223-234.
- Pérès, J.M. (1958a) Origine et affinités du peuplement en ascidies de la Méditerranée. *Rapports et Procès Verbaux de la CIESM* 14: 493-502.
- Pérès, J.M. (1958b) Ascidies récoltées sur les côtes Méditerranéennes d'Israël. *Bulletin of the Research Council of Israel* 7B (3-4): 143-150.

- Pérès, J.M. (1959) Campagnes de la ‘Calypso’ en Mer d’Alboran et dans la baie Ibéro-Marocaine I : Ascidiés. *Annales de l’Institut Océanographique de Paris* 37: 295-313.
- Pérès, J. M., Picard, J. (1964) *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*. Station Marine d’Endoume.
- Piani, P. (1980) Ritrovamento nelle acque della Sicilia orientale di *Bursatella leachii savigniana* (Audouin, 1826) (Opisthobranchia: Aplysiomorpha). *Bollettino Malacologico* 16(1-2): 5-8.
- Pineda, M. C., McQuaid, C. D., Turon, X., López-Legentil, S., Ordoñez, V., Rius, M. (2012) Tough adults, frail babies: an analysis of stress sensitivity across early life-history stages of widely introduced marine invertebrates. *PLoS One* 7(10): e46672.
- Piola, R.F., Johnston, E.L. (2008) Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions* 14(2): 329-342.
- Poloczanska, E.S., Brown, C.J., Sydeman, W.J., Kiessling, W., Schoeman, D.S., Moore, P.J., Brander, K., Bruno, J.F., Buckley, L.B., Burrows, M.T., Duarte, C.M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C.V., O’Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F., Thompson, S.A., Richardson, A.J. (2013) Global imprint of climate change on marine life *Nature Climate Change Letters* publ. online
- Pontes, M., Crocetta, F. (2020) *Lamprohaminoea ovalis* (Pease, 1868) (Mollusca: Gastropoda) is spreading in Spain. In: Ragkousis et al. ‘New Alien Mediterranean Biodiversity Records (October 2020)’. *Mediterranean Marine Science* 21 (3): 631-652
- Por, F.D. (1978) Lessepsian Migration – the influx of Red Sea Biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. *Ecological Studies*, vol 23. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg- New York.
- Ramírez, F., Afán, I., Davis, L.S., Chiaradia, A. (2017) Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. *Science Advances* 3, e1601198.
- Rambla-Alegre, M., Reverté, L., Del Río, V., de la Iglesia, P., Palacios, O., Flores, C., Caixach, J., Campbell, K., Elliott, C.T., Izquierdo-Muñoz, A., Campás, M., Diogène, J. (2017) Evaluation of tetrodotoxins in puffer fish caught along the Mediterranean coast of Spain. Toxin profile of *Lagocephalus sceleratus*. *Environmental research* 158: 1-6.
- Ramos-Esplá, A.A. 1987. Tunicados bentónicos (Ascidiacea) de la campaña “Islas Menores” (Costa E, Península Ibérica). Cuadernos Marisqueros Publicaciones Técnicas 11: 183-195.

- Ramos-Esplá, A.A. 1988. Ascidijs litorales del Mediterráneo Ibérico. Faunística, ecología y biogeografía. Tesis Doctoral, Univ. Barcelona. 405 pp.
- Ramos-Esplá, A.A., Ros, J.D. (1988) Tipos biológicos en ascidijs litorales de sustratos duros. *Bentos* 6: 283-299.
- Ramos-Esplá, A.A., Izquierdo-Muñoz, A., Vázquez, M.T., Lozano, F., Gimenez-Casalduero, F. (2010). Introducciones recientes de especies de afinidades cálidas en el litoral del SE Ibérico. p.271. In: *XVI simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*. Libro de resúmenes, Bayle Sempere J.T. et al. (Eds), Universidad de Alicante
- Ramos-Esplá, A. A., Izquierdo-Muñoz, A., Çinar, M. E. (2013) *Microcosmus exasperatus* (Ascidiacea: Pyuridae), current distribution in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 6.
- Ramos-Esplá, A.A., Bitar, G., Sghaier, Y.R., Çinar, M.E., Deidun, A., Ferrario, J., Ulman, A. 2020. *Symplesma* (Ascidiacea: Styelidae), a non-indigenous genus spreading within the Mediterranean Sea: taxonomy, routes and vectors. *Aquatic Invasions* 15(1): 44–62.
- Ramos-Esplá, A.A., Micael, J., Halldórsson, H.P., Gíslason, S. (2020) Iceland: a laboratory for non-indigenous ascidians. *BioInvasions Records* 9 (3): 450-460,
- Relini, M., Orsi, L., Puccio, V., Azzurro, E. (2000) The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Scientia Marina* 64 (3): 337-340.
- Richter, A., Gándara, A.M., Silva, F., Brante, A. (2018) The alien slipper limpet *Crepidatella dilatata* (Lamarck, 1819) in northern Spain: A multidisciplinary approach to its taxonomic identification and invasive biology. *PLoS ONE* 13(10): e0205739.
- Rius, M. (2009) Biología i genètica de poblacions de l'ascidi invasor *Microcosmus squamiger*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona. 186 pp.
- Rius, M., Pineda, M. C., Turon, X. (2009). Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian *Microcosmus squamiger* in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions* 11(10): 2181-2194.
- Rius, M., Turon, X., Ordóñez, V., Pascual, M. (2012) Tracking invasion histories in the sea: facing complex scenarios using multilocus data. *PLoS One*, 7(4): e35815.
- Rius, M., Teske, P. R., Manriquez, P. H., Suarez-Jimenez, R., McQuaid, C. D., Castilla, J. C. (2017). Ecological dominance along rocky shores, with a focus on intertidal ascidians. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 55: 2-33.
- Rizgalla, J., Fridman, S., Abdallah, A.B., Bron, J.E., Shinn, A.P. (2018). First record of the non-native sea snail *Haminoea cyanomarginata* Heller & Thompson, 1983

(Gastropoda: Haminoeidae) in the Southern Mediterranean Sea. *BioInvasions Records* 7 (4): 411–414

- Rizgalla, J., Shinn, A.P., Crocetta, F. (2019) New records of alien and cryptogenic marine bryozoan, mollusc, and tunicate species in Libya. *BioInvasions Records* 8 (3): 590–597,
- Rocha, R.M., Salonna, M., Griggio, F., Ekins, M., Lambert, G., Mastrototaro, F., Fidler, A., Gissi, C. (2019) The power of combined molecular and morphological analyses for the genus *Botrylloides*: identification of a potentially global invasive ascidian and description of a new species. *Systematics and Biodiversity* 17 (5): 1-18
- Rodolfo-Metalpa, R., Richard, C., Allemand, D., Ferrier-Pages, C. (2006) Growth and photosynthesis of two Mediterranean corals, *Cladocora caespitosa* and *Oculina patagonica*, under normal and elevated temperatures. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 209: 4546–4556.
- Rodolfo-Metalpa, R., Hoogenboom, M.O., Rottier, C., Ramos-Esplá, A.A., Baker, A.C., Fine, M., Ferrier pages, C. (2014). Thermally tolerant corals have limited capacity to acclimatize to future warming. *Global Change Biology* 20:3036–3049
- Román S, Pérez-Ruzafa Á, López E (2009) First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cahiers de Biologie Marine* 50 (3): 241-250.
- Roy, H.E., Groom, Q., Adriaens, T., Agnello, G., Antic, M., Archambeau, A.S., Bacher, S., Bonn, A., Brown, P., Brundu, G., Claramunt, B., Cleary, M., Cogălniceanu, D., de Groot, M., De Sousa, T., Deidun, A., Essl, F., Fišer-Pečnikar, Z., Gazda, A., Gervasini, E., Glavendekic, M.M., Gigot, G., Jelaska, S.D., Jeschke, J.M., Kaminski, D., Karachle, K., Komives, T., Lapin, K., Lucy, F., Marchante, E., Marisavljevic, D., Marja, R., Martín-Torrijos, L., Martinou, A., Matosevic, D., Mifsud, C.M., Motiejūnaitė, J., Ojaveer, H., Pasalic, N., Pekárik, L., Per, E., Pergl, J., Pesic, V., Pocock, M., Reino, L., Ries, C., Rozyłowicz, L., Schade, S., Sigurdsson S., Steinitz, O., Stern, N., Teofilovski, A., Thorsson, J., Tomov, R., Tricarico, E., Trichkova, T., Tsiamis, K., van Valkenburg, J., Vella, N., Verbrugge, L., Véték, G., Villaverde, C., Witzell, J., Zenetos, A., Cardoso, A. C. (2018) Increasing understanding of alien species through citizen science (Alien-CSI). *Research Ideas and Outcomes* 4: e31412.
- Roy, H. E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D. C., Bishop, J. D., Blackburn, T.M., Branquart, E., Brodie, J., Carboneras, C., Cottier-Cook, E.J., Copp, G.H., Dean, H.J., Eilenberg, J., Gallardo, B., Garcia, M., García-Berthou, E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Kenis, M., Kerckhof, F., Kettunen, M., Minchin, D., Nentwig, W., Nieto, A., Pergl, J., Pescott, O.L., Peyton, J.M., Preda, C., Roques, A., Rorke, S. L., Scalera, R., Schindler, S., Schönrogge, K., Sewell, J., Solarz, W., Stewart, A.J.A., Tricarico, E., Vanderhoeven, S., van der Velde, G., Vilà, M., Wood, C.A., Zenetos, A., Rabitsch, W. (2019) Developing a list of invasive

alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology* 25(3), 1032-1048.

- Rubio-Portillo, E., Vázquez-Luis, M.T., Izquierdo-Muñoz, A., Ramos Esplá, A. A. (2014a) Distribution patterns of alien coral *Oculina patagonica* De Angelis D'Ossat, 1908 in western Mediterranean Sea. *Journal of Sea Research* 85: 372-378.
- Rubio-Portillo, E., Vazquez-Luis, M.T., Valle, C., Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Espla, A.A. (2014b). Growth and bleaching of the coral *Oculina patagónica* under different environmental conditions in the western Mediterranean Sea. *Marine Biology* 161(10): 2333-2343.
- Rudman, W.B. (1998) *Bursatella leachii* (de Blainville, 1817). Sea Slug Forum. Australian Museum, Sydney. Available from: <http://www.seaslugforum.net/factsheet/bursleac>
- Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Steves, B., Foss, S. F., Shiba, S. N. (2011) Marine invasion history and vector analysis of California: a hotspot for western North America. *Diversity and Distributions* 17(2), 362-373.
- Salameh, P., Sonin, O., Golani, D. (2009) First record of the African hind (*Cephalopholis taeniops*) (Pisces: Serranidae) in the Levant. *Annales: Series Historia Naturalis* 19 (2): 151.
- Salomidi, M., Bellou, N., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Zibrowius, H. (2006) First observation of an invasive scleractinian coral in Greekwaters. Poster presented at the 41st European Marine Biology Symposium, Cork, 4–8 September 2006.
- Salomidi, M., Katsanevakis, S., Issaris, Y., Tsiamis, K., Katsiaras, N. (2013) Anthropogenic disturbance of coastal habitats promotes the spread of the introduced scleractinian coral *Oculina patagonica* in the Mediterranean Sea. *Biological invasions* 15(9): 1961-1971.
- Sanchez-Tocino, L., Hidalgo Puertas, F., Pontes, M. (2007) First record of *Fistularia commersonii* Rüppell, 1838 (Osteichthyes: Fistulariidae) in Mediterranean waters of the Iberian Peninsula. *Zool Baetica* 18:79–84.
- Sandonnini, J., Del Pilar-Ruso, Y., Cortés-Melendreras, E. Giménez-Casalduero, F. (2021) Massive Aggregations of Serpulidae Associated With Eutrophication of the Mar Menor, Southeast Iberian Peninsula. *Frontiers Marine Science* 7:531726.
- Sartoretto, S., Harmelin, J.G., Bachet, F., Bejaoui, N., Lebrun, O., Zibrowius, H. (2008) The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. *Aquatic Invasions* 3 (2): 173–180.
- Sciberras ,M., Schembri, P.J. (2007). A critical review of records of alien marine species from the Maltese Islands and surrounding waters (Central Mediterranean) *Mediterranean Marine Science* 8 (1): 41-66

- Scuderi, D., Balistreri, P., Germanà, A. (2019). Are *Pinctada radiata* (Leach, 1814) and *Pinctada fucata* (Gould, 1850) (Bivalvia Pteriidae) only synonyms or really different species?. The case of some Mediterranean populations. *Biodiversity Journal* 10 (4), 415-426,
- Schade, S., Kotsev, A., Cardoso, A. C., Tsiamis, K., Gervasini, E., Spinelli, F., Mitton, I., Sgnaolin, R. (2019) Aliens in Europe. An open approach to involve more people in invasive species detection. *Computers, Environment and Urban Systems* 78: 101384.
- Sedano, F., Florido, M., Rallis, I., Espinosa, F., Gerovasileiou, V. (2019) Comparing sessile benthos on shallow artificial versus natural hard substrates in the Eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 20(4): 688-702
- Serrano, E., Coma, R., Ribes, M., Weitzmann, B., García, M., Ballesteros, E. (2013) Rapid northward spread of a zooxanthellate coral enhanced by artificial structures and sea warming in the Western mediterranean. *PloS One* 8 (1): e52739.
- Shenkar, N., Loya, Y. (2009) Non-indigenous ascidians (Chordata: Tunicata) along the Mediterranean coast of Israel. *Marine Biodiversity Records* 2.
- Shenkar, N., Rosen, D. (2018). How has the invention of the shipping container influenced marine bioinvasion? *Management* 9(3): 187-194.
- Shenkar, N., Gittenberger, A., Lambert, G., Rius, M., Moreira da Rocha, R., Swalla, B.J., Turon, X. (2020) Ascidiacea World Database. *Microcosmus squamiger* Michaelsen, 1927. Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=236666> on 2020-07-11
- Shenkar, N., Gittenberger, A., Lambert, G., Rius, M., Moreira da Rocha, R., Swalla, B.J., Turon, X. (2021) Ascidiacea World Database. *Polyandrocarpa zorritensis* (Van Name, 1931). Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=103895> on 2022-01-07
- Stachowicz, J. J., Terwin, J. R., Whitlatch, R. B., Osman, R. W. (2002) Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99(24): 15497-15500.
- Stefaniak, L. M., Heupel, J. (2016). Alternative menthol sources for ascidian relaxation. *Management of Biological Invasions* 7(1): 111-114.
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E. (2005) Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. In *Oceanography and marine biology* (pp. 429-464). CRC Press.

- Streftaris, N., Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean. The 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7(1): 87-118.
- Swennen, C. (1961) On a collection of Opisthobranchia from Turkey. *Zoologische Mededelingen* 38: 41-75.
- Tagliapietra, D., Keppel, E., Sigovini, M., Lambert, G. (2012) First record of the colonial ascidian *Didemnum vexillum* Kott, 2002 in the Mediterranean: Lagoon of Venice (Italy). *BioInvasions Record* 1(4): 247–254.
- Tarjuelo, I., Posada, D., Crandall, K.A., Pascual, M., Turon, X. (2001) Cryptic species of *Clavelina* (Ascidiacea) in two different habitats: harbours and rocky littoral zones in the northwestern Mediterranean. *Marine Biology* 139: 455-462.
- Terrón-Sigler, A., Casado-Amezúa, P., Espinosa-Torre, F. (2015). Abundance and distribution of the rapid expansive coral *Oculina patagonica* in the Northern Alborán Sea (Western Mediterranean). *Marine Biodiversity Records* 8, e45
- Thessalou-Legaki, M., Aydogan, Ö, Bekas, P., Bilge, G., Boyaci, Y.Ö., Brunelli, E., Circosta, V., Crocetta, F., Durucan, F., Erdem, M., Ergolavou A., Filiz, H, Fois, F., Gouva, E., Kapiris, K., Katsanevakis, S., Kljajić, Z., Konstantinidis, E., Konstantinou, G., Koutsogiannopoulos, D., Lamon, S., Mačić, V., Mazzette, R., Meloni, D., Mureddu, A., Paschos, I., Perdikaris, C., Piras, F., Poursanidis, D., Ramos-Esplá, A.A., Rosso, A., Sordino, P., Sperone, E., Sterioti, A., Taşkin, E., Toscano, F., Tripepi, S., Tsiakkios, L., Zenetos, A. (2012) New Mediterranean Biodiversity Records (December 2012). *Mediterranean Marine Science* 13(2): 312-327.
- Theuerkauf, K. W., Eggleston, D. B., Theuerkauf, S. J. (2018) An exotic species alters patterns of marine community development. *Ecological Monographs* 88(1): 92-108.
- Thiyagarajan, V., Qian, P.Y. (2003) Effect of temperature, salinity and delayed attachment on development of the solitary ascidian *Styela plicata* (Leuseur). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 290: 133-146.
- Thiel, M. (2000) Population and reproductive biology of two sibling amphipod species from ascidians and sponges. *Marine Biology* 137: 661-674.
- Tintoré, J., Pinardi, N., Álvarez-Fanjul, E., Aguiar, E., Álvarez-Berastegui, D., Bajo, M., Zodiatis, G. (2019). Challenges for sustained observing and forecasting systems in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* 6: 568.
- Tiralongo, F., Lillo, A. O., Tibullo, D., Tondo, E., Martire, C. L., D'Agnesse, R., Macali, A., Mancini, E., Giovos, I., Coco, S., Azzurro, E. (2019) Monitoring uncommon and non-indigenous fishes in Italian waters: One year of results for the AlienFish project. *Regional Studies in Marine Science* 28: 100606.

- Tsiamis K, Aydogan Ö, Bailly N., Balistreri P, Bariche M, , Carden-Noad S, Corsini-Foka M, Crocetta F, Davidov B, Dimitriadis C, Dragičević B, Drakulić M, Dulčić J, Escánez A, Fernández-Álvarez F A, Gerakaris V, Gerovasileiou V, Hoffman R, Izquierdo-Gómez D, Izquierdo-Muñoz A, Kondylatos G, Latsoudis P, Lipej L, Madiraca F, Mavrič B, Marasporo M, Sourbès L, Taskin E, Türker A, Yapici S. (2015) New Mediterranean Biodiversity Records (July 2015) *Mediterranean Marine Science* 16(2):472-488.
- Tsiamis, K., Pali Alexis, A., Stefanova, K., Gladan, Ž. N., Skejić, S., Despalatović, Cvitković, I., Dragičević, B., Dulčić, J., Vidjak, O., Bojanić, N., Žuljević, A., Aplikioti, M., Argyrou, M., Josephides, M., Michailidis, N., Jakobsen, H.H., Staehr, P.A., Ojaveer, H., Lehtiniemi, M., Massé, C., Zenetos, A., Castriota, L., Livik, S., Mazziotti, C., Schembri, P.J., Evans, J., Bartolo, A.G., Kabuta, S.H., Smolders, S., Knegeting, E., Gittenbergerr, A., Gruszka, P., Kraśniewskit, W., Bartilotti, K., Tuaty-Guerra, M., Canning-Clodev, J., Costay, A.C., Parente, M.I., Botelho, A.Z., Micael, J., Miodonski, J.V., Carreira, G.P., Lopes, V., Chainho, P., Barberá, C., Naddafi, R., Florina, A.B., Barry, P., Stebbing, P.D., Cardoso, A.C. (2019) Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 145: 429-435.
- Tsiamis, K., Azzurro, E., Bariche, M., Çinar, M.E., Crocetta, F., De Clerck, O., Galil, B., Gómez, F., Hoffman, R., Jensen, K.R., Kamburska, L., Langeneck, J., Langer, M.R., Levitt-Barmats, Y., Lezzi, M., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Ojaveer, H., Piraino, S., Shenkar, N., Yankova, M., Zenetos, A., Žuljevi, A., Cardoso, A.C.. (2020) Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*. 2020; 1–52.
- Turón, X. (1988) Estudio de las ascidias de las costas de Cataluña e Islas Baleares. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Turón, X., Perera, M. (1988) Las ascidias del delta del Ebro. Aspectos faunísticos y cuantitativos. *Publicaciones del Departamento de Zoología*, Universidad de Barcelona 14: 81-90.
- Turón, X., Tarjuelo, I., Duran, S., Pascual, M. (2003) Characterising invasion processes with genetic data: an Atlantic clade of *Clavelina lepadiformis* (Asciacea) introduced into Mediterranean harbours. *Hydrobiologia* 503: 29-35.
- Turón, X., Nishikawa, T., Rius, M. (2007) Spread of *Microcosmus squamiger* (Asciacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 185- 188
- Ubeda-Quesada, J. (2018) Rapid Assessment Survey (RAS) en marinas de la provincia de Alicante: Tunicados bentónicos (Asciacea) Trabajo de fin de Grado. Universidad de Alicante
- Ubeda-Quesada J, Iváñez-Rugero B, Martínez EA, Izquierdo-Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2019) Rapid Assessment Survey of ascidians (Chordata: Tunicata) in

marinas of SW Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, Conference Abstract: XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies. Brags September 2019

- Ulman, A., Ferrario, J., Occhipinti-Ambrogi, A., Arvanitidis, C., Bandi, A., Bertolino, M., Bogi, C., Chatzigeorgiou, G., Çiçek, B.A., Deidun, A., Ramos-Espla, A.A., Koçak, C., Lorenti, M., Martinez-Laiz, G., Merlo, G., Princisgh, E., Scribano, G., Marchini, A. (2017) A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas. *PeerJ* 5, e3954
- Ulman, A., Ferrario, J., Forcada, A., Seebens, H., Arvanitidis, C., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A. (2019) Alien species spreading via biofouling on recreational vessels in the Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* 56(12): 2620-2629.
- Underwood, A. J., Underwood, A. L., Underwood, A. J., (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge university press.
- Van Name, W. G. (1945) North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 84: 1-462.
- Vardala-Theodorou, G.E. (1999) The occurrence of the Indo-Pacific molluscan species *Fulvia fragilis* (Forsskål, 1775) and *Bulla ampulla* L., 1758 in Elefsis Bay. *Newsletter of the Hellenic Zoological Society*, February, Fasc. 31: 10-11.
- Viard, F., Roby, C., Turon, X., Bouchemousse, S., Bishop, J. (2019) Cryptic diversity and database errors challenge non-indigenous species surveys: an illustration with *Botrylloides* spp. in the English Channel and Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science* 6:615.
- Wahl, M. (1989) Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. *Marine Ecology Progress Series* 58: 175-189.
- Weitzmann, B., Garcia, M., Ballesteros, E. (2007) Notes breus (fauna): primera cita de la llebre de mar *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) a la costa mediterrània peninsular. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 75: 153-154.
- Williamson, M., Fitter, A. (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77(6): 1661-1666.
- Zabin, C. J., 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(2): 97.
- Zaniolo, G., Manni, L., Burighel, P. (1993). Ovulation and embryo-parent relationship in *Botrylloides* aff. *violaceus* (Tunicata). *Animal Biology* 2(2): 139.

- Zammit, P.P., Longo, C., Schembri, P.J. (2009) Occurrence of *Paraleucilla magna* Klautau et al., 2004 (Porifera: Calcarea) in Malta. *Mediterranean Marine Science* 10(2): 135-138.
- Zenetos, A., Gofas, S., Russo, G., Templado, J. (2004) CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. 3. Molluscs (F. Briand, ed.). *CIESM Publishers, Monaco* : 376 p., disponible en línea en: <http://www.ciesm.org/online/atlas/intro.htm>
- Zenetos, A., Çinar, M.E., Pancuci–Papadopoulou, M.A., Harmelin, J.G., Furnari, G., Andaloro, F., Belou, N., Streftaris, N., Zibrowius, H. (2005) Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science* 6:63–118
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M.E., García-Raso, J.E., Bianchi, C.N., Morri, C., Azzurro, E., Bilecenoglu, M., Frogliá, C., Siokou, I., Violanti, D., Sfriso, A., San Martín, G., Giangrande, A., Kata, T., Ballesteros, E., Ramos-Esplá, A.A., Mastrototaro, F., Oca, O., Zingone, A., Gambi, M.C., Streftaris, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union’s Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean marine science* 11(2): 381-493.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Ross, A., Violanti, D., García-Raso, J.E., Çinar, M.E., Almogi-Labin, A., Ates, A.S., Azzurro, E., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Bilecenoglu, M., Gambi, M.C., Giangrande, A., Gravili, C., Hyams-Kaphzan, O., Karachle, P.K., Katsanevakis, S., Lipej, L., Mastrototaro, F., Mineur, F., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Ramos-Esplá, A.A., Salas, C., San Martín, G., Sfriso, A., Streftaris, N., Verlaque, M. (2012) Alien species in the Mediterranean Sea 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), 328-352.
- Zenetos, A., Çinar, M.E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X., Verlaque, M. (2017) Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 191: 171-187.
- Zenetos, A., Koutsogiannopoulos, D., Ovalis, P., Poursanidis, D. (2013) The role played by citizen scientists in monitoring marine alien species. *Cahiers de Biologie Marine* 54: 419-426.
- Zenetos, A., Galanidi, M. (2020) Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records* 13(1):1-17.
- Zhan, A., Briski, E., Bock, D. G., Ghabooli, S., MacIsaac, H. J. (2015) Ascidiens as models for studying invasion success. *Marine Biology* 162(12): 2449-2470.
- Zibrowius, H. (1974) *Oculina patagonica*, Scléactiniaire hermatypique introduit en Méditerranée. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 26(2): 153–173.

Zibrowius, H., Ramos-Esplá, A.A. (1983) *Oculina patagonica*, scléactinaire exotique en Méditerranée–nouvelles observations dans le sud-est de l’Espagne. *Rapports et procès-verbaux des réunions, Commission internationale pour l’Exploration scientifique de la mer Méditerranée* 28(3) : 297–301.

Zibrowius, H. (1992) Ongoing modification of the Mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species. *Mesogee* 59: 83-107.

Zibrowius, H. (2002). Assessing scale and impact of ship-transported alien fauna in the Mediterranean? In *CIESM Workshop Monographs* Vol. 20: 62-68.

Zoffman, C., Ramos-Esplá, A.A., Rodríguez-Varela, F. (1985) Datos preliminares oceanográficos y de contaminación marina en la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *La reserva marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. Editor A.A. Ramos-Esplá.

Páginas web

Pena-Martín C (*Acrothamnion preisii*: 2013):

<https://botanicamarina.wordpress.com/2013/06/22/acrothamnion-preisii-en-alicante>

Ruiz-Fernandez JM (*Lophocladia lallenmandii*: 2008)

<https://www.europapress.es/murcia/innova-00442/noticia-innova-alga-invasora-ocupa-mas-50-costa-murciana-20081123113037.html>

Universitat d’Alacant
Universidad de Alicante

ANEXOS

Anexo I. Especies no indígenas citadas en el SE Ibérico con el año del primer registro u observación. Categoría (Categ.): (cript.) criptogénica; (NIS) especie no indígena. Vector de entrada: (Ac) acuicultura, (Cb) cebos de pesca, (IC) introducción casual;/ (EN) expansión natural, (TM) tráfico marítimo. *Status*: (cas.) casual, (des.) desaparecida, (est.) establecida.

Especies	Distribución	Año	Categ.	Vector	Status	Cita
Chlorophyta						
<i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder	Australia	1999	NIS	TM,EN	est.	1
<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i> (Suringar) Hariot	W-Pacífico	1983	NIS	TM,EN	est.	2
Rhodophyta						
<i>Acrothamnion preisii</i> (Sonder) Wollaston, 1968		2013	NIS	TM?,EM	est.	3
<i>Ganonema farinosum</i> (Lamouroux) Fan & Wang	Circuntropical	1983	cript.	TM	cas.	2
<i>Hypnea spinella</i> (C.Agardh) Kützinger	Circuntropical	1983	cript.	TM	cas.	2
<i>Lophocladia lallemandii</i> (Montagne) F.Schmitz	Indo-Pacífico	2008	NIS	TM,EN	est.	4
Porifera						
<i>Haliclona oculata</i> (Linnaeus, 1759)	NW-Atlántico	2015	cript.	TM	est.	5
<i>Paraleucilla magna</i> Klautau et al., 2004	SW-Atlántico	2010	NIS	TM	est.	6
Cnidaria						
<i>Bougainvillia muscus</i> (Alman, 1863)	W-Atlántico	2020	cript.	TM	?	7
<i>Clythia hemisphaerica</i>	Cosm. (NE-Atlan.)	2020	cript.	TM	est.	7
<i>Oculina patagonica</i> de Angelis, 1909	SW Atlántico	1972	cript.	TM	est.	8
Ctenophora						
<i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz, 1865	NW-Atlántico	2009	NIS	TM?	est.	9
Polychaeta						
<i>Branchiomma bairdi</i> (McIntosh, 1885)	W-Atlánt. (Caribe)	2006	NIS	TM	est.	10
<i>Branchiomma luctuosum</i> (Grube, 1870)	Indo-Pacífico	2006	NIS	TM	est.	1
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	Cosmopolita	1982	cript.	TM	est.	11
<i>Erinaceusyllis serratosetosa</i> (Hart.-Schröder, 1982)	Indo-Pacífico	2012	NIS	TM	cas.?	12
<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	Australia	1978	cript.	TM?	des.	13
<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)	Cosmopolita	2017	cript.	TM	est.	14
<i>Hydroides dirampha</i> Mörch, 1863	Cosmopolita	2020	cript.	TM	est.?	7
<i>Hydroides elegans</i> (Haswell, 1883)	Cosmopolita	2017	cript.	TM	est.	14
<i>Hydroides norvegica</i> Gunnerus, 1768	Cosmopolita	1982	cript.	TM	est.	11
<i>Perinereis linea</i> (Treadwell, 1936)	W-Pacíf. (SE Asia)	2012	NIS	Cb	est.?	14
Mollusca						
<i>Bostrycapulus odites</i> Collin, 2005	SW-Atlántico	1972	NIS	TM	est.	16
<i>Bursatella leachii</i> Blainville, 1817	Circuntropical	2008	NIS	TM?	est.	17
<i>Brachidontes pharaonis</i> (P. Fischer, 1870)	Indo-Pacífico	2020	NIS	TM	cas.	18
<i>Cerithium scabridum</i> Philippi, 1848	Indo-Pacífico	2017	NIS	TM	est.	19
<i>Fulvia fragilis</i> (Forsskål in Niebuhr, 1775)	Indo-Pacífico	2011	NIS	TM?	est.	20
<i>Lamprohaminoea ovalis</i> (Pease, 1868)	Indo-Pacífica	2020	NIS	TM	est.	21
Crustacea						
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	Cosm. (Indo-Pacif.)	1972	cript.	TM	est.	2
<i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854)	Cosm. (Indo-Pacif.)	2020	cript.	TM	est.	7
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	NW-Atlántico	2004	NIS	TM	est.	20
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	Indo-Pacífico	2010	NIS	TM	est.?	22
<i>Jassa marmorata</i> Holmes, 1905	W-Atlántico	2003	cript.	TM?	est.	2
<i>Necora puber</i> (Linnaeus, 1767)	Atlántico	1973	NIS	IC	cas.	2
<i>Paranthura japonica</i> Richardson, 1909	W-Pacífico	2016	NIS	TM	est.?	23
<i>Penaeus japonicus</i> Spence Bate, 1888	NW-Pacífico	1985	NIS	Ac	des.	20
<i>Percnon gibbesi</i> (H. Milne Edwards, 1853)	Atlántico Tropical	2009	NIS	TM?	est.	24
<i>Stenothoe georgiana</i> Bynum & Fox, 1977	W-Atlántico	2010	NIS	TM?	est.?	22
Bryozoa						
<i>Amathia verticillata</i>	Cosmopolita	1972	cript.	TM	est.	2

<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	Cosmopolita	1972	cript.	TM	est.	2
<i>Celleporaria brunnea</i> (Hincks, 1884)	E-Pacífico	2016	NIS	TM	est.?	23
<i>Cryptosula pallasiana</i> (Moll, 1803)	Cosm. (NE-Atl.)	2020	cript.	TM	est.	7
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	Cosmopolita	1972	cript.	TM	est.	2
<i>Watersipora arcuata</i> Banta, 1969	Indo-Pacífico	2016	NIS	TM	est.	23
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	Cosmopolita	2020	cript.	TM	est.	7
Asciidiacea						
<i>Asciidiella aspersa</i> (Müller, 1776)	Cosm.(NE-Atlant.)	1982	cript.	TM	est.	25
<i>Botryllus schlosserii</i> (Pallas, 1788)	Cosm.(NE-Atlant.)	1979	cript.	TM	est.	25
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	Cosm.(NE-Atlant.)	1980	cript.	TM	est.	25
<i>Clavelina lepadiformis</i> Müller, 1776	Cosm.(NE-Atlant.)	1979	cript.	TM	est.	26
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	Cosm.(NE-Atlant.)	1979	cript.	TM	est.	25
<i>Ecteinascidia turbinata</i> Herdman, 1880	W-Atlantico	1978	cript.	TM	est.	26
<i>Microcosmus squamiger</i> Michaelsen, 1927	Indo-Pacífico	1977	NIS	TM	est.	25
<i>Molgula occidentalis</i> Traustedt, 1883	W-Atlantico	1980	cript.	TM	est.	25
<i>Perophora viridis</i> Verrill, 1871	W-Atlantico	1980	cript.	TM	est.	25
<i>Polyandrocarpa zorritensis</i> (Van Name, 1931)	E-Pacífico	2018	NIS	TM	cas.	27
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	Cosmopolita	1978	cript.	TM	est.	26
Actinopterygii						
<i>Fistularia commersonii</i> Ruppell, 1838	Indo-Pacífico	2015	NIS	EN	cas.	28
<i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	Indo-Pacífico	2014	NIS	EN	cas.	29

(1) Ramos-Esplá *et al.* (2010); (2) Katsanavakis *et al.* (2020); (3) Pena-Martín (2013); (4) Ruiz-Fernández (2008); (5) González-Carrión (2015); (6) Izquierdo y Rubio-Portillo (2016); (7) Cardona (2020); (8) Zibrowius-Ramos-Esplá (1983); (9) Fuentes *et al.* 2010; (10) Román *et al.* (2009); (11) Capazzioni *et al.* (1995); (12) Del Pilar Ruso *et al.* (2013); (13) García-Carrascosa (1979); (14) Sandonnini *et al.* (2021); (15) Arias *et al.* (2013); (16) Zibrowius (1992); (17) Izquierdo Muñoz *et al.* (2012); (18) Murcia Requena *et al.* (2020); (19) López Soriano *et al.* (2018); (20) Giménez-Casaldueiro *et al.* (2016); (21) Pontes & Crocetta (2020); (22) Fernandez-González y Sanches-Jerez 2017; (23) Ulman *et al.* (2017); (24) Felix-Hackradt *et al.* 2009; (25) Ramos-Esplá (1988); (26) Cornet y Ramos (1980) (27) Ubeda-Quesada *et al.* (2019); (28) Izquierdo-Muñoz e Izquierdo-Gómez (2015); (29) Izquierdo-Muñoz e Izquierdo-Gómez (2014).